



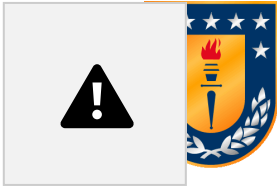
Universidad de Concepción
Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas
Departamento de Zoología

**COMPONENTES AMBIENTALES INFLUYENTES EN EL USO
DE SITIO DE MAMÍFEROS CARNÍVOROS EN UN ÁREA
PROTEGIDA DE CHILE CENTRAL**

Seminario de Título presentado a la Facultad de Ciencias Naturales y
Oceanográficas para optar al título de Biólogo

POR: RAIZA ANTONIA SÁNCHEZ ASTORGA
Profesor Guía: Enrique Rodríguez-Serrano

Septiembre 2025
Concepción, Chile



Este Seminario de Título ha sido desarrollado en el Departamento de
Zoología, Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas,
Universidad de Concepción.

Prof. Guía

Dr. Enrique Rodríguez-Serrano

Prof. Evaluadores

Dr. Cristian Hernández Ulloa

Dra. Lucila Moreno Salas

Prof. Coordinador Seminario de Título

Dr. Víctor Hernández Santander

Concepción, septiembre de 2025

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a mi profesor guía, el Dr. Enrique Rodríguez-Serrano, por abrir las puertas del Laboratorio de Mastozoología para mí. Por ofrecerme un espacio seguro para aprender, equivocarme y expresarme. Agradezco profundamente la orientación, palabras de aliento e infinidad de enseñanzas que recibí sobre los animales que me han cautivado desde que tengo memoria, permitiéndome conocer nuevas disciplinas, líneas de investigación y temas fascinantes. Por compartir conmigo y contagiar el entusiasmo por el estudio de mamíferos. Agradezco a mis compañeros del Laboratorio de Mastozoología por su cordialidad y el trato respetuoso que tuvieron conmigo desde el primer día. Fue un placer compartir escritorio con ustedes y disfrutar de gratos momentos. Agradezco a Francisca Zamora Cornejo, por darme la oportunidad de trabajar con ella y de estudiar de cerca a los mamíferos. Por sus revisiones, orientarme al tomar decisiones sobre el rumbo de este seminario y aportar material esencial para finalizar este trabajo.

El desarrollo y término de este grado fue posible gracias a mis padres, Patricia Astorga y Milton Sánchez. Gracias a su incansable trabajo y sacrificio nunca me ha faltado nada y me han sobrado las oportunidades. Gracias a mi padre por siempre cubrir mis necesidades, preocuparse por crear un mejor futuro para mí, por compartir su vida conmigo, las caminatas y la curiosidad por las ciencias naturales. Las palabras me faltarán para agradecerle a mi madre. Le agradezco eternamente por su cariño, su inagotable paciencia, por acompañarme de cerca en los altibajos de la vida y del camino que elegí. Por su compañía silenciosa limpiando, jardineando o con un libro. Por abrir el mundo para mí. Por apostar siempre por mí, sin la certeza de mi éxito. Muchas gracias.

A mi hermana Muriel. Monito. Mi cable a tierra. Gracias. Soy afortunada de gozar de tu cariño totalmente incondicional, y de la protección y complicidad que me brindas. Gracias por sostenerme, escucharme y por revisar mi redacción en múltiples ocasiones. A mi abuela Ana, con quien compartimos risas y siempre veló por mi bienestar y se ocupaba de mis necesidades.

A mi familia, tíos, tías, primas y mi primo Gato. Agradezco a mis amigos: Ivette, Coni, Javita y Benja. Gracias por escucharme, darme coraje y acompañarme. Finalmente, a mis eternos bebés: Mateo, Pelusa Ignacia y Juliancito.

ÍNDICE DE CONTENIDOS

RESUMEN	8
ABSTRACT	8
INTRODUCCIÓN	10
MATERIALES Y MÉTODOS	16
Zona de estudio	16
Diseño de muestreo y recopilación de datos	17
Análisis de datos	17
Obtención de covariables	23
RESULTADOS	25
DISCUSIÓN	28
CONCLUSION	36
LITERATURA CITADA	37
TABLAS	50
FIGURAS	55
ANEXOS	58

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Covariables utilizadas para estimar detectabilidad (p) y probabilidad de ocupación (ψ) de carnívoros nativos detectados en el Parque Nacional Radal Siete Tazas. Se presenta la abreviación usada para el análisis, el nombre completo y la descripción de esta. 50

Tabla 2. Lista de especies detectadas con su respectiva probabilidad de ocupación estimada sin considerar la detectabilidad (Naive occupancy), los valores estimados de probabilidad de ocupación (ψ) y probabilidad de detección (p) bajo el modelo nulo, transformados mediante la función inversa de logit, con sus respectivos intervalos de confianza al 95% (CI95%), el valor de AIC del modelo nulo y el número de detecciones y no detecciones obtenidas durante 15 ocasiones de muestreo en 30 unidades de muestreo. 52

Tabla 3. Valores estimados y significancia estadística de las covariables incluidas en los modelos competitivos resultantes del promedio de modelos del análisis de ocupación single-species, single-season, para la estimación de la probabilidad de detección (p) y probabilidad de uso de sitio (ψ) de cada especie detectada. En las filas se presentan las categorías y covariables evaluadas, y en las columnas las especies. Se resaltan en negrita los valores con significancia estadística siguiendo el código: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1. 53

Tabla 4. Resumen de los modelos competitivos ($\Delta AIC < 2$) obtenidos para cada especie a partir de análisis de ocupación single-species, single-season. Se resalta en negrita las covariables con significancia estadística ($p < 0.05$) en sus respectivos modelos. Se indica la diferencia en el Criterio de Información de

Akaike (AIC/QAIC), el peso del modelo (W), el número de parámetros (K) y el valor del logaritmo de máxima verosimilitud (loglike). 54

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Imagen satelital de la zona de estudio. La superficie del PNRST se muestra de color verde claro en el cuadro superior izquierdo. Los polígonos coloreados representan la superficie muestreada. La vegetación de pino se muestra de color rosado, mientras que el bosque esclerófilo, ubicado en la parte superior derecha, y el matorral, ubicado al sur de este último se presentan de color celeste. Las unidades de muestreo son representadas como puntos negros. Extraído de Zamora-Cornejo (2024). 53

Figura 2. Efecto de las covariables en el uso de sitio y detectabilidad de *Conepatus chinga* (A), *Galictis cuja* (B), *Leopardus colocola* (C), *Leopardus guigna* (D) y *Lycalopex culpaeus* (E). Los coeficientes β con un intervalo de confianza del 95% se calcularon del promedio de modelos competitivos, a excepción de *G. cuja*, de un análisis de ocupación single-species, single-season. Aquellos cuyo IC no incluye 0 tienen efecto significativo sobre el parámetro correspondiente. 54

Figura 3. Relación entre las covariables que muestran una influencia significativa en los modelos competitivos del análisis de ocupación single-species para la estimación de la probabilidad de detección (azul) y probabilidad de uso de sitio (rojo) de carnívoros nativos. Se presentan los valores estimados de los coeficientes beta (β ; línea sólida en covariables continuas y puntos en discretas) junto con sus intervalos de confianza al 95% (área sombreada). 55

RESUMEN

Los mamíferos carnívoros que habitan en paisajes modificados por actividades antropogénicas en Chile central enfrentan los riesgos de atropellos, conflictos con humanos, contacto con animales domésticos y sus patógenos. Por ello, las áreas silvestres protegidas son elementos de conservación fundamentales para estas especies nativas en regiones con alta antropización, en especial para aquellas especies que dependen de la cobertura de bosque nativo y los recursos asociados al mismo. Sin embargo, las áreas protegidas en la zona central del país abarcan superficies insuficientes para mantener poblaciones viables, arriesgando su persistencia a largo plazo. Por lo anterior, el objetivo de este trabajo fue identificar los factores bióticos, abióticos y antropogénicos que influyen en la probabilidad de uso de sitio de carnívoros habitando un área protegida en Chile central, con el fin de aportar información relevante para su conservación. Se espera encontrar una relación positiva con la ocurrencia de recursos presa y una influencia negativa de variables antropogénicas.

Para ello, se dispuso de un monitoreo continuo de 424 días mediante 30 cámaras trampa distribuidas en sectores con distintas características ambientales. Se empleó un modelo de ocupación *single-species, single-season*, para estimar mediante métodos de máxima verosimilitud la probabilidad de uso del sitio considerando la detección imperfecta de las especies. Se registraron seis especies de carnívoros nativos. En general, el uso de sitio se relaciona positivamente con la disponibilidad de pequeños mamíferos y la densidad de vegetación, y varió en relación a la elevación. Por el contrario, las variables antropogénicas evaluadas no evidenciaron efecto alguno.

Las relaciones halladas sugieren una tendencia de los carnívoros a utilizar sitios en relación a la disponibilidad de presas vertebradas e invertebradas, y a condiciones favorables para el refugio, movilidad y éxito de caza. Por lo anterior, la persistencia de disponibilidad de presas y la complejidad estructural del hábitat favorecerían la conservación de estos depredadores.

ABSTRACT

Carnivorous mammals inhabiting human-modified landscapes in central Chile face risks such as roadkills, human-wildlife conflicts, interactions with domestic animals and their pathogens. Native forest cover is essential for their conservation in these regions. Therefore, protected areas are fundamental conservation elements for these native species in regions with high levels of human disturbance, especially for those that depend on native forest cover and its associated resources. However, protected areas in central Chile do not cover sufficient land to maintain viable populations, putting their long-term survival at risk. The aim of this study was to identify the biotic, abiotic, and anthropogenic factors that influence the occurrence of carnivores inhabiting a protected area in central Chile, in order to provide relevant information for their conservation. A positive relationship with the occurrence of prey resources and a negative influence of anthropogenic variables are expected to be found.

Continuous monitoring was carried out over 424 days using 30 camera traps distributed across areas with different environmental characteristics. A single-species, single-season occupancy model was used to estimate site use probability while accounting for imperfect detection of species. Six native mammal carnivore species were recorded. Overall, site use was positively related to the availability of small mammals and vegetation density, and varied according to elevation. In contrast, the anthropogenic variables evaluated showed no effect.

The relationships found suggest that carnivores tend to occupy sites according to vertebrate and invertebrate prey availability and favorable conditions for shelter, mobility, and hunting success. Therefore, the persistence of prey populations and the structural complexity of the habitat are key factors to the conservation of carnivore populations in central Chile.

INTRODUCCIÓN

La Ecología de Comunidades es definida como el estudio del conjunto de poblaciones de todos los niveles tróficos que habitan en simpatria, las interacciones entre estas y su influencia en la dinámica comunitaria (Jaksic & Marone 2007). Las bases teóricas de esta disciplina permiten comprender fenómenos como la variación en los patrones de distribución y abundancia de las especies en el espacio y el tiempo en función de las interacciones intra e interespecíficas de los organismo o con los elementos de su entorno (Andrewartha & Birch 1954; Diamond 1986). Para comprender la variación espacial se evalúa la existencia de una relación entre estos patrones con los factores físicos y biológicos de su hábitat que podrían incidir en el estado de la población del grupo taxonómico en cuestión, los que se denominan componentes ambientales (Roughgarden & Diamond 1986; Jaksic & Marone 2007). Los factores físicos corresponden a aquellas variables abióticas del medio, como la temperatura, la variación climática o la fragmentación espacial, mientras que los factores biológicos corresponden a aquellos relacionados con variables bióticas, es decir, propiedades de la comunidad de la especie como la posición trófica, las interacciones interespecíficas o la disponibilidad y variabilidad de recursos, (Andrewartha & Birch 1954; Roughgarden & Diamond 1986).

En una comunidad, la interacción consumidor-presa es el vínculo fundamental entre las especies que la componen (Roughgarden & Diamond 1986; Estes 1996). Así, la comunidad suele estructurarse en grupos de menor rango en función de las similitudes ecológicas entre especies, como los recursos que consumen (Schoener 1986; Blondel 2003). De esta manera, al grupo de especies que explotan la misma clase de recursos ambientales de manera similar se les denomina gremio (Jaksic & Marone 2007). Sin embargo, debido a la dificultad práctica que conlleva estudiar la diversidad de taxones no emparentados que abarca este concepto, un gremio suele estudiarse enfocado en un solo taxón, es

decir, en una subclase taxonómica de especies pertenecientes al mismo gremio (Schoener 1986; Blondel 2003).

El Orden Carnivora agrupa a mamíferos caracterizados por presentar fuerte musculatura asociada a la mandíbula y dentadura especializada para alimentarse principalmente de carne, tanto de vertebrados como invertebrados (Iriarte & Jaksic 2012). Este gremio cumple un rol fundamental en la dinámicas tróficas de los ecosistemas, puesto que regulan la abundancia poblacional de sus presas y, en consecuencia, influye en la abundancia y características de los recursos utilizados por estas, incidiendo en el flujo de nutrientes y energía, y aportando indirectamente servicios ecosistémicos (Estes 1996; Iriarte & Jaksic 2012; Roemer 2009; Ripple *et al.* 2014). Por lo anterior, es fundamental generar conocimiento preciso sobre las características del hábitat utilizado por este gremio previo a intervenir en factores que podrían amenazar la persistencia de una población, y prever las consecuencias de la eventual reducción de su área de distribución (Estes 1996; Prugh *et al.* 2009). En este contexto, la medida de ocupación es una variable de estado ampliamente utilizada para estudiar patrones espaciales de fauna silvestre (Bailey & Adams 2004). Esta se define como proporción de un área, parches o unidades de muestreo en las que una especie está presente (MacKenzie *et al.* 2017, p. 9) y permite relacionar esta presencia con características ambientales y así entender factores que influyen en el uso del espacio (MacKenzie *et al.* 2002; Bailey & Adams 2004).

La ocupación del espacio depende de la interacción de diversos componentes ambientales que rigen el movimiento de los animales, como la disponibilidad de hábitat idóneo, las interacciones intragremiales o la disponibilidad de recursos (Rich *et al.* 2017; Cisnes-Araujo *et al.* 2025). En particular, destaca la disponibilidad de presas como factor clave, debido a su relevancia como un limitante del tamaño poblacional de sus depredadores (Fuller & Sievert 2001; Berryman 2003; Karanth *et al.* 2004), y las consecuencias de las actividades antropogénicas en el hábitat (Ripple *et al.* 2014; Marneweck *et al.* 2021; Burton *et*

al. 2024). Ciertas características de los mamíferos carnívoros, como su baja abundancia y densidad poblacional, y preferencia por parches extensos de bosque maduro los convierte en un grupo especialmente vulnerable a las perturbaciones del hábitat (Crooks 2002). En consecuencia, numerosas poblaciones de depredadores han experimentado un consistente declive de abundancia y extinciones locales alrededor del mundo en las últimas décadas (Ripple *et al.* 2014; Moreira-Arce *et al.* 2015; Otavo & Echeverría 2017). Esta tendencia podría desencadenar complejos efectos en cascada en niveles tróficos inferiores y generar importantes repercusiones a nivel ecosistémico (Roemer 2009; Prugh *et al.* 2009).

En Chile habitan 13 especies de mamíferos carnívoros terrestres, expuestos a diversas amenazas como la persecución directa, la degradación del hábitat y la fragmentación del paisaje (Iriarte & Jaksic 2012). Particularmente, estas últimas se han intensificado en la zona central del país como consecuencia de la expansión urbana, el pastoreo excesivo y el reemplazo de vegetación nativa por plantaciones exóticas, lo que ha reducido los bosques nativos a parches pequeños y aislados (Echeverría *et al.* 2006; Vogiatzakis *et al.* 2006; Otavo & Echeverría 2017). En estas regiones se distribuyen ocho especies terrestres, todas enlistadas en alguna categoría de conservación de la Unión internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN): *Conepatus chinga* (LC), *Galictis cuja* (LC), *Leopardus guigna* (VU), *Leopardus colocola* (NT), *Lycalopex griseus* (LC), *Lycalopex culpaeus* (LC) y *Puma concolor* (LC), además del recientemente registrado *Leopardus jacobita* (EN; Iriarte & Jaksic 2012).

Las respuestas de los carnívoros al cambio de uso de suelo dependen de su capacidad de dispersión, tolerancia a perturbaciones, especialización trófica, vulnerabilidad a la pérdida de hábitat, a la caza y a barreras de dispersión (Crooks 2002; Hurtado *et al.* 2025). Especies más tolerantes, como *L. culpaeus*, *L. griseus* y *G. cuja*, ocupan superficies de agrocultivo que presentan ciertas condiciones favorables, como sotobosque desarrollado, disponibilidad de presas o baja

densidad de población humana adyacente, modificando sus patrones de actividad diarios para coexistir con animales domésticos (Moreira-Arce *et al.* 2015; Gálvez *et al.* 2021; García *et al.* 2021; Guzmán-Aguayo *et al.* 2023; Ramírez-Álvarez *et al.* 2023). Por otro lado, carnívoros mas vulnerables a la pérdida de hábitat y a barreras artificiales se ven perjudicadas debido a la limitación del movimiento y perdida de cobertura vegetal (Mella *et al.* 2002; Acosta-Jamett & Simonetti 2004; Zúñiga *et al.* 2009).

Si bien la ocupación de fragmentos del paisaje asociados a actividades antropogénicas puede considerarse una oportunidad para la conservación de depredadores, esta tiene el potencial de aumentar la probabilidad de conflictos con humanos (Silva-Rodríguez *et al.* 2009; Gálvez *et al.* 2018), atropellos en caminos (Moreira-Arce *et al.* 2015; Guzmán *et al.* 2025) y transmisión de patógenos desde animales domésticos hacia fauna silvestre (Hernández *et al.* 2021), comprometiendo el estado de las poblaciones locales y arriesgando su persistencia. Sumado a lo anterior, la relación positiva entre la ocupación y la abundancia de carnívoros con la cobertura de bosque nativo resalta la relevancia de contar con espacios geográficos específicos y delimitados destinados a asegurar la preservación y conservación de estos depredadores en Chile central, como las denominadas áreas silvestres protegidas (APs; Zúñiga *et al.* 2009; García *et al.* 2021; Ley 21.600, art.3; Ramírez-Álvarez *et al.* 2023). Sin embargo, en la zona central del país, las APs abarcan superficies insuficientes para mantener poblaciones viables, convirtiendo a esta región en la más afectada a nivel nacional debido a las eventuales extinciones locales de carnívoros aún dentro de sus límites (Simonetti & Mella 1997).

Se ha documentado consistentemente que la ocupación de hábitat de carnívoros dentro de APs tiende a relacionarse positivamente con la disponibilidad de presas (Karanth *et al.* 2004; Duangchatrasiri *et al.* 2019; Santos *et al.* 2019; Rabelo *et al.* 2019; Moreno-Sosa *et al.* 2022; Cifuentes-Ibarra *et al.* 2023) y cobertura de bosque (Lwin *et al.* 2023; Hurtado *et al.* 2025), mientras que suele asociarse

negativamente con factores antropogénicos, como la densidad y proximidad de carreteras (Rich *et al.* 2017; Bedoya-Durán *et al.* 2021; Cifuentes-Ibarra *et al.* 2023) o a asentamientos humanos (Andersen *et al.* 2014; Lwin *et al.* 2023). A pesar de estas tendencias generales, la magnitud y dirección de las respuestas de los carnívoros varía entre especies y regiones geográficas. Esta variabilidad se debe a las diferencias entre especies en cuanto a las condiciones ambientales requeridas y la tolerancia a perturbaciones, así como a las características de la matriz, como el grado de conectividad en un paisaje fragmentado o las actividades antropogénicas desarrolladas en este (Rich *et al.* 2017; Marneweck *et al.* 2021; Semper-Pascual *et al.* 2023; Hurtado *et al.* 2025). Debido a esta variabilidad de respuestas dependientes del contexto regional, no es apropiado generalizar respuestas de comunidades entre regiones. La conservación efectiva en APs requiere incorporar conocimiento sitio-específico que considere tanto las particularidades de cada especie como los atributos específicos de cada área y el contexto regional (Roemer *et al.* 2009).

Es fundamental generar conocimiento *in situ* sobre los requerimientos de las especies de carnívoros que hacen uso de las APs en el centro del país, específicamente sobre los componentes ambientales que influyen en la ocupación de hábitat dentro del contexto local, y tomar medidas para favorecer la persistencia de estas condiciones. Si bien existen estudios enfocados en la conservación de carnívoros de Chile central, la mayoría se desarrollan fuera de APs (García *et al.* 2021; Guzmán-Aguayo *et al.* 2023; Ramírez-Álvarez *et al.* 2023; Sessler 2024) o en sus alrededores (Gálvez *et al.* 2013), mientras que aquellos realizados dentro de APs se limitan al rango costero (Acosta-Jamett & Simonetti 2004; Moreira-Arce *et al.* 2015). Además, pocos estudios evalúan simultáneamente factores locales que han mostrado ser relevantes en los patrones espaciales de carnívoros, como variables antropogénicas internas y disponibilidad de presas en la ocupación de sitios dentro de APs (ver Cifuentes-Ibarra *et al.* 2023). Por lo tanto, no hay claridad sobre la interacción de estas dos variables en la ocupación de carnívoros, ni cual es más relevante para

predecir la ocurrencia de las distintas especies. En consecuencia, se desconoce qué atributos de las APs inmersas en una matriz perturbada ejercen mayor influencia en la ocupación de hábitat de carnívoros de Chile central más allá del rango costero.

Considerando estos antecedentes, surge la pregunta: ¿Qué componentes ambientales influyen en la ocupación de sitios de carnívoros en un área protegida de Chile central? Se hipotetiza que la ocupación de carnívoros en un área protegida ubicada en la zona central de Chile está influenciada principalmente por la disponibilidad de recursos presa debido a su relevancia como limitante poblacional, y por componentes ambientales antropogénicos dada su influencia restrictiva en el uso espacio. Se predice que la disponibilidad de recursos presa tendrá un efecto positivo sobre la ocupación de hábitat en carnívoros, mientras que los factores antropogénicos influirán negativamente en esta.

El objetivo general de este estudio es identificar los componentes ambientales bióticos, abióticos y antropogénicos que influyen en la probabilidad de ocupación de los carnívoros habitando un área protegida en el centro del país, con el fin de aportar información relevante para la conservación de estas poblaciones. Específicamente, se propone: I) evaluar la respuesta de mamíferos carnívoros en términos de ocupación ante componentes ambientales bióticos, abióticos y antropogénicos, II) identificar los componentes ambientales que ejercen mayor influencia en la ocupación de cada depredador, y III) describir los atributos locales que favorecen la ocupación de carnívoros en el área de estudio.

MATERIALES Y MÉTODOS

Zona de estudio

La zona de estudio corresponde al área protegida Parque Nacional Radal Siete Tazas (PNRST; 35°24' a 35°30' S, 70°49' a 71°03' O), ubicado en la comuna de Molina, provincia de Curicó, Región del Maule, Chile. El sector se caracteriza por su clima templado-cálido, con una temperatura y precipitación media anual de 14,7°C y 1,545 mm respectivamente, registrándose además nevadas frecuentes en el oriente (CONAF 2001; Fuentes Bustamante *et al.* 2023).

El PNRST se caracteriza como una zona de transición entre la alta cordillera Andina y la Precordillera (Consejo Ecológico Comunal de Molina 2015), donde entran en contacto la vegetación esclerófila y el bosque húmedo del sur. Se identifican tres regiones ecológicas: la Estepa Altoandina, Bosque Esclerófilo, y Bosque Caducifolio, el cual abarca casi el 100% de la superficie (CONAF 2008). El Parque se caracteriza por sus bosques marcados de Roble (*Nothofagus obliqua*), Ciprés de la cordillera (*Austrocedrus chilensis*), y Coihue (*Nothofagus dombeyi*; Consejo Ecológico Comunal de Molina, 2015). Además, destacan especies como el radal (*Lumatia hirsuta*), ñirre (*Nothofagus antarctica*), raulí (*Nothofagus alpina*), hualo (*Nothofagus glauca*), entre otros (CONAF 2008). Dentro de los límites del parque se identifican superficies modificadas por actividades antropogénicas, cuya extensión y nivel de perturbación varía dependiendo del tipo de actividad realizada en estas, como turismo, viviendas, o comunidades de especies vegetales exóticas dominadas por plantaciones longevas de *Pinus radiata* con amplio sotobosque asociado (CONAF 2008). Estas últimas abarcan 78,52 hectáreas, correspondientes a un 1,5% de toda la superficie vegetal, pero muy concurridas tanto por vecinos como por turistas.

En la zona de estudio se ha reportado la ocurrencia de siete especies de mamíferos carnívoros nativos (CONAF 2008): *C. chinga*, *G. cuja*, *L. guigna*, *L. colocola*, *L. griseus*, *L. culpaeus*, *P. concolor* y *Leopardus jacobita*.

Diseño de muestreo y recopilación de datos

Para evaluar el efecto de distintos componentes ambientales en la ocurrencia de carnívoros se obtuvieron registros de detecciones y no-detecciones de fauna local mediante un monitoreo remoto continuo realizado con treinta cámaras trampa (CamPark T45 16 MP 1080P Game & Hunting Camera) ubicadas durante 424 días (noviembre de 2022 hasta enero de 2024) en tres sectores del Parque que presentan distintas características ambientales, principalmente asociadas a la cobertura vegetal dominante: Bosque esclerófilo, Matorral espinoso y plantación de *P. radiata*. Los registros de mamíferos utilizados corresponden a carnívoros nativos mencionados anteriormente, potenciales presas de estos como pequeños mamíferos (roedores, lagomorfos y marsupiales) y aves paseriformes, y animales domésticos asociados a los humanos.

Las cámaras trampa (en adelante unidades de muestreo) fueron instaladas sin cebo en sitios cercanos a rastros de actividad de las especies de interés, como letrinas, huellas o potenciales caminos de circulación, considerando una distancia de separación mínima de 200 metros entre unidades (Figura 1; Silver *et al.* 2004; Balme *et al.* 2009). Fueron configuradas para funcionar continuamente las 24 horas y tomar tres fotografías por cada activación del sensor de movimiento, sin retardo entre fotos. Las unidades fueron visitadas cada tres meses, al final de cada estación, para recolectar los registros obtenidos, reemplazar baterías y tarjetas de memoria.

Análisis de datos

Se utilizó un modelo de ocupación *single-species, single-season* (MacKenzie 2002), con estimación por máxima verosimilitud, a través del paquete *unmarked* (Fiske & Chandler 2011) en RStudio 3.4.0 (R Development Core Team 2016). Los modelos de ocupación son un modelo jerárquico que permite diferenciar y modelar simultáneamente dos procesos distintos: el proceso ecológico (el estado o medida de ocupación de la especie en las unidades) y el proceso observacional (la

detección o no detección durante un muestreo). Al realizar esta diferenciación de manera explícita, el modelo de ocupación permite obtener estimaciones insesgadas de la probabilidad de ocupación (ψ) al abordar el problema de la detección imperfecta, término atribuido al fenómeno de no detectar una especie en una unidad a pesar de estar presente en la misma, reflejándose en una probabilidad de detección (p) menor a 1 (MacKenzie *et al.* 2002; Guillera-Aroita *et al.* 2015; Andrade-Ponce *et al.* 2021). La detectabilidad (p) se define como la probabilidad de detectar al menos un individuo de la especie en una unidad de muestreo durante una visita, dado que la especie está presente (MacKenzie *et al.* 2017, p. 13). Por otra parte, la ocupación puede abordarse desde dos perspectivas. En términos teóricos, se define como la fracción del paisaje, parches o unidades de muestreo ocupadas por la especie, o donde está presente (MacKenzie *et al.* 2017, p. 9). En la práctica y ejecución del modelado, se interpreta como la probabilidad de que una unidad de muestreo seleccionada aleatoriamente esté ocupada (ψ), es decir, que contenga al menos un individuo de la especie (MacKenzie *et al.* 2017, p. 14). De esta manera, el parámetro ocupación se interpretó como probabilidad de uso de sitio o “una medida de uso de hábitat local” (Duangchatrasiri *et al.*, 2019; Santos *et al.*, 2019; Hurtado *et al.* 2025).

Las inferencias realizadas a partir de los modelos de ocupación se basan en cinco supuestos: (1) el estado de ocupación no cambia durante el periodo de muestreo; (2) la probabilidad de ocupación es constante entre unidades o modelada mediante covariables; (3) la probabilidad de detección es constante o puede modelarse con covariables; (4) los historiales de detección son independientes entre sitios; y (5) las especies son identificadas correctamente (Bailey & Adams 2005; MacKenzie *et al.* 2017).

Previo a la estimación de los parámetros de interés, los registros fotográficos fueron organizados en eventos independientes, definidos como registros separados por 60 minutos dentro de una misma unidad de muestreo (Santos *et al.* 2019). Posteriormente, el periodo de monitoreo continuo fue dividido en ocasiones

de muestreo discretas. A partir de los eventos independientes se construyeron historiales de detección para cada especie utilizando el paquete *camtrapR* (Niedballa *et al.* 2016; Rovero & Zimmermann 2016; Guzmán-Aguayo *et al.* 2023). El historial de detección consiste en una secuencia de detecciones (1) y no detecciones (0) de la especie por cada unidad y ocasión de muestreo.

Es relevante considerar que abundantes no-detecciones en un historial de detección, como el de especies difíciles de detectar, puede provocar sobredispersión de datos y llevar a problemas de convergencia del modelo o sesgos en la precisión de la estimación de parámetros (MacKenzie *et al.* 2017. p. 161). Por ello, la extensión temporal de las ocasiones de muestreo fue evaluada y fijada en 30 días, resultando en 15 ocasiones de muestreo, intervalo que mostró mejor estabilidad en las estimaciones de ocupación y de detectabilidad, y un mejor ajuste del modelo nulo en comparación con otras extensiones temporales evaluadas (7 y 15 días; Anexo 1). Esta selección se realizó bajo el supuesto de que esta ventana temporal es suficiente para estabilizar las estimaciones de ocupación y detección sin comprometer el supuesto de independencia (MacKenzie & Bailey 2004; Guzmán-Aguayo *et al.* 2023).

Las covariables predictoras consideradas en el proceso de estimación de los parámetros de interés se seleccionaron considerando tres categorías: antropogénicas, abióticas y bióticas (Tabla 1), y fueron incluidas en el modelado a través de una función de enlace logit (*logit link function*; Bailey & Adams 2004). Para modelar probabilidad de uso de sitio (ψ) se escogieron características de cada unidad de muestreo, denominadas covariables de sitio, como variables de hábitat u ocurrencia de otras especies durante todo el periodo de muestreo (Mackenzie 2002; Bailey & Adams 2004). Como covariables antropogénicas se seleccionaron: la detección y no detección de presencia humana, la distancia entre la unidad de muestreo con vías de circulación de vehículos y construcciones más cercanas (Lwin *et al.* 2023), y el Índice de Abundancia Relativa de personas (RAI, por sus siglas en inglés: *Relative Abundance Index*; Santos *et al.* 2019) y de

animales domésticos (Duangchatrasiri *et al.*, 2019). Se consideraron animales domésticos a mamíferos cuya ocurrencia se asocia al humano, como perros (*Canis lupus familiaris*), vacas (*Bos taurus*) y cabras (*Capra sp.*). Como covariable abiótica o de hábitat para estimar ψ , se seleccionó el tipo de cobertura de vegetación (Burton *et al.* 2024), el promedio anual del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI por sus siglas, *Normalized Difference Vegetation Index*; Coon *et al.* 2020; Moreno-Sosa *et al.* 2022) y la elevación de la unidad de muestreo sobre el nivel del mar. Como covariables bióticas, se seleccionó la disponibilidad de presas, representada por el RAI de roedores y lagomorfos, de ahora en adelante denominados pequeños mamíferos, y de aves paseriformes (Duangchatrasiri *et al.* 2019; Santos *et al.* 2019; Zamora-Cornejo 2024). La disponibilidad de pequeños mamíferos abarcó todas las potenciales presas mamíferas reportadas por Zamora-Cornejo (2024), sin discriminar por preferencia dietaria de cada especie.

La detectabilidad (p) fue modelada en función de covariables observacionales y covariables de sitio que puedan condicionar el acceso a recursos y afectar el comportamiento animal (Santos *et al.* 2019). Las covariables observacionales son características cuyo valor o estado cambió entre cada ocasión de muestreo, pero no necesariamente entre sitios, como las condiciones climáticas (MacKenzie *et al.* 2017. p. 151). Como covariable observacional antropogénica se seleccionó la detección de presencia humana por cada ocasión de muestreo, la distancia entre la unidad de muestreo con caminos principales y construcciones más cercanas (Lwin *et al.* 2023), la detección de personas y el RAI de personas y de animales domésticos (Duangchatrasiri *et al.* 2019). Como covariable abiótica, se seleccionó la precipitación acumulada mensual como reflejo de la influencia de un evento meteorológico extremo asociado al fenómeno de El Niño ocurrido durante invierno de 2023, el cual provocó importantes desprendimientos de tierra y desbordes de ríos en la zona de estudio (Dirección Meteorológica de Chile 2023a). Además, se incorporó el NDVI mensual, la temperatura promedio mensual, la elevación, la

estación y el tipo de cobertura de la vegetación. Como covariable biótica se seleccionó el RAI de pequeños mamíferos y de aves paseriformes (Tabla 1).

Previo al modelado, todas las variables continuas fueron estandarizadas y las categóricas se mantuvieron como factores (Andrade-Ponce *et al.* 2021). Posteriormente, se evaluó multicolinealidad entre todas las covariables observacionales y de sitio mediante un análisis de correlación de Spearman (ρ ; Gálvez *et al.* 2021). Las covariables que evidenciaron alta correlación (Spearman $|\rho| > 0.7$) no fueron evaluadas en un mismo modelo (Guzmán-Aguayo *et al.* 2023).

El análisis de ocupación de cada especie se realizó en dos etapas mediante un *model-based approach* (Mackenzie *et al.* 2017. p. 123). Inicialmente, se evaluó por separado la influencia de cada covariable sobre los parámetros de interés, para luego seleccionar aquellas que ofrecieron un mejor ajuste a los datos según criterios estadísticos (valor AIC, significancia, estabilidad de valores estimados a partir de SE). Posteriormente, se construyó un modelo global en el que ambos parámetros fueron modelados simultáneamente en función de las covariables seleccionadas. En primer lugar, se modeló la probabilidad de detección (p) en función de una, dos o más covariables observacionales, manteniendo constante el valor de ψ . Cada modelo construido fue sometido a una prueba de bondad de ajuste con 1000 repeticiones mediante la función “mb.gof.test” del paquete *AICcmodavg* (Mazerolle, 2017). De esta manera, se determinó si existían diferencias significativas entre los datos observados y las predicciones del modelo ($P < 0.05$), y la magnitud de la dispersión de los datos a través del valor de \hat{c} (\hat{c}): valores superiores a 1 sugieren sobredispersión, es decir, una variación observada mayor a la esperada bajo el modelo (MacKenzie & Bailey, 2004; MacKenzie *et al.*, 2017). La sobredispersión observada fue corregida ajustando los valores de AIC con AICc corregido (QAIC; MacKenzie and Bailey 2004). Luego, se generaron todas las combinaciones posibles de variables predictoras (*all possible subsets*) utilizando la función “dredge” del paquete *MuMin* (Bartón 2025). La selección de los modelos candidatos se basó en el criterio de información de

Akaike (AIC o QAIC según corresponda), el cual permite comparar múltiples modelos simultáneamente, considerando tanto la bondad de ajuste al conjunto de datos como la penalización por complejidad (o sobreparametrización) del modelo (Johnson & Omland 2004). Los modelos que presentaron un $\Delta AIC < 2$ se consideraron los mejores soportados por los datos, es decir, modelos competitivos (Burnham & Anderson, 2002; Santos *et al.* 2019; Gálvez *et al.* 2021). Durante el desarrollo de esta etapa se descartaron las covariables que en modelos individuales presentaban: (1) un valor de AIC superior al del modelo nulo; (2) estimaciones imprecisas asociadas a errores estándar elevados en relación con el valor estimado; (3) estimaciones distorsionadas (valores extremos cercanos a 0 o 1); o (4) baja significancia estadística. En cambio, se retuvieron las covariables que mostraron mejoras y estabilidad en estos criterios. El mismo procedimiento fue replicado para modelar la probabilidad de uso del sitio (ψ), manteniendo p constante.

Luego se elaboró el modelo global. Ambos parámetros (ψ y p) fueron modelados simultáneamente utilizando del conjunto de covariables seleccionadas. El modelo global fue sometido al mismo procedimiento descrito anteriormente: se aplicó la prueba de bondad de ajuste, se generaron todas las combinaciones posibles de covariables para ser sometidas a la selección de modelos competitivos a partir del criterio de información de Akaike. Finalmente, las estimaciones de ψ y p se obtuvieron a partir un promedio ponderado de los modelos competitivos del modelo global, el cual permite reducir el sesgo de selección y la incertidumbre generada a partir del proceso de selección de modelos (Johnson & Omland, 2004). Para interpretar las estimaciones, los valores estimados fueron transformados a escala de probabilidad aplicando la función inversa de logaritmo.

De acuerdo con MacKenzie (2002), cuando la detectabilidad es baja, las estimaciones de ψ tienden a 1. Por otra parte, cuando la detectabilidad es igual o superior a 0.3 y se tienen suficientes ocasiones de muestreo (>7), las estimaciones de ψ son razonablemente no sesgadas en todos los escenarios. En

relación con esto, se definió un valor mínimo de $p \geq 0.3$ como requisito para asegurar estimaciones confiables de ψ , exceptuando casos en que probabilidades de detección inferiores a este umbral no estén asociadas a valores sobreestimados de ψ , es decir, valores cercanos a 1.

Obtención de covariables

El NDVI es un índice utilizado para estimar la cantidad y calidad de la vegetación a partir de medidas de radiación reflejada por esta misma, específicamente la luz roja visible y el infrarrojo cercano (Jackson & Huete 1991).

Se obtuvieron imágenes satelitales del área de estudio, capturadas durante cada mes del periodo de muestreo a través del sitio web de “*The U.S Geological Service*” (USGS; <https://earthexplorer.usgs.gov>). Como criterio de búsqueda se especificó una cobertura de nubes máxima de 10% y se obtuvieron archivos de Landsat Collection 2 Level-2, específicamente Landsat 8-9 OLI/TIRS C2 L2. De esta base de datos se descargaron las bandas 4 y 5, las que cuentan con 30 metros de resolución, correspondientes a la banda de infrarrojo cercano (865 nm) y rojo (654.5 nm) respectivamente. Posteriormente, se utilizó herramienta “Calculadora Ráster” de QGIS (QGIS.org 2025) para extraer una capa ráster con los valores de NDVI de la zona de estudio utilizando la siguiente fórmula:

$$NDVI = \frac{Banda5 - Banda4}{Banda5 + Banda4}$$

Para finalizar, se extrajo el valor NDVI del área adyacente a cada unidad de muestreo utilizando la función “extract()” del paquete *terra* (Hijmans 2025) en RStudio. Para los fines de este trabajo, la medida de NDVI se interpretó como un indicador de la distribución espacial de la densidad de vegetación, donde valores cercanos a cero indican menor densidad y valores cercanos a 1 mayor densidad (Moreno-Sosa *et al.* 2022).

En relación a las variables abióticas, la elevación sobre el nivel del mar de cada estación de muestreo fue obtenida manualmente en Google Earth Pro utilizando las coordenadas de estas. De la misma manera, se utilizaron imágenes satelitales para calcular la distancia desde cada unidad de muestreo hasta las construcciones y vías de circulación de vehículos más cercanas. El tipo de vegetación se determinó principalmente a partir del reconocimiento de comunidades vegetales del Parque elaborado por CONAF (2008, p. 36), complementando con una identificación en terreno de la cobertura vegetal dominante adyacente a cada unidad de muestreo. Así, se establecieron tres categorías: Plantación de pino, Bosque esclerófilo y Matorral. Por otra parte, la información climatológica se obtuvo recopilando datos de precipitación acumulada mensual (mm) y temperatura promedio mensual (°C), correspondientes a cada ocasión de muestreo, desde la base de datos de la estación San Clemente (código 350064), disponible a través del sitio web de Servicios Climáticos de la Dirección General de Aeronáutica Civil de Chile (2023b,c). Ambos conjuntos de datos fueron clasificados en distintas categorías en base a su distribución, utilizando percentiles calculados en RStudio con el propósito de facilitar su incorporación como covariable observacional. Se determinaron cuatro categorías para los datos de precipitación: Sin precipitación (s/p), que corresponde a valores menores a 1 mm; Baja, entre 1 a 4.6 mm; Media, de 4.6 a 74.4 mm; y Alta, de 74.4 al valor máximo registrado de 279.8 mm. Asimismo, la temperatura promedio mensual fue clasificada en tres categorías: Baja, de 8 a 11 °C; Media, de 12.1 a 18 °C; y Alta, de 18.4 a 21.3 °C.

La disponibilidad de recursos se estimó a partir del RAI (Santos *et al.*, 2019), el cual permite una comparación relativa de la actividad o detección de los individuos entre sitios o muestreos. Se expresa como número de eventos independientes por 100 trampas-día (*CT/days*).

$$RAI = \frac{\text{Eventos independientes}}{\text{Esfuerzo de muestreo}} \times 100$$

El esfuerzo de muestreo se expresó como la cantidad de días en que la cámara estuvo operativa (30 días para obtener el RAI utilizado como covariable observacional y aproximadamente 400 días para utilizarse como covariable de sitio). Así mismo, se obtuvo el RAI de animales domésticos.

RESULTADOS

En 30 unidades de muestreo y un total de 8569 trampas-día, se registraron 1114 eventos independientes (EI) de pequeños mamíferos, 661 de aves passeriformes, 12 de personas, 138 de animales domésticos y 350 de carnívoros nativos. En las 15 ocasiones de muestreo establecidas, se contabilizaron 192 detecciones (n) y 1760 no-detecciones de seis especies de carnívoros (Tabla 2): *L. culpaeus* (EI = 253; n = 125), *L. guigna* (EI = 36; n = 25), *C. chinga* (EI = 26; n = 19), *G. cuja* (EI = 19; n = 15), *L. colocola* (EI = 16; n = 9) y *P. concolor* (EI = 2; n = 2). Sin embargo, esta última fue descartada de análisis posteriores por presentar un número insuficiente de detecciones.

Se observaron diferencias en la frecuencia de detección de especies en las distintas coberturas de vegetación que no se vieron reflejadas en los análisis de probabilidad de uso de sitio. *C. chinga* se registró mayoritariamente en bosque esclerófilo (EI = 21), seguida por matorral (EI = 31) y plantaciones de pino (EI = 2). *G. cuja* presentó registros en matorral (EI = 10) y plantaciones de pino (EI = 9), pero no en bosque esclerófilo. *L. colocola* se detectó exclusivamente en matorral. *L. guigna* se registró principalmente en plantaciones de pino (EI = 34), con dos detecciones en bosque esclerófilo y ausencia en matorral. Finalmente, *L. culpaeus*, la especie más detectada, presentó abundantes registros en los tres tipos de vegetación: bosque esclerófilo (EI = 88), matorral (EI = 75) y plantaciones de pino (EI = 90).

En el análisis de multicolinealidad de covariables de sitio y observacionales, solo la elevación y la vegetación presentaron una alta correlación (ρ = -0.94; Anexo 2) y fueron evaluadas en modelos distintos.

Bajo el modelo nulo de ocupación, todas las especies presentaron una probabilidad de detección inferior al umbral establecido (p < 0.3), salvo *L. culpaeus* y *L. colocola*, sin comprometer las estimaciones de ψ con valores distorsionados (Tabla 2). Bajo los modelos con covariables, se muestra que la probabilidad de uso

de sitio (ψ) de todos los carnívoros evaluados estuvo influenciada por covariables abióticas y bióticas, específicamente el NDVI, la elevación, el RAI de pequeños mamíferos y de aves paseriformes (Tabla 3; Figura 2). Por el contrario, las covariables antropogénicas no influyeron en la estimación de ψ . En relación con la probabilidad de detección, no se identificaron patrones generales en el efecto de las covariables observacionales, ya que cada especie respondió a combinaciones distintas de estas. En específico para cada especie se obtuvo:

- Los tres modelos competitivos resultantes del modelo de ocupación de *C. chinga* presentaron consistentemente a la elevación ($\beta = 4.7$, SE = 2.5, P = 0.06) y el NDVI ($\beta = 2.9$, SE = 1.6, P = 0.06) como los mejores predictores de la probabilidad de uso de sitio (Tabla 4; Figura 3), seguidos por la medida de pequeños mamíferos ($\beta = 2.3$, SE = 1.5, P = 0.1). Por otra parte, el RAI de animales domésticos ($\beta = 0.3$, SE = 0.3, P = 0.2) y de aves paseriformes ($\beta = -0.3$, SE = 0.3, P = 0.3) influyeron en la detectabilidad. Sin embargo, solo el modelo nulo ($\rho(\cdot)$) ofreció significancia estadística ($\beta = 1.9$, SE = 0.3, P = $<2e-16$; Figura 2).
- El modelo global de *G. cuja* dio como resultado un único modelo candidato (Tabla 4), que muestra una influencia positiva y significativa del RAI de pequeños mamíferos sobre la probabilidad de uso de sitio ($\beta = 3.1$, SE = 1.4, P = 0.03) y del RAI de aves paseriformes sobre la detectabilidad ($\beta = 0.5$, SE = 0.2, P = 0.01; Figura 3).
- Ninguna covariable explicó significativamente ψ de *L. colocola* (Figura 2). De cuatro modelos competitivos, dos mostraron la influencia positiva, pero no significativa del RAI de pequeños mamíferos sobre la probabilidad de uso de sitio ($\beta = 1.2$, SE = 0.9, P = 0.2). Asimismo, dos modelos muestran el efecto positivo y significativo de la distancia a construcción más cercana sobre la detectabilidad ($\beta = 1.6$, SE = 0.8, P = 0.04).
- Los parámetros de ocupación de *L. guigna* respondieron únicamente a covariables abióticas. Los dos modelos competitivos de esta especie mostraron un efecto positivo y significativo del NDVI sobre la probabilidad

de uso de sitio ($\beta = 1.8$, SE = 0.8, P = 0.04; Figura 3). De la misma manera, ambo modelos indican la influencia negativa y significativa de la elevación sobre la detectabilidad ($\beta = -1.1$, SE = 0.4, P = 0.007), mientras que solo uno incluyó la influencia no significativa de la temperatura baja ($\beta = 0.1$, SE = 0.5, P = 0.8) y temperatura media ($\beta = -1.1$, SE = 0.6, P = 0.07) sobre este parámetro.

- La combinación de covariables más relevantes para estimar probabilidad de uso de sitio de *L. culpaeus* varió entre los tres modelos competitivos (Tabla 4). Se observó una influencia negativa y marginalmente significativa de la elevación ($\beta = -1.4$, SE = 0.7, P = 0.05; Figura 2), y un efecto positivo no significativo del RAI de aves paseriformes sobre ψ ($\beta = 2.7$, SE = 1.7, P = 0.1). Sin embargo, el intercepto evidenció significancia estadística más fuerte. Por otra parte, el grupo de mejores covariables para modelar detectabilidad fue constante en todos los competitivos. Estas incluyeron un efecto positivo y significativo de distancia a construcción más cercana ($\beta = 0.6$, SE = 0.2, P = 0.0004), de ausencia de precipitación ($\beta = 1.0$, SE = 0.3, P = 0.001) y de RAI de pequeños mamíferos ($\beta = 0.5$, SE = 0.1, P = 0.0002), así como un efecto negativo significativo de precipitación baja ($\beta = -1.6$, SE = 0.8, P = 0.04), vegetación Matorral ($\beta = -1.8$, SE = 0.5, P = 0.0002) y vegetación de pino ($\beta = -1.4$, SE = 0.3, P = 0.00003). Además, muestra una influencia positiva no significativa de precipitación media ($\beta = 0.5$, SE = 0.3, P = 0.1).

DISCUSIÓN

Los hallazgos indican que el uso de sitio de los carnívoros nativos en el PNRST está asociado principalmente con la disponibilidad de pequeños mamíferos y de aves, la densidad de la vegetación y la elevación sobre el nivel del mar. Esto sugiere que los carnívoros ocupan regularmente sectores en los que pueden maximizar su éxito en la obtención de recursos y de refugio. En términos generales, la relación positiva con la densidad de vegetación puede estar asociada tanto con una mayor disponibilidad de presas invertebradas, como condiciones favorables para el refugio y movilidad. Por otra parte, la influencia de la elevación podría asociarse con la estrecha relación entre esta variable con la cobertura de vegetación dominante, donde a baja elevación se encuentra la plantación de pino, seguida por el matorral y el bosque esclerófilo en zonas más altas. A pesar de que se identifica un patrón general, las características ambientales que influyen en el uso de sitio varían entre las especies.

Uso de espacio de los carnívoros nativos del PNRST

En cuanto al uso de sitio de *L. colocola*, resaltan dos aspectos claves. La selección del modelo nulo como mejor evaluado entre los competitivos y la ausencia de significancia estadísticas en las variables incluidas en los demás modelos indican una alta incertidumbre respecto a los componentes ambientales relevantes en el uso de sitio de esta especie. Sin embargo, la relación positiva, pero no significativa, con la disponibilidad de pequeños mamíferos no debe ser desestimada. Esta relación se alinea con la especialización trófica hipercarnívora de esta especie, es decir, una composición dietaria dominada por el consumo de carne (Irirarte & Jaksic 2012) y concuerda con la dieta especializada en consumo de mamíferos detectada por Zamora-Cornejo (2024) en la zona de estudio, y con reportes de dieta de individuos pertenecientes al mismo complejo de especies al norte de su distribución (Fajardo *et al.* 2014).

La relación fuerte, positiva y significativa de *G. cuja* con la disponibilidad de pequeños mamíferos se podría asociar a uso de sitio dirigido a la maximización de obtención de presas debido a su carácter hipercarnívoro (Yensen & Tarifa 2003). Esto refuerza la influencia positiva de actividad de presas en la ocupación (Sessler 2024) y con consistentes reportes en distintos sectores de su distribución de una dieta compuesta principalmente por roedores y lagomorfos, y secundariamente por aves y reptiles (Ebensperger *et al.* 1991; Sade *et al.* 2012; Queiros *et al.* 2025). A diferencia de otros estudios, *G. cuja* no evidencia preferencia por ninguna cobertura vegetal de hábitat, como plantaciones de pino (Zúñiga *et al.* 2009) ni fue detectado en el bosque esclerófilo del PNRST (Ramírez-Álvarez *et al.* 2021). El hallazgo indica relevancia fundamental de la característica ambiental “presas” por sobre otras características ambientales abióticas o antropogénicas en la utilización de sitios de las especies hipercarnívoras *G. cuja* y *L. colocola* en el PNRST.

La detección casi exclusiva de *L. guigna* en vegetación de pino coincide con la mayor frecuencia de El de rata y conejo en estas unidades, sus principales ítems presa en la zona de estudio (Zamora-Cornejo 2024). La relación positiva entre el uso de sitio con la densidad de vegetación se asocia con múltiples factores. Al ser un depredador pequeño y ágil, *L. guigna* aprovecha tanto la densidad del sotobosque como troncos para diversos fines, como refugio frente a amenazas, zona de descanso, acecho de presas o el resguardo de crías (Dunstone *et al.* 2002; Sanderson *et al.* 2002; Freer 2004; Simonetti *et al.* 2013). Este efecto positivo de la vegetación densa se complementa con la relación negativa observada con la superficie de suelo desnudo en la zona costera de la Región del Maule y concuerda con la ocupación de sitios con mayor cobertura de bosque (Gálvez *et al.* 2013; Guzmán-Aguayo *et al.* 2023). Por otra parte, la ausencia de una relación con el tipo de vegetación concuerda con Guzmán-Aguayo *et al.* (2023), pero se contrapone con los reportes que señalan la dependencia de bosque nativo y selección de cobertura vegetal nativa extensa (Zúñiga *et al.* 2009; Moreira-Arce *et al.* 2015; Napolitano *et al.* 2015; Ramírez-Álvarez *et al.* 2023). La ausencia de una relación con el tipo de vegetación puede ser resultado de la

escala espacial del muestreo del presente estudio, donde la ocupación de plantación de pino se vería facilitada por la presencia de sotobosque desarrollado en este y la cercanía a bosque nativo, según lo planteado por Acosta-Jamett & Simonetti (2004). Sin embargo, estudios posteriores sugieren que la selección de hábitat de *L. guigna* está fuertemente influenciada por la condición del sotobosque y la cobertura arbórea, independientemente de la composición de la comunidad vegetal (Moreira-Arce *et al.* 2016; Guzmán-Aguayo *et al.* 2023). Asimismo, la riqueza de presas sería el factor más relevante en la idoneidad de hábitat de este felino en Chile (Zamora-Cornejo *et al.* 2025). En conjunto, esto sugiere la irrelevancia de la cobertura vegetal en el uso de sitio de *L. guigna* en la zona de estudio, y que componentes ambientales como la medida de densidad de la vegetación capturan mejor la heterogeneidad en la utilización del espacio.

El uso de sitio de *C. chinga* se relaciona fuerte y positivamente con la densidad de vegetación y la elevación, esta última probablemente asociada a la cobertura de bosque esclerófilo, sitio donde se obtuvo la mayoría de las detecciones de esta especie, similar a lo observado por Ramírez-Álvarez *et al.* (2023). La vegetación densa y nativa coinciden con las características seleccionadas por esta especie para la ubicación de madrigueras (Castillo *et al.* 2011a), y la propuesta del uso de bosque nativo como refugio para reducir la probabilidad de encuentros con humanos o perros (Moreira-Arce *et al.* 2015). Además, se especula que estas características también podrían relacionarse con mayor disponibilidad de artrópodos, el ítem alimentario principal de esta especie (Traivaini *et al.* 1998; Donadio *et al.* 2004). Sin embargo, no hay evidencia local que sustente esta asociación. Por otra parte, la relación con la densidad de la vegetación se contrapone con reportes que indican una asociación positiva entre las especies del género *Conepatus* y sitios abiertos (Iriarte & Jaksic 2012; Castillo & Caruso 2024). Castillo & Caruso (2024) proponen que los registros en bosque se relacionan con la cercanía a ambientes abiertos, y atribuyen estos registros a una consecuencia de degradación de bosques por acción humana y la tolerancia de estos animales a las áreas afectadas por la actividad antrópica, lo cual aumenta la disponibilidad de

alimentos y refugio, pudiendo conducir al registro de especies de *Conepatus* en regiones de Sudamérica que originalmente eran densamente boscosas. Este hallazgo refuerza la comprensión de la plasticidad de *C. chinga* para utilizar diversos hábitats en su distribución.

En el caso de *L. culpaeus*, la influencia positiva de la disponibilidad de aves passeriformes probablemente no refleja una relación directa con el consumo de estas, ya que no constituyen un recurso alimentario esencial en la dieta de este cánido (Gutiñas *et al.* 2021). Alternativamente, la abundancia de passeriformes pueda estar actuando como un indicador indirecto de la disponibilidad de artrópodos y/o de frutos, recurso frecuentemente consumido por *L. culpaeus* en Chile (Ebensperger *et al.* 1991; Carevic *et al.* 2019; Castillo-Ravanal *et al.* 2021; Zamora-Cornejo 2024). De esta manera, la utilización del espacio del zorro culpeo estaría relacionada positivamente con la disponibilidad de estos recursos. Por otro lado, el efecto negativo de la elevación puede relacionarse con la menor frecuencia de detección en bosque esclerófilo, vegetación asociada a las unidades de muestreo ubicadas en mayor elevación. Esta relación indirecta con la cobertura de matorral y de pino, ubicadas a menor elevación, puede asociarse con la mayor abundancia relativa de presas mamíferas y disponibilidad de artrópodos terrestres (Grez *et al.* 2003). Es importante destacar que la vegetación de pino de la zona de estudio cuenta con amplio sotobosque desarrollado, el cual se relaciona con mayor ocurrencia de estos depredadores (Zúñiga *et al.* 2009; Simonetti *et al.* 2013). La mayor frecuencia de detección de *L. culpaeus* en plantaciones de pino y matorral es consistente con reportes previos en la misma región (Acosta-Jamett & Simonetti 2004), aunque contrasta con la menor ocurrencia en monocultivo obtenida por Ramírez-Álvarez *et al.* (2023) en la Región de O'Higgins. Finalmente, la ausencia de una relación con el tipo de cobertura vegetal refleja la capacidad de utilizar un amplio rango de sitios en el área de estudio, difiriendo de la preferencia por determinados hábitats en función de la vegetación dominante reportada en otros sectores (Gutiñas *et al.* 2021).

Estos resultados constituyen una aproximación base a la relación entre la utilización del espacio por un ensamble de carnívoros y las características bióticas, abióticas y antrópicas de su hábitat en Chile central. Si bien la literatura provee fundamentos para asociar el uso del espacio con la especialización trófica de cada especie, la estrategia de caza ofrece una explicación alternativa sólida para la relación observada entre *L. guigna*, *C. chinga* y *L. culpaeus* con variables abióticas. Según estas bases teóricas, la ocupación está dirigida hacia aquellos sitios que maximizan el éxito de captura, priorizando la susceptibilidad de las presas frente a la estrategia de depredación de cada especie, más que su abundancia. Así, la vulnerabilidad de presas, determinada por atributos del hábitat (como la apertura o densidad de sotobosque) o las condiciones físicas de estas (por ejemplo, desnutrición o estadíos juveniles), sería determinante en la forma en que los carnívoros del PNRST utilizan el espacio (Husseman *et al.* 2003; Coon *et al.* 2020).

Sobre la escala, efecto antrópico y ajuste de modelos.

Las observaciones de patrones espaciales de las especies dependen de la escala a la que se obtienen los datos (Wiens *et al.* 1986). De esta manera, la ausencia de influencia de covariables antropogénicas en los resultados podría atribuirse a la baja frecuencia de detección de personas, a la capacidad de adecuación de los carnívoros a las perturbaciones, o a la escala del muestreo restringida al PNRST. Estudios previos han evidenciado que el impacto antropogénico se detecta sólo cuando es medido a escala de paisaje (Moreira-Arce *et al.*; 2015; García *et al.* 2021). Sin embargo, la escala espacial considerada en el diseño de muestreo del presente estudio abarca la superficie suficiente para capturar en sus límites el rango de hogar reportado para *L. guigna* (Dunstone *et al.* 2002), *C. chinga* (Castillo *et al.* 2011b), *G. cuja* (Luengos *et al.* 2016) y *L. culpaeus* (Lagos *et al.* 2023). Por tanto, las asociaciones halladas representan una aproximación cercana a la

relación real de estos depredadores con los componentes ambientales evaluados en el sitio de estudio.

Asimismo, la escala temporal podría influir en estos resultados. Las variaciones estacionales en la intensidad de las actividades humanas afectan la ocurrencia del puma en el sur de Chile, por lo que una mayor frecuencia de detección de personas en ciertas épocas, por ejemplo, asociado al turismo, podría modificar la relación de los carnívoros con la presencia humana, con la cercanía a vías de circulación de vehículos o a zonas de campamento (Cifuentes-Ibarra *et al.* 2023). Por otra parte, las oscilaciones de precipitación asociadas a El Niño inciden en la productividad primaria y, en consecuencia, en la disponibilidad de presas, pudiendo provocar variabilidad en la ocupación de sitios de los carnívoros a lo largo de los años (Arim & Jaksic 2005).

A pesar del extenso periodo monitoreo, la interpretación de los resultados está sujeta a las limitaciones asociadas al bajo número de registros de personas y algunas especies, como *L. colocola*. Esto significó un esfuerzo adicional para ajustar los datos a los supuestos del modelo de ocupación, donde se buscó balancear el ajuste de los modelos, la determinación de una extensión temporal óptima de las ocasiones de muestreo y la independencia de los historiales de detección. Sumado a lo anterior, se reconocen limitaciones en el diseño de muestreo, específicamente en la representatividad de las diversas comunidades vegetales del PNRST y sus condiciones ambientales asociadas debido a la dificultad práctica que conlleva monitorear sectores de mayor elevación que enfrentan frecuentes nevadas. Además, la incertidumbre respecto a la disponibilidad de artrópodos, recursos consumidos por *C. chinga* y *L. culpaeus*, limita su identificación como determinante en la ocupación de sitios, y condiciona las conclusiones al supuesto de una relación con este recurso.

Direcciones Futuras

A partir de los resultados y limitaciones expuestas, se presentan varias observaciones para investigaciones dirigidas a comprender la ecología espacial de carnívoros nativos de Chile. En primer lugar, mejorar aspectos de algunas covariables utilizadas puede enriquecer la representación de la complejidad del ambiente. Por ejemplo, dado que el NDVI representa la densidad de vegetación en dos dimensiones, se recomienda incorporar medidas cuantitativas de la estructura vertical de la vegetación, es decir, la distribución y estratificación de los elementos del dosel y del sotobosque (Davies & Asner 2014), para distinguir su relevancia en el uso de sitio de *L. guigna* y *C. chinga*. Asimismo, la ausencia de información local sobre artrópodos es una limitación recurrente en estudios que evalúan la ocupación de *C. chinga* y *L. culpaeus*, dejando abierta a discusión la relevancia de este recurso para comprender la ecología espacial de estas especies en Chile. Además, surgen interrogantes en torno a cuáles son los componentes ambientales que influyen en la probabilidad de ocupación de los pequeños mamíferos, si estos se alinean con los de los carnívoros, y cuál es la magnitud de incidencia de los componentes bióticos en el uso del espacio evaluando simultáneamente interacciones intragremiales y depredador-presa.

Futuros estudios sobre los patrones espaciales de carnívoros asociados a la ocurrencia de presas deberían incorporar un diseño de muestreo a escala de paisaje, con el fin de capturar la variabilidad de la ocupación ante características propias del contexto regional. Además, periodos de monitoreo más extensos permitiría evaluar la respuesta de los patrones espaciales a la naturaleza dinámica del ambiente, por ejemplo, mediante análisis de ocupación de múltiples temporadas (*multi-season occupancy models*).

Los resultados presentados ofrecen antecedentes relevantes para implementar medidas de conservación *in situ* de los carnívoros nativos presentes en el PNRST, basadas en el análisis de los patrones espaciales a escala local. Las medidas deberían dirigirse favorecer la persistencia de poblaciones de presas vertebradas e invertebradas, favoreciendo condiciones ambientales que ofrezcan refugio y

vulnerabilidad a la depredación (Fuller & Sievert 2001). Asimismo, la persistencia de poblaciones carnívoras también requiere mantener la complejidad del sotobosque en todas las comunidades vegetales, independiente de su composición (Gálvez *et al.* 2013; Moreira-Arce *et al.* 2016).

CONCLUSIÓN

Los carnívoros nativos presentes en el Parque Nacional Radal Siete Tazas presentan mayor probabilidad de ocupar sitios con mayor disponibilidad de pequeños mamíferos y con características que ofrecen refugio y maximización del éxito de caza. Por el contrario, los factores antropogénicos no resultaron relevantes en la probabilidad de uso de sitio.

La información obtenida mediante imágenes satelitales combinada con el monitoreo remoto de las especies de interés en múltiples sitios, y el análisis que permite capturar la heterogeneidad de la utilización del espacio ofrece información fiable para comprender la ecología espacial de carnívoros dentro de un área protegida.

Estos antecedentes permitirían diseñar estrategias de conservación orientadas a mantener la disponibilidad de presas y la complejidad estructural del hábitat para favorecer la viabilidad de las poblaciones de carnívoros en la precordillera andina de Chile central.

LITERATURA CITADA

- ACOSTA-JAMETT, G. & SIMONETTI, J.A. 2004. Habitat use by *Oncifelis guigna* and *Pseudalopex culpaeus* in a fragmented forest landscape in central Chile. *Biodiversity & Conservation* 13:1135–1151.
- ANDRESEN, L., EVERATT, K. T., & SOMERS, M. J. 2014. Use of site occupancy models for targeted monitoring of the cheetah. *Journal of Zoology*, 292(3), 212-220.
- ANDREWARTHA, H.G. & BIRCH, L.C. 1954. The distribution and abundance of animals. University of Chicago Press, Chicago. 782 pp.
- ARIM, M., & JAKSIC, F. M. 2005. Productivity and food web structure: association between productivity and link richness among top predators. *Journal of Animal Ecology*, 74(1), 31-40.
- BALME, G.A., HUNTER, L.T. & SLOTOW, R. 2009. Evaluating methods for counting cryptic carnivores. *The Journal of Wildlife Management* 73(3):433–441.
- BARTOÑ, K. 2025. MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.48.11. <https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>. Consultado: 27 junio 2024.
- BEDOYA-DURÁN, M.J., MURILLO-GARCÍA, O.E. & BRANCH, L.C. 2021. Factors outside privately protected areas determine mammal assemblages in a global biodiversity hotspot in the Andes. *Global Ecology and Conservation* 32:e01921.
- BERRYMAN, A.A. 2003. On principles, laws and theory in population ecology. *Oikos* 103(3):695–701.
- BLONDEL, J. 2003. Guilds or functional groups: does it matter? *Oikos* 100(2):223–231.
- BLONDEL, M. & FERNÁNDEZ, I.C. 2012. Efectos de la fragmentación del paisaje en el tamaño y frecuencia de incendios forestales en la zona central de Chile. *Revista Conservación Ambiental* 2(1):7–16.

- BOWYER, R.T., BOYCE, M.S., GOHEEN, J.R. & RACHLOW, J.L. 2019. Conservation of the world's mammals: status, protected areas, community efforts, and hunting. *Journal of Mammalogy* 100(3):923–941.
- BURNHAM, K.P. & ANDERSON, D.R. 2002. *Model Selection and Multi-Model Inference*. 2nd ed. Springer, New York. 488 pp.
- BURTON, A.C., BEIRNE, C., GAYNOR, K.M., SUN, C., GRANADOS, A., ALLEN, M.L., ... & OBEROSLER, V. 2024. Mammal responses to global changes in human activity vary by trophic group and landscape. *Nature Ecology & Evolution* 8(5):924–935.
- CAREVIC, F. S., CARMONA, E. R., CARTES, F., & TAUCARE, F. 2019. Contrasting variations in the diet of the Andean fox *Lycalopex culpaeus* Molina, 1782 on geographical and environmental scales in the Atacama Desert. *Mammalia*, 83(5), 439-446.
- CASTILLO, D. F., & CARUSO, N. C. 2024. Potential distribution and conservation of the hog-nosed skunk (genus *Conepatus*, Mammalia: Mephitidae). *Journal for Nature Conservation*, 77, 126519.
- CASTILLO, D. F., LUCHERINI, M., & CASANAVE, E. B. 2011a. Denning ecology of Molina's hog-nosed skunk in a farmland area in the Pampas grassland of Argentina. *Ecological research*, 26(4), 845-850.
- CASTILLO, D. F., LUCHERINI, M., LUENGOS VIDAL, E. M., MANFREDI, C., & CASANAVE, E. B. 2011b. Spatial organization of Molina's hog-nosed skunk (*Conepatus chinga*) in two landscapes of the Pampas grassland of Argentina. *Canadian Journal of Zoology*, 89(3), 229-238.
- CASTILLO-RAVANAL, B., VALLEJOS-GARRIDO, P., & RODRÍGUEZ-SERRANO, E. 2021. Diet of Culpeo fox (*Lycalopex culpaeus*, Molina 1782): the role of non-native prey in a strongly seasonal environment of south-central Chile. *Mammalia*, 85(2), 123-126.

- CIFUENTES-IBARRA, M., ELBROCH, L. M., OHRENS, O., INFANTE, J., & BONACIC, C. 2023. Is tourism impacting pumas in the Torres del Paine UNESCO Biosphere Reserve in southern Chile?. *Global Ecology and Conservation*, 48, e02711.
- CONSEJO ECOLÓGICO COMUNAL DE MOLINA. 2015. Flora y Fauna Nativa del Parque Nacional Radal Siete Tazas, Molina. Molina, Chile. <http://concejoecologicomolina.cl/descarga/>. Consultado: 27 junio 2024.
- COON, C. A., MAHONEY, P. J., EDELBLUTTE, E., MCDONALD, Z., & STONER, D. C. 2020. Predictors of puma occupancy indicate prey vulnerability is more important than prey availability in a highly fragmented landscape. *Wildlife Biology*, 2020(1), 1-12.
- CORPORACIÓN NACIONAL FORESTAL (CONAF). 2001. Guía de parques nacionales y áreas silvestres protegidas de Chile. CONAF, Gerencia de Operaciones, Departamento Patrimonio Silvestre, Santiago de Chile. 287 pp.
- CORPORACIÓN NACIONAL FORESTAL (CONAF). 2008. Plan de manejo Parque Nacional Radal Siete Tazas. https://www.bienesnacionales.cl/wp-content/uploads/2017/10/LIC_RADAL_ANEXO_11.pdf. Consultado: 27 junio 2024.
- CROOKS, K.R. 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology* 16(2):488–502.
- CUTLER, T. L., & SWANN, D. E. 1999. Using remote photography in wildlife ecology: a review. *Wildlife society bulletin*, 571-581.
- DAVIES, A. B., & ASNER, G. P. 2014. Advances in animal ecology from 3D-LiDAR ecosystem mapping. *Trends in ecology & evolution*, 29(12), 681-691.
- DIAMOND, J. 1986. Overview: laboratory experiments, field experiments, and natural experiments. En: Diamond, J. & Case, T.J. (eds.). *Community ecology*. Harper & Row, New York, pp. 3–22.

DIRECCIÓN METEOROLÓGICA DE CHILE. 2023a. Boletín Climatológico de Chile: Junio 2023 (N.º 06-2023). Dirección Meteorológica de Chile. <https://climatologia.meteochile.gob.cl/publicaciones/boletinClimatologicoMensual/boletinClimatologicoMensual202306.pdf>.

DIRECCIÓN METEOROLÓGICA DE CHILE. 2023b. Agua caída anual: Estación 350064 – año 2023. <https://climatologia.meteochile.gob.cl/application/anual/aguaCaidaAnual/350064/2023>.

DIRECCIÓN METEOROLÓGICA DE CHILE. 2023c. Temperatura media anual: Estación 350064 – año 2023. <https://climatologia.meteochile.gob.cl/application/anual/temperaturaMediaAnual/350064/2023>.

DONADIO, E., DI MARTINO, S., AUBONE, M., & NOVARO, A. J. 2004. Feeding ecology of the Andean hog-nosed skunk (*Conepatus chinga*) in areas under different land use in north-western Patagonia. *Journal of Arid Environments*, 56(4), 709-718.

DUANGCHANTRASIRI, S., JORNBUROM, P., JINAMOY, S., PATTANVIBOOL, A., HINES, J.E., ARNOLD, T.W., ... & SMITH, J.L. 2019. Impact of prey occupancy and other ecological and anthropogenic factors on tiger distribution in Thailand's western forest complex. *Ecology and Evolution* 9(5):2449–2458.

DUNSTONE, N., FREER, R., ACOSTA-JAMETT, G., DURBIN, L., WYLLIE, I., MAZZOLI, M., & SCOTT, D. 2002. Uso del hábitat, actividad y dieta de la güiña (*Oncifelis guigna*) en el Parque Nacional Laguna San Rafael, XI Región, Chile. *Boletín Museo Nacional de Historia Natural*, 51, 147-158.

EBENSPERGER, L.A., MELLA, J.E., & SIMONETTI, J.A. 1991. Trophic-niche relationships among *Galictis cuja*, *Dusicyon culpaeus*, and *Tyto alba* in central Chile. *Journal of Mammalogy*, 72(4), 820-823.

- ECHEVERRÍA, C., COOMES, D., SALAS, J., REY-BENAYAS, J.M., LARA, A. & NEWTON, A. 2006. Rapid deforestation and fragmentation of Chilean temperate forests. *Biological Conservation* 130(4):481–494.
- ESTES, J.A. 1996. Predators and ecosystem management. *Wildlife Society Bulletin* 24(3):390–396.
- FAJARDO, U., COSSÍOS, D., & PACHECO, V. 2014. Dieta de *Leopardus colocolo* (Carnivora: Felidae) en la Reserva Nacional de Junín, Junín, Perú. *Revista peruana de biología*, 21(1), 061-070.
- FIGUEROA, E. 2023. Actualización de las estimaciones de las brechas de financiamiento del sistema nacional de áreas protegidas de Chile. Centro de Estudios Públicos.
- FISKE, I.J. & CHANDLER, R.B. 2011. Unmarked: An R package for fitting hierarchical models of wildlife occurrence and abundance. *Journal of Statistical Software* 43(10):1–23. <https://doi.org/10.18637/jss.v043.i10>.
- FREER, RACHEL A. 2004. The spatial ecology of the Guina (*Oncifelis guigna*) in Southern Chile, Durham theses, Durham University. Available at Durham E-Theses Online: <http://etheses.dur.ac.uk/3050/>
- FUENTES BUSTAMANTE, M., BALBONTÍN, C. & REYES, M. 2023. Situación climática en la región del Maule, proyecciones a mediano plazo y consideraciones para la producción de arándanos. En: Balbontín Sepúlveda, C. & Reyes Muñoz, M. (eds.), *Uso de inductores hormonales para incrementar la tolerancia a sequía y calidad de frutos en arándano*. Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA). Boletín INIA N.º 484:11–27. <https://hdl.handle.net/20.500.14001/69017>.
- FULLER, T.K. & SIEVERT, P.R. 2001. Carnivore demography and the consequences of changes in prey availability. En: Gittleman, J.L. (ed.), *Carnivore Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 163–178.

- GÁLVEZ, N., GUILLERA-ARROITA, G., ST. JOHN, F.A., SCHÜTTLER, E., MACDONALD, D.W. & DAVIES, Z.G. 2018. A spatially integrated framework for assessing socioecological drivers of carnivore decline. *Journal of Applied Ecology* 55(3):1393–1405.
- GÁLVEZ, N., HERNÁNDEZ, F., LAKER, J., GILABERT, H., PETITPAS, R., BONACIC, C., ... & MACDONALD, D.W. 2013. Forest cover outside protected areas plays an important role in the conservation of the Vulnerable guiña *Leopardus guigna*. *Oryx* 47(2):251–258.
- GÁLVEZ, N., INFANTE, J., FERNÁNDEZ, A., DÍAZ, J. & PETRACCA, L. 2021. Land use intensification coupled with free-roaming dogs as potential defaunation drivers of mesocarnivores in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology* 58(12):2962–2974.
- GARCÍA, C.B., SVENSSON, G.L., BRAVO, C., UNDURRAGA, M.I., DÍAZ-FORESTIER, J., GODOY, K. & CELIS-DIEZ, J.L. 2021. Remnants of native forests support carnivore diversity in the vineyard landscapes of central Chile. *Oryx* 55(2):227–234.
- GREZ, A.A., MORENO, P. & ELGUETA, M. 2003. Coleópteros (Insecta: Coleoptera) epigeos asociados la bosque Maulino y plantaciones de pino aledañas. *Revista Chilena de Entomología* 29: 9-18.
- GUNTIÑAS, M., LOZANO, J., CISNEROS, R., LLORENTE, E. & MALO, A. F. 2021. Ecology of the culpeo (*Lycalopex culpaeus*): a synthesis of existing knowledge. *Hystrix: The Italian Journal of Mammalogy*, 32(1).
- GUZMÁN-AGUAYO, L., MAGNI-PÉREZ, F., GONZÁLEZ, B.A., ESTADES, C.F., MEDEL, R. & HERNÁNDEZ, H.J. 2023. Occupancy patterns of two contrasting carnivores in an industrial forest mosaic. *Forest Ecology and Management* 544:121170.

- GUZMÁN, B., GARRIDO, J., OLMOS, N., FUENTES, F., FERNÁNDEZ, L. & DUMONT, A. 2025. Roadkill as the primary cause of death of the kodkod, pampas cat and puma in the biodiversity hotspot of central Chile. *Mammalia*, 89(5), 495-503. <https://doi.org/10.1515/mammalia-2024-0162>
- HERNÁNDEZ, F.A., MANQUI, J., MEJÍAS, C. & ACOSTA-JAMETT, G. 2021. Domestic dogs and wild foxes interactions in a wildlife-domestic interface of north-central Chile: implications for multi-host pathogen transmission. *Frontiers in Veterinary Science* 8:631788.
- HIJMANS, R. 2025. terra: Spatial Data Analysis. R package version 1.8-15. <https://CRAN.R-project.org/package=terra>. Consultado: 27 junio 2024.
- HUSSEMAN, J. S., MURRAY, D. L., POWER, G., MACK, C., WENGER, C. R. & QUIGLEY, H. 2003. Assessing differential prey selection patterns between two sympatric large carnivores. *Oikos*, 101(3), 591-601.
- HUTCHINSON, G.E. 1957. Concluding remarks. Cold Spring Harbor Symposia in Quantitative Biology 22:415–427.
- IRIARTE, A. & JAKSIC, F. 2012. Los carnívoros de Chile. Ediciones Flora & Fauna Chile Limitada. 235 pp.
- JACKSON, R.D. & HUETE, A.R. 1991. Interpreting vegetation indices. *Preventive Veterinary Medicine* 11(3–4):185–200.
- JAKSIC, F. & MARONE, L. 2007. Ecología de comunidades. 2nd ed. Ediciones UC, Santiago, Chile. 336 pp.
- JOHNSON, J.B. & OMLAND, K.S. 2004. Model selection in ecology and evolution. *Trends in Ecology & Evolution* 19(2):101–108.

- KARANTH, K.U., NICHOLS, J.D., KUMAR, N.S., LINK, W.A. & HINES, J.E. 2004. Tigers and their prey: predicting carnivore densities from prey abundance. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 101(14):4854–4858.
- LAGOS, N., VILLALOBOS, R., VIANNA, J. A., ESPINOSA-MIRANDA, C., RAU, J. R., & IRIARTE, A. 2023. The spatial and trophic ecology of culpeo foxes (*Lycalopex culpaeus*) in the high Andes of northern Chile. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 58(3), 564-573.
- Ley N.º 21.600. *Crea el Servicio de Biodiversidad y Áreas Protegidas y el Sistema Nacional de Áreas Protegidas*. Diario Oficial, 6 de septiembre de 2023. Aprobada por el Congreso Nacional de Chile. Artículo 3. Disponible en: <https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=1195666>
- LUENGOS VIDAL, E. M., CASTILLO, D. F., CARUSO, N. C., CASANAVE, E. B., & LUCHERINI, M. 2016. Field capture, chemical immobilization, and morphometrics of a little-studied South American carnivore, the lesser grison. *Wildlife Society Bulletin*, 40(2), 400-405.
- LWIN, Y.H., WANG, L., LI, G. & QUAN, R.C. 2023. Where do we manage? Uncovering the hidden impact of human presence on mammal conservation in northern Myanmar. *Biological Conservation* 284:110188.
- MACKENZIE, D.I. & BAILEY, L.L. 2004. Assessing the fit of site-occupancy models. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics* 9:300–318.
- MACKENZIE, D.I., NICHOLS, J.D., LACHMAN, G.B., DROEGE, S., ROYLE, J.A. & LANGTIMM, C.A. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83:2248–2255.
- MACKENZIE, D.I., NICHOLS, J.D., ROYLE, J.A., POLLOCK, K.H., BAILEY, L.L. & HINES, J.E. 2017. *Occupancy estimation and modeling: Inferring patterns and dynamics of species occurrence*. 2nd ed. <https://doi.org/10.1016/C2012-0-01164-7>.

- MARNEWECK, C., BUTLER, A.R., GIGLIOTTI, L.C., HARRIS, S.N., JENSEN, A.J., MUTERSBAUGH, M., ... & JACHOWSKI, D.S. 2021. Shining the spotlight on small mammalian carnivores: global status and threats. *Biological Conservation* 255:109005.
- MAZEROLLE, M.J. & MAZEROLLE, M.M.J. 2017. AICcmodavg. R package, 281 pp.
- MELLA, J., SIMONETTI, J.A., SPOTORNO, A. & CONTRERAS, L.C. 2002. Mamíferos de Chile. En: Ceballos, G. & Simonetti, J. (eds.), *Diversidad y conservación de los mamíferos neotropicales*. CONABIO-UNAM, México, pp. 151–183.
- MOREIRA-ARCE, D., VERGARA, P.M., BOUTIN, S., CARRASCO, G., BRIONES, R., SOTO, G.E. & JIMENEZ, J.E. 2016. Mesocarnivores respond to fine-grain habitat structure in a mosaic landscape comprised by commercial forest plantations in southern Chile. *Forest Ecology and Management* 369:135–143.
- MOREIRA-ARCE, D., VERGARA, P.M. & BOUTIN, S. 2015. Diurnal human activity and introduced species affect occurrence of carnivores in a human-dominated landscape. *PLoS ONE* 10(9):e0137854.
- MYERS, N., MITTERMEIER, R. A., MITTERMEIER, C. G., DA FONSECA, G. A., & KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853-858.
- NAPOLITANO, C., GÁLVEZ, N., BENNETT, M., ACOSTA-JAMETT, G. & SANDERSON, J. 2015. *Leopardus guigna*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T15311A50657245.
- NIEDBALLA, J., SOLLMANN, R., COURTIOL, A. & WILTING, A. 2016. camtrapR: an R package for efficient camera trap data management. *Methods in Ecology and Evolution* 7(12):1457–1462.

- OTAVO, S. & ECHEVERRÍA, C. 2017. Fragmentación progresiva y pérdida de hábitat de bosques naturales en uno de los hotspots mundiales de biodiversidad. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 88(4):924–935.
- PRUGH, L.R., STONER, C.J., EPPS, C.W., BEAN, W.T., RIPPLE, W.J., LALIBERTE, A.S. & BRASHARES, J.S. 2009. The rise of the mesopredator. *Bioscience* 59(9):779–791.
- QGIS.ORG. 2025. QGIS Geographic Information System. QGIS Association. <http://www.qgis.org>. Consultado: 27 junio 2024.
- QUEIROS, A., CABRAL, S., GUIMARÃES, T., FREITAS, K., SANTOS, R., LIMA, J., ... & CALABUIG, C. 2025. Diet of the lesser-grison, *Galictis cuja* (Mammalia, Carnivora): a review and new data from the Brazilian semiarid Caatinga. *Brazilian Journal of Biology*, 84, e286236.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing.
- RABELO, R.M., ARAGÓN, S. & BICCA-MARQUES, J.C. 2019. Prey abundance drives habitat occupancy by jaguars in Amazonian floodplain river islands. *Acta Oecologica* 97:28–33.
- RAMÍREZ-ÁLVAREZ, D., NAPOLITANO, C., ARRIAGADA, G., SALGADO, I., COX, S. & CÉSPEDES-PARADA, B. 2023. Native Carnivore Diversity and Relative Abundance in Landscapes of the Coast Range in Central Chile: Insights for Conservation Decision-Making. *Conservation* 3(3):379–393.
- RICH, L.N., DAVIS, C.L., FARRIS, Z.J., MILLER, D.A., TUCKER, J.M., HAMEL, S., ... & KELLY, M.J. 2017. Assessing global patterns in mammalian carnivore occupancy and richness by integrating local camera trap surveys. *Global Ecology and Biogeography* 26(8):918–929.

- RIPPLE, W.J., ESTES, J.A., BESCHTA, R.L., WILMERS, C.C., RITCHIE, E.G., HEBBLEWHITE, M., ... & WIRSING, A.J. 2014. Status and ecological effects of the world's largest carnivores. *Science* 343:151–163.
- ROEMER, G.W., GOMPPER, M.E. & VAN VALKENBURGH, B. 2009. The ecological role of the mammalian mesocarnivore. *BioScience* 59(2):165–173.
- ROUGHGARDEN, J. & DIAMOND, J. 1986. Overview: the role of species interactions in community ecology. En: Diamond, J.M. & Case, T.J. (eds.), *Community ecology*. Harper & Row, New York, pp. 333–343.
- ROVERO, F. & ZIMMERMANN, F. 2016. *Camera trapping for wildlife research*. Pelagic Publishing, London. 320 pp.
- SADÉ, S., RAU, J. R., & ORELLANA, J.I. 2012. Dieta del quique (*Galictis cuja* Molina 1782) en un remanente de bosque valdiviano fragmentado del sur de Chile. *Gayana (Concepción)*, 76(2), 112-116.
- SANDERSON, J., SUNQUIST, M. E., & IRIARTE, A. W. 2002. Natural history and landscape-use of guignas (*Oncifelis guigna*) on Isla Grande de Chiloé, Chile. *Journal of Mammalogy*, 83(2), 608-613.
- SANTOS, F., CARBONE, C., WEARN, O.R., ROWCLIFFE, J.M., ESPINOSA, S., LIMA, M.G.M., ... & PERES, C.A. 2019. Prey availability and temporal partitioning modulate felid coexistence in Neotropical forests. *PLoS ONE* 14(3):e0213671.
- SCHOENER, T.W. 1986. Overview: kinds of ecological communities – ecology becomes pluralistic. En: Diamond, J.M. & Case, T.J. (eds.), *Community ecology*. Harper & Row, New York, pp. 467–479.
- SEMPER-PASCUAL, A., SHEIL, D., BEAUDROT, L., DUPONT, P., DEY, S., AHUMADA, J., ... & BISCHOF, R. 2023. Occurrence dynamics of mammals in protected tropical forests respond to human presence and activities. *Nature Ecology & Evolution* 7(7):1092–1103.

- SESSLER, N. C. A. 2024. Asociación entre la configuración del paisaje forestal y la ocupación de mesocarnívoros en diferentes macrobioclimas. Tesis. Universidad Austral de Chile. Valdivia, Chile.
- SERVICIO NACIONAL DE TURISMO (SERNATUR). (s.f.). Reporte de visitas a SNASPE. SIET – Sistema de Información Estadística de Turismo. <https://datosturismo.sernatur.cl/siet/reporteTempSNASPE>. Consultado: 11 junio 2025.
- SILVA-RODRÍGUEZ, E.A., SOTO-GAMBOA, M., ORTEGA-SOLÍS, G.R. & JIMÉNEZ, J.E. 2009. Foxes, people and hens: human dimensions of a conflict in a rural area of southern Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 82(3):375–386.
- SILVER, S.C., OSTRO, L.E.T., MARSH, L.K., MAFFEI, L., NOSS, A.J., KELLY, M.J., WALLACE, R.B., GÓMEZ, H. & AYALA, G. 2004. The use of camera traps for estimating jaguar *Panthera onca* abundance and density using capture/recapture analysis. *Oryx* 38(2):148–154. <https://doi.org/10.1017/S0030605304000286>.
- SIMONETTI, J. A., GREZ, A. A., & ESTADES, C. F. 2013. Providing habitat for native mammals through understory enhancement in forestry plantations. *Conservation Biology*, 27(5), 1117-1121.
- SIMONETTI, J. A., & MELLA, J. E. 1997. Park size and the conservation of Chilean mammals. *Revista Chilena de Historia Natural*, 70, 213-220.
- SOYUMERT, A. 2020. Camera-trapping two felid species: monitoring Eurasian lynx (*Lynx lynx*) and wildcat (*Felis silvestris*) populations in mixed temperate forest ecosystems. *Mammal Study* 45(1):41–48.
- U.S. GEOLOGICAL SURVEY. 2025. Landsat Collection 2 Level-2 data. United States Geological Survey. <https://earthexplorer.usgs.gov/>.

- TRAVAINI, A., DELIBES, M., & CEBALLOS, O. 1998. Summer foods of the Andean hog-nosed skunk (*Conepatus chinga*) in Patagonia. *Journal of Zoology*, 246(4), 443-486.
- VOGIATZAKIS, I.N., MANNION, A.M. & GRIFFITHS, G.H. 2006. Mediterranean ecosystems: problems and tools for conservation. *Progress in Physical Geography* 30(2):175–200.
- WIENS, J.A., ADDICOTT, J.F., CASE, T.J., DIAMOND, J. 1986. Overview: the importance of spatial and temporal scale in ecological investigations. En: Diamond, J. & Case, T.J. (eds.). *Community ecology*. Harper & Row, New York, pp. 145–153.
- WOODROFFE, R., & GINSBERG, J. R. 1998. Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. *Science*, 280(5372), 2126-2128
- YENSEN, E., & TARIFA, T. 2003. *Galictis cuja*. *Mammalian Species*, 2003(728), 1-8
- ZAMORA-CORNEJO, F.A. 2024. Niche aspects that allow the coexistence of a carnivore community in different habitats of Andean Mountain range in central Chile. Tesis de Magíster. Universidad de Concepción. Concepción, Chile.
- ZAMORA-CORNEJO, F., LAZO-CANCINO, D., RIVERA, R., MUSLEH, S. S., GONZÁLEZ, G. P. G., HERNÁNDEZ, C. E., & RODRÍGUEZ-SERRANO, E. 2025. Assessing the importance of prey, climate change, and human footprint for modeling current and future distribution of *Leopardus guigna*. *Conservation Biology*, e70135
- ZÚÑIGA, A., MUÑOZ-PEDREROS, A. & FIERRO, A. 2009. Uso de hábitat de cuatro carnívoros terrestres en el sur de Chile. *Gayana (Concepción)* 73(2):200–210.

TABLAS

Tabla 1. Covariables utilizadas para estimar detectabilidad (p) y probabilidad de ocupación (ψ) de carnívoros nativos detectados en el Parque Nacional Radal Siete Tazas. Se presenta la abreviación usada para el análisis, el nombre completo y la descripción de esta.

Abreviación	Nombre	Descripción
Detectabilidad (p)		
dist_caminoc	Distancia a vía más cercana	Distancia (m) desde la unidad de muestreo a la vía de circulación de vehículos más cercana. Obtenida a través de Google Earth Pro
dist_constc	Distancia a construcción más cercana	Distancia (m) desde la unidad de muestreo a la construcción más cercana. Obtenida a través de Google Earth Pro
elev	Elevación	Elevación (m.s.n.m) de la unidad de muestreo. Obtenida mediante Google Earth Pro.
estacion	Estación	Estación del año correspondiente a cada ocasión de muestreo (verano, otoño, primavera e invierno)
ndvixoc	NDVI mensual	Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada por sitio y ocasión de muestreo, obtenido manualmente a partir de imágenes satelitales (30 m de resolución) del sitio web de USGS (https://earthexplorer.usgs.gov).
precip	Precipitación	Precipitación mensual acumulada (mm) registrada en la estación San Clemente (código 350064). Extraída del sitio web de la Dirección General de Aeronáutica Civil de Chile.
presenciapersoc	Presencia de personas	Historial de detección de personas. Corresponde al registro de la detección (1) y no detección (0) de personas por sitio en cada ocasión de muestreo.
animdomestic	RAI animales domésticos	Índice de Abundancia Relativa de animales domésticos en cada ocasión de muestreo. Es la razón entre los EI y el esfuerzo de muestreo (30 días), multiplicado por 100.
prpaserxoc	RAI paseriformes	RAI de aves paseriformes por sitio y ocasión.
prmamifxoc	RAI pequeños mamíferos	RAI de pequeños mamíferos por sitio y ocasión.
persoc	RAI personas	RAI de personas por sitio y ocasión.
temp	Temperatura	Temperatura promedio mensual (°C) registrada en la estación San Clemente (código 350064). Extraída del sitio web de la Dirección General de Aeronáutica Civil de Chile.
veget	Vegetación	Tipo de cobertura vegetal dominante en cada unidad de muestreo.
Ocupación / Uso de sitio (ψ)		
dist_const	Distancia a construcción más cercana	Distancia (m) desde la unidad de muestreo a la construcción más cercana. Obtenida a través de Google Earth Pro

dist_camino	Distancia a vía más cercana	Distancia (m) desde la unidad de muestreo a la vía de circulación de vehículos más cercana. Obtenida a través de Google Earth Pro
Elevación	Elevación	Elevación (m.s.n.m) de la unidad de muestreo. Obtenida mediante el programa Google Earth Pro.
NDVI_avg	NDVI promedio	Promedio anual del valor de NDVI en cada unidad de muestreo. Obtenido manualmente a partir de datos del sitio web del USGS.
RAI_passeriforme	RAI paseriformes	RAI de aves paseriformes durante todo el monitoreo. Es la razón entre los EI y el esfuerzo de muestreo (días operativos de la cámara), multiplicado por 100.
RAI_presasmamif	RAI pequeños mamíferos	RAI de pequeños mamíferos en cada unidad, considerando todo el periodo de monitoreo.
RAI_domesticos	RAI de animales domésticos	RAI de animales domésticos en cada unidad, considerando todo el periodo de monitoreo.
RAI_personas	RAI de personas	RAI de personas en cada unidad, considerando todo el periodo de monitoreo.
Vegetacion	Vegetación	Tipo de cobertura vegetal dominante en cada unidad de muestreo.

Tabla 2. Lista de especies detectadas con su respectiva probabilidad de ocupación estimada sin considerar la detectabilidad (Naive occupancy), los valores estimados de probabilidad de ocupación (ψ) y probabilidad de detección (p) bajo el modelo nulo, transformados mediante la función inversa de logit, con sus respectivos intervalos de confianza al 95% (CI95%), el valor de AIC del modelo nulo y el número de detecciones y no detecciones obtenidas durante 15 ocasiones de muestreo en 30 unidades de muestreo.

Especie	Naive occupancy	ψ (CI95%)	p (CI95%)	AIC	Detección/No-detección
<i>Conepatus chinga</i>	0.38	0.57(0.27-0.83)	0.09(0.05-0.17)	152.3197	19 - 367
<i>Galictis cuja</i>	0.29	0.52(0.2-0.83)	0.07(0.03-0.16)	128.2719	15 - 371
<i>Leopardus colocola</i>	0.08	0.09(0.03-0.25)	0.31(0.17-0.51)	59.19984	9 - 377
<i>Leopardus guigna</i>	0.32	0.43(0.24-0.65)	0.14(0.09-0.21)	177.0064	25 - 361
<i>Lycalopex culpaeus</i>	0.79	0.82(0.64-0.92)	0.37(0.31-0.42)	481.73	123 - 263
<i>Puma concolor</i>	-	-	-	-	2 - 384

Tabla 3. Valores estimados y significancia estadística de las covariables incluidas en los modelos competitivos resultantes del promedio de modelos del análisis de ocupación single-species, single-season, para la estimación de la probabilidad de detección (p) y probabilidad de uso de sitio (ψ) de cada especie detectada. En las filas se presentan las categorías y covariables evaluadas, y en las columnas las especies. Se resaltan en negrita los valores con significancia estadística siguiendo el código: 0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1.

Categoría/Variables/Especie	<i>C. chinga</i>	<i>G. cuja</i>	<i>L. colocola</i>	<i>L. guigna</i>	<i>L. culpaeus</i>
<i>Detectabilidad (p)</i>	1.98***	-2.38***	-1.6	-2.65***	0.33
Antropogénica					
Distancia a construcción más cercana			1.59*		0.6***
RAI animales domésticos	0.3				
Elevación				-1.08**	
Precipitación: sin precipitación					0.97**
Precipitación: Baja					-1.63*
Precipitación: Media					0.45
Precipitación: Alta					
Abiótica					
Temperatura: Baja				0.15	
Temperatura: Media				-1.14.	
Temperatura: Alta					
Vegetación: Bosque esclerófilo					
Vegetación: Matorral					-1.75***
Vegetación: Pino					-1.36***
Biótica					
RAI paseriformes	-0.33	0.53*			
RAI pequeños mamíferos					0.47***
<i>Ocupación / Uso de sitio (ψ)</i>	0.44	-0.04	-2.14*	0.1	2.42*
Antropogénica					
Distancia a construcción más cercana					
Distancia a vía más cercana					
Abiótica					
Elevación	4.73.				-1.37.
NDVI promedio	2.96.			1.81*	
Biótica					
RAI paseriformes					2.7
RAI pequeños mamíferos	2.31	3.13*	1.24		

Tabla 4. Resumen de los modelos competitivos ($\Delta AIC < 2$) obtenidos para cada especie a partir de análisis de ocupación single-species, single-season. Se resalta en negrita las covariables con significancia estadística ($p < 0.05$) en sus respectivos modelos. Se indica la diferencia en el Criterio de Información de Akaike (AIC/QAIC), el peso del modelo (W), el número de parámetros (K) y el valor del logaritmo de máxima verosimilitud (loglike).

Modelos por especie	AIC/QAIC	ΔAIC	W	K	loglike
<i>Conepatus chinga</i>					
$\rho(\cdot) \psi(+\mathbf{elev}, +\mathbf{NDVI_avg}, +\mathbf{RAI_peqmamif})$	137.98	0	0.30	5	-62.92
$\rho(+\mathbf{animdomestic}) \psi(+\mathbf{elev}, +\mathbf{NDVI_avg}, +\mathbf{RAI_peqmamif})$	139.69	1.7	0.13	6	-62.29
$\rho(-\mathbf{paserxoc}) \psi(+\mathbf{elev}, +\mathbf{NDVI_avg}, +\mathbf{RAI_peqmamif})$	139.80	1.81	0.12	6	-62.34
<i>Galictis cuja</i>					
$\rho(+\mathbf{prpaserxoc}) \psi(+\mathbf{RAI_peqmamif})$	116.90	0	0.82	4	-53.76
<i>Leopardus colocola</i>					
$\rho(\cdot) \psi(\cdot)$	23.69	0	0.34	2	-27.60
$\rho(\cdot) \psi(+\mathbf{RAI_peqmamif})$	23.91	0.22	0.30	3	-24.82
$\rho(+\mathbf{dist_const}) \psi(\cdot)$	24.69	1.00	0.21	3	-26.03
$\rho(+\mathbf{dist_const}) \psi(+\mathbf{RAI_peqmamif})$	25.34	1.65	0.15	4	-23.94
<i>Leopardus guigna</i>					
$\rho(-\mathbf{elev}) \psi(+\mathbf{NDVI_avg})$	160.49	0	0.44	4	-75.56
$\rho(-\mathbf{elev}, +\mathbf{tempBaja}, -\mathbf{tempMedia}) \psi(+\mathbf{NDVI_avg})$	160.75	0.25	0.39	6	-72.82
<i>Lycalopex culpaeus</i>					
$\rho(+\mathbf{dist_const}, +\mathbf{precipS/p}, -\mathbf{precipBaja}, +\mathbf{precipMedia}, \mathbf{precipAlta}, \mathbf{vegetEsc}, -\mathbf{vegetMat}, -\mathbf{vegetPin}, +\mathbf{RAI_peqmamif}) \psi(-\mathbf{elev}, +\mathbf{RAI_paser})$	445.09	0	0.47	11	-205.54
$\rho(+\mathbf{dist_const}, +\mathbf{precipS/p}, -\mathbf{precipBaja}, +\mathbf{precipMedia}, \mathbf{precipAlta}, \mathbf{vegetEsc}, -\mathbf{vegetMat}, -\mathbf{vegetPin}, +\mathbf{RAI_peqmamif}) \psi(+\mathbf{RAI_paser})$	446.93	1.84	0.19	10	-208.68
$\rho(+\mathbf{dist_const}, +\mathbf{precipS/p}, -\mathbf{precipBaja}, +\mathbf{precipMedia}, \mathbf{precipAlta}, \mathbf{vegetEsc}, -\mathbf{vegetMat}, -\mathbf{vegetPin}, +\mathbf{RAI_peqmamif}) \psi(-\mathbf{elev})$	446.98	1.89	0.18	10	-208.71

FIGURAS

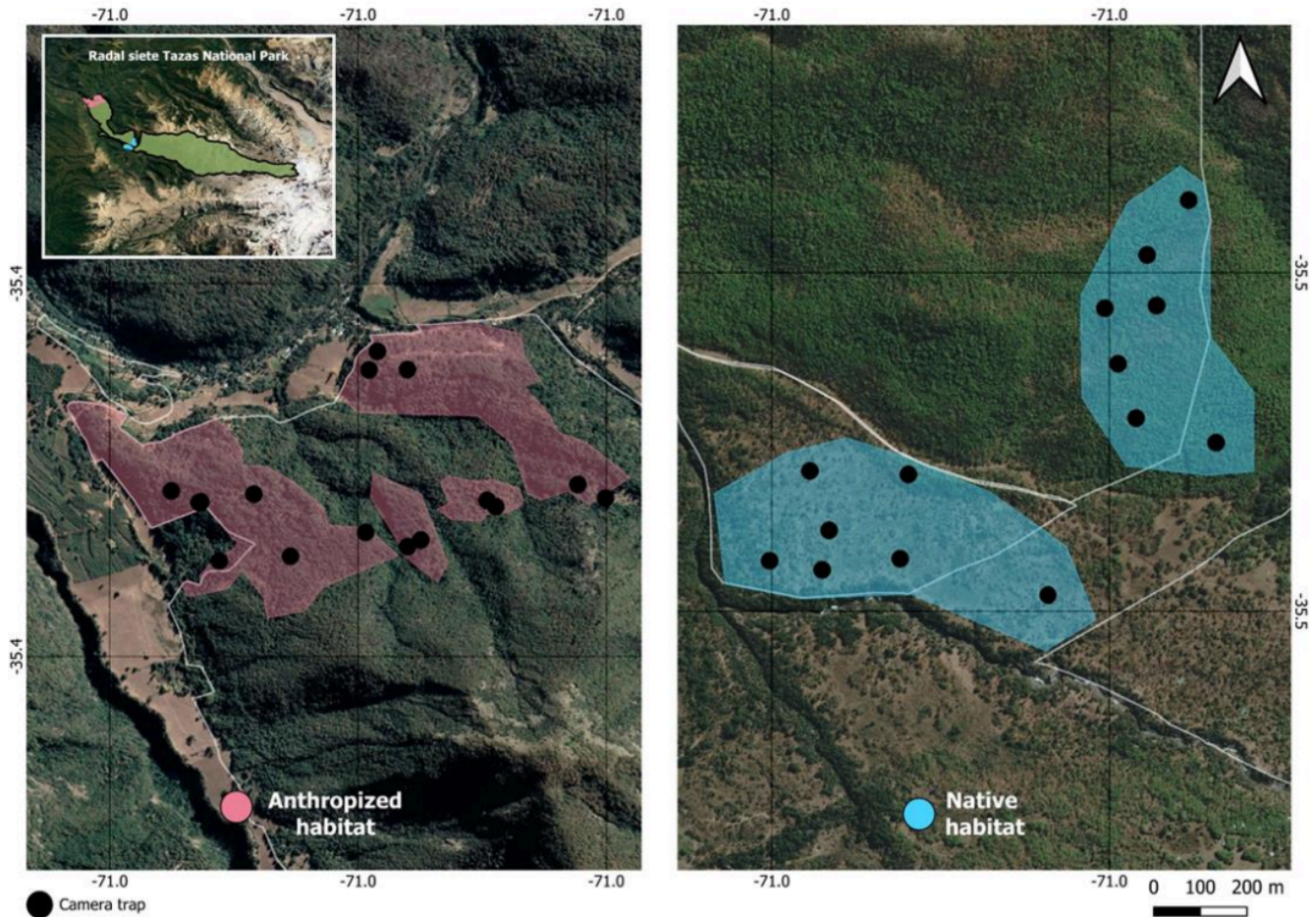


Figura 1. Imagen satelital de la zona de estudio. La superficie del PNRST se muestra de color verde claro en el cuadro superior izquierdo. Los polígonos coloreados representan la superficie muestreada. La vegetación de pino se muestra de color rosado, mientras que el bosque esclerófilo, ubicado en la parte superior derecha, y el matorral, ubicado al sur de este último se presentan de color celeste. Las unidades de muestreo son representadas como puntos negros. Extraído de Zamora-Cornejo (2024).

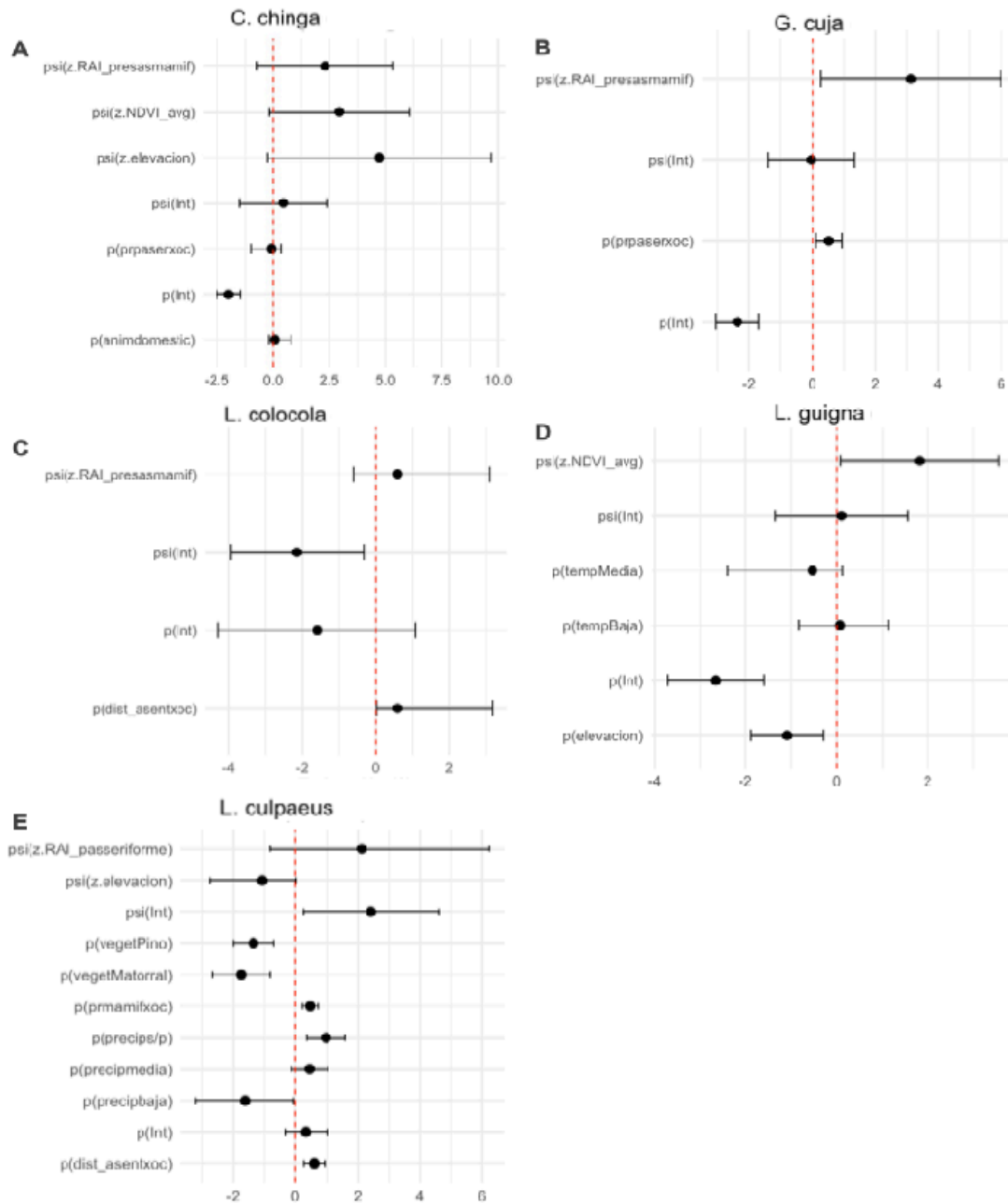


Figura 2. Efecto de las covariables en el uso de sitio (ψ) y detectabilidad (p) de *Conepatus chinga* (A), *Galictis cuja* (B), *Leopardus colocola* (C), *Leopardus guigna* (D) y *Lycalopex culpaeus* (E). Los coeficientes β con un intervalo de confianza del 95% se calcularon del promedio de modelos competitivos, a excepción de *G. cuja*, de un análisis de ocupación *single-species, single-season*. Aquellos cuyo IC no incluye 0 tienen efecto significativo sobre el parámetro correspondiente.

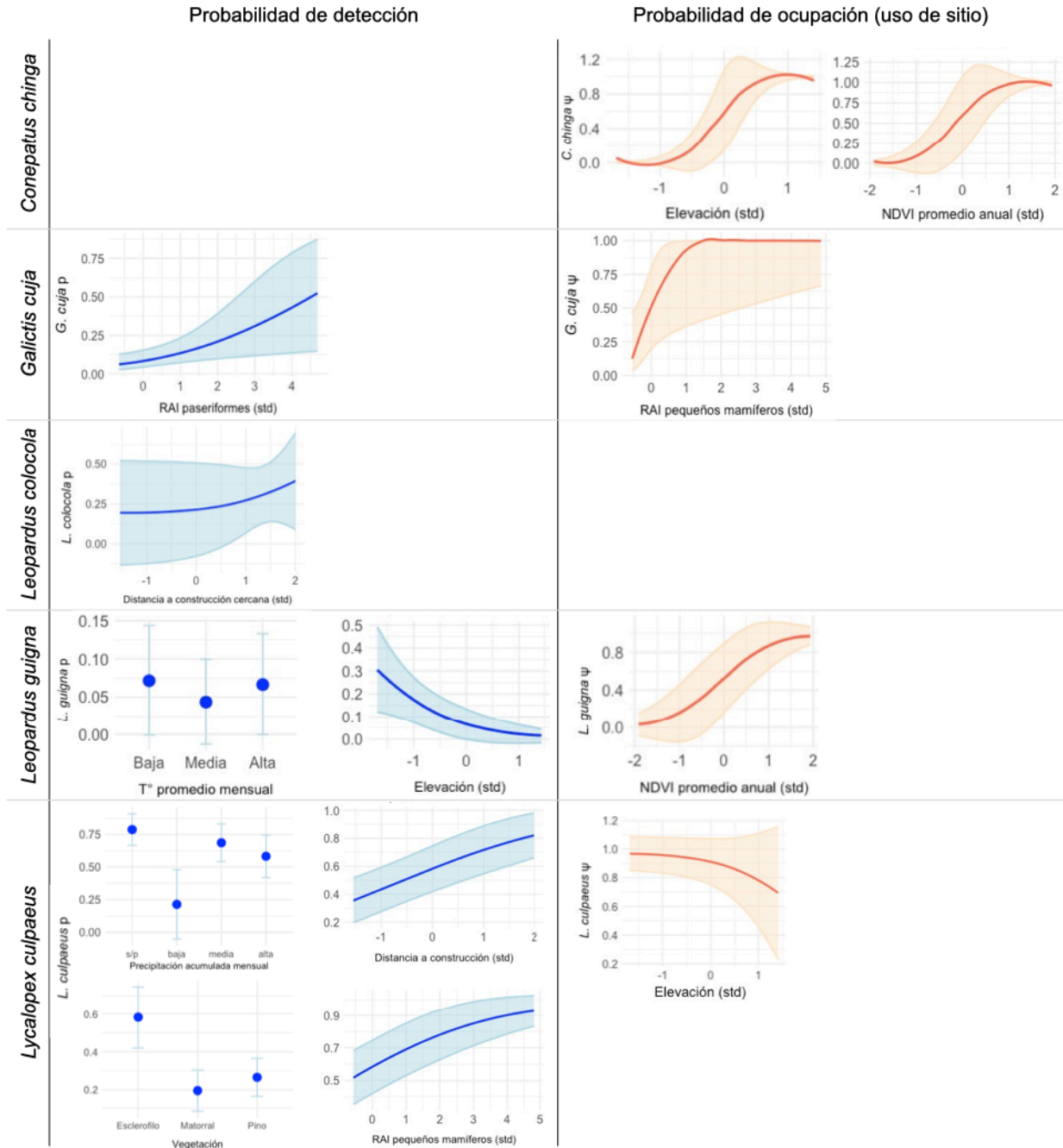
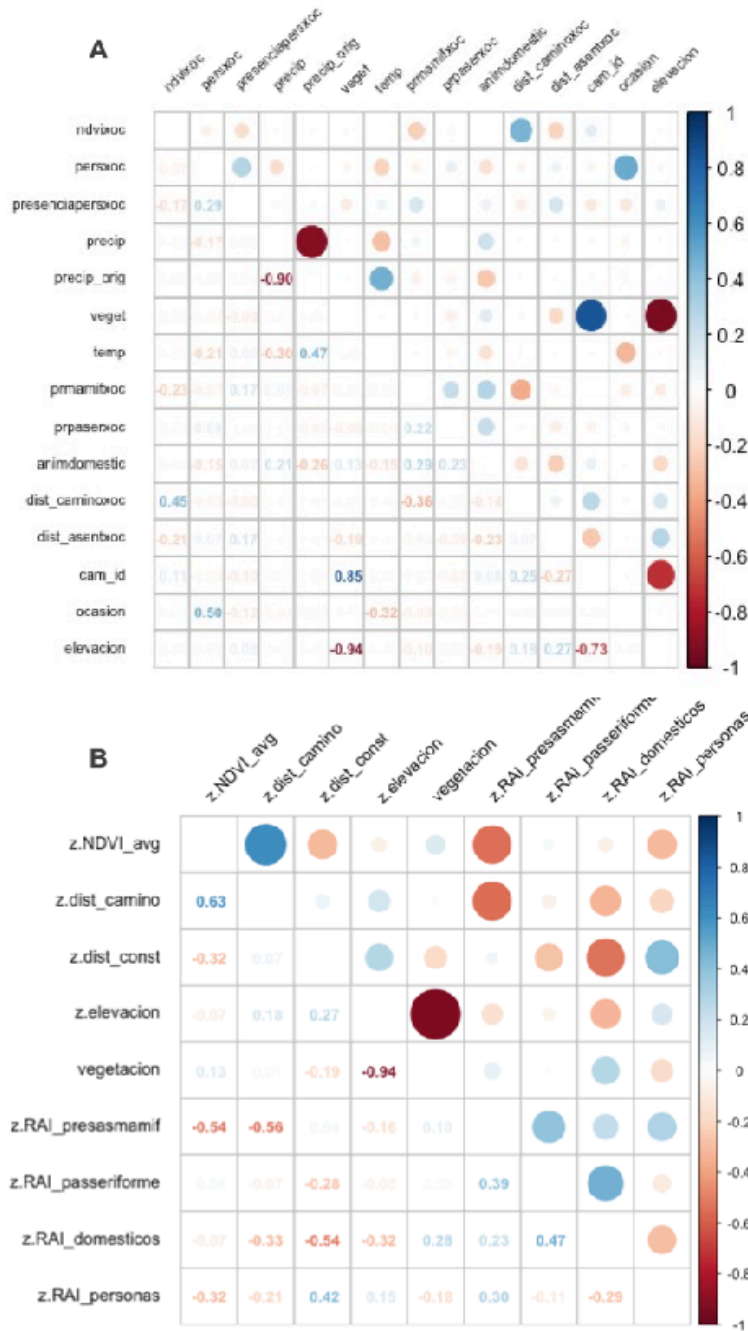


Figura 3. Relación entre las covariables que muestran una influencia significativa en los modelos competitivos del análisis de ocupación *single-species* para la estimación de la probabilidad de detección (azul) y probabilidad de uso de sitio (rojo) de carnívoros nativos. Se presentan los valores estimados de los coeficientes beta (β ; línea sólida en covariables continuas y puntos en discretas) junto con sus intervalos de confianza al 95% (área sombreada).

ANEXOS

Anexo 1. Determinación de extensión temporal de ocasión de muestreo basada en ajuste y valor de AIC del modelo nulo de *Lycalopex culpaeus*. Se presenta en las filas las extensiones temporales evaluadas (Occ. Length) y en las columnas los criterios de selección: Valor de AIC, valor de c-hat, las estimaciones de los parámetros ψ y ρ bajo el modelo nulo con sus respectivos errores estándar (SE), estadístico de prueba (z) y significancia estadística ($P(>|z|)$).

Ajuste del modelo		Occupancy (logit-scale)					Detection (logit-scale)			
Occ. length	AIC	c-hat	Estimate	SE	z	P(> z)	Estimate	SE	z	P(> z)
7 días	1121.098	47563.07	1.45	0.46	3.18	0.00145	-1.86	0.08	-23.3	1.55E-120
15 días	751.6989	32.35	1.3	0.44	2.95	0.00322	-1.2	0.09	-12.8	2.29E-37
30 días	481.727	1.62	1.53	0.48	3.2	0.00137	-0.55	0.11	-4.84	1.28E-06



Anexo 2. Matriz de correlación de Spearman entre las covariables observacionales (A) y de sitio (B) para evaluar multicolinealidad. Se presentan las abreviaciones de cada covariable, el valor del coeficiente de correlación y su representación: el tamaño de círculos indica la magnitud de la correlación el color la dirección, con azul para correlación positiva y rojo para negativa.