



UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN  
Dirección de Postgrado  
Facultad de Ciencias Forestales  
Programa de Magíster en Ciencias Forestales

**“RELACIONES ECOLÓGICAS TEMPORALES ENTRE MAMÍFEROS EXÓTICOS/INVASORES  
Y NATIVOS EN ÁREAS PROTEGIDAS DE CHILE: EL PAPEL DE LAS VARIABLES  
ANTROPOGÉNICAS”**

Tesis para optar al grado de Magister en Ciencias Forestales

Kevin Patricio Antonio Vinett Canales

CONCEPCIÓN -

CHILE

2025

Profesor Guía: Dr. Aníbal Pauchard  
Profesor Co-guía: Dr. Darío Moreira  
Profesor Co-guía: Dr. Elvis Gavilán  
Depto. de Manejo de Bosques y Medio  
Ambiente, Facultad de Ciencias Forestales  
Universidad de Concepción

“RELACIONES ECOLÓGICAS TEMPORALES ENTRE MAMÍFEROS  
EXÓTICOS/INVASORES Y NATIVOS EN ÁREAS PROTEGIDAS DE  
CHILE: EL PAPEL DE LAS VARIABLES ANTROPOGÉNICAS”

Comisión Evaluadora:

Aníbal Pauchard Cortés (Profesor guía)

Dr. en Ecología Forestal \_\_\_\_\_

Darío Moreira Arce (Profesor co-guía)

Dr. en Ecología \_\_\_\_\_

Elvis Gavilán Gutiérrez (Profesor co-guía)

Dr. en Ciencias Aplicadas mención en Ingeniería  
Matemática \_\_\_\_\_

Rafael García Araya (Comisión evaluación)

Dr. En Ciencias Forestales \_\_\_\_\_

Eduardo Fuentes Lillo (Comisión evaluación)

Dr. En Ciencias Biológicas \_\_\_\_\_

Lucila Moreno Salas (Comisión evaluación)

Dr. En Ciencias mención Ecología y Biología Evolutiva \_\_\_\_\_

## DEDICATORA

“A Justo Canales Barriga, María del Carmen Martínez Velásquez, Geraldine Canales Martínez, Sergio Maldonado Zapatel y Cristian Vinett Durán”

## AGRADECIMIENTOS

Desde lo más profundo de mi corazón agradezco a mi familia y amistades quienes me han acompañado durante este arduo proceso. A mis profesores Aníbal Pauchard, Darío Moreira y Elvis Gavilán quienes me han entregado apoyo incondicional y mucha paciencia a lo largo de los años.

Al apoyo del Laboratorio de Invasiones Biológicas quienes siempre me han hecho sentir incluido en sus actividades, mismo laboratorio que me ayudó a acceder a fondos tales como el FONDECYT 1180205 y ANID/basal FB21006.

Al Instituto de Ecología y Biodiversidad por ayudarme a acceder a congresos, becas y experiencias únicas.

## TABLA DE CONTENIDOS

ÍNDICE DE TABLAS .....	6
ÍNDICE DE FIGURAS.....	6
RESUMEN.....	7
ABSTRACT .....	8
1. INTRODUCCIÓN .....	9
2. METODOLOGÍA.....	13
2.1. Selección de Áreas Protegidas .....	13
2.2. Muestreo de mamíferos exótico/invasores y nativos con cámaras trampa.....	15
2.3. Identificación de especies.....	15
2.4. Análisis de datos.....	16
3.RESULTADOS .....	18
3.1. Patrones de Actividad Temporal Diaria .....	22
3.2. Solapamiento Temporal de Mamíferos Exóticos/Invasores a Mamíferos Nativos.....	25
3.3. Patrones de Actividad Estimada y Solapamiento Temporal por Especie Según Categoría de Variables Antropogénicas .....	29
3.4. Patrones de Actividad Estimada y Solapamiento Temporal entre Especies Según Categoría de Variables Antropogénicas .....	32
4.DISCUSIÓN.....	34
4.1. Variables Antropogénicas y su Influencia en la Presencia de Especies Exóticas/Invasoras .....	35
4.2. Interacciones espacio-temporales entre Especies Nativas y Exóticas/Invasoras.....	35
4.3. Hipótesis y Procesos Subyacentes.....	36
4.4. Otras Interacciones Relevantes.....	37
4.5. Implicancias para la conservación .....	38

5. CONCLUSIÓN.....	40
6. GLOSARIO .....	42
7. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS:.....	44

## ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Áreas protegidas evaluadas del SNASPE.....	14
Tabla 2. Mamíferos exóticos/invasores encontrados por área protegida .....	20
Tabla 3. Mamíferos exóticos/invasores y nativos encontrados .....	21
Tabla 4. Patrones de actividad temporal diaria de mamíferos exóticos/invasores .....	23
Tabla 5. Patrones de actividad temporal diaria de mamíferos nativos .....	24
Tabla 6. Número de registros independientes por especie y por variables espaciales ....	25

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1:</b> Áreas protegidas seleccionadas para el análisis. ....	14
<b>Figura 2:</b> Patrones de actividad estimada a través de Overlap ( $\Delta$ ) por mamíferos exóticos/invasores y nativos.....	28
<b>Figura 3:</b> Patrones de actividad estimada y Overlap ( $\Delta$ ) por especie según categoría a partir de variables antropogénicas seleccionadas .....	31
<b>Figura 4:</b> Patrones de actividad estimada y Overlap ( $\Delta$ ) entre especies según categoría a partir de las variables antropogénicas seleccionadas. ....	33

## **RESUMEN**

Este estudio analiza el impacto de mamíferos exóticos/invasores en áreas protegidas de Chile, centrándose en cómo las variables antropogénicas influyen en el solapamiento temporal de actividad entre especies nativas y exóticas. Utilizando cámaras trampa se monitorearon 10 áreas protegidas recopilando 5,189 registros independientes, de los cuales el 50.7% correspondieron a mamíferos exóticos. Los resultados muestran que la presencia de estas especies está fuertemente influenciada por la cercanía a caminos, áreas urbanas y otras infraestructuras humanas que terminan por incrementar la probabilidad de interacción con la fauna nativa.

Se emplearon modelos estadísticos para evaluar el solapamiento en los patrones de actividad diaria entre mamíferos exóticos y nativos, identificándose un mayor solapamiento temporal en zonas con alta intervención humana. Esto representa una amenaza significativa para las especies nativas debido a una potencial competencia por recursos, depredación y transmisión de enfermedades.

El estudio concluye que la gestión de áreas protegidas debe considerar no solo la conservación de hábitats naturales, sino también la implementación de medidas que reduzcan la presencia de especies exóticas/invasoras en regiones con alto grado de intensificación antrópica. Estrategias como el establecimiento de barreras físicas, control de acceso y restauración de hábitats degradados podrían ser efectivas para minimizar los impactos negativos de los mamíferos exóticos/invasores. Además, se enfatiza la

importancia del monitoreo continuo para ajustar las políticas de manejo y conservación de manera adaptativa. Estos hallazgos aportan a la comprensión del papel de las actividades humanas en la dinámica de las especies en áreas protegidas y sugieren acciones para mitigar sus efectos adversos.

### **ABSTRACT**

This study examines the impact of exotic/invasive mammals in protected areas of Chile, focusing on how anthropogenic variables influence the temporal overlap of activity between native and exotic species. Using camera traps, 10 protected areas collecting 5,189 independent records, of which 50.7% corresponded to exotic mammals such as dogs, cats, cattle, and horses. The results show that the presence of these species is strongly influenced by proximity to roads, urban areas, and other human infrastructure, which increases the likelihood of interaction with native wildlife.

Statistical models were used to assess the overlap in daily activity patterns between exotic and native mammals, identifying greater overlap in areas with high human intervention. This poses a significant threat to native species due to potential resources competition, predation and disease transmission.

The study concludes that the management of protected areas should not only focus on the conservation of natural habitats but also implement measures to reduce the presence of exotic/invasive species in regions with high anthropogenic intensity. Strategies such as establishing physical barriers, controlling access, and restoring degraded habitats could be effective in minimizing the negative impacts of exotic/invasive mammals. Additionally, the importance of continuous monitoring is emphasized to adapt management and conservation policies in a timely manner. These findings contribute to understanding the role of human activities in species dynamics within protected areas and suggest actions to mitigate their adverse effects.

## 1.INTRODUCCIÓN

A nivel global las áreas protegidas desempeñan un papel crucial en la conservación de la biodiversidad proporcionando refugio a especies amenazadas, protegiendo ecosistemas únicos y contribuyendo a la mitigación del cambio climático (Dudley et al., 2009; Geldmann et al., 2013; Etchegaray et al., 2023; Segarra & Mora, 2023). Estas áreas se han convertido en un componente esencial de las estrategias de conservación, especialmente frente a factores de cambio como la pérdida de hábitats y la degradación ambiental causada por actividades humanas (Bruner et al., 2001; Dudley, 2008; Watson et al., 2014).

En el contexto de Chile, las áreas protegidas gestionadas bajo el Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE) abarcan más del 21% del territorio nacional y son fundamentales para preservar la rica biodiversidad del país. Estas áreas protegidas incluyen ecosistemas frágiles como bosques templados, humedales y zonas costeras (Armesto et al., 2010; Pliscoff & Fuentes-Castillo, 2011). Para cumplir con su objetivo de ser refugios para la biodiversidad estas áreas dependen de una combinación de factores como la gestión adaptativa, el financiamiento y el control de amenazas (Bruner et al., 2001; Geldmann et al., 2013; Watson et al., 2014). Entre estas amenazas, las presiones antropogénicas y las especies exóticas/invasoras deben ser monitoreadas y controladas rápidamente debido a su potencial para alterar las dinámicas de las especies nativas y su funcionalidad en los ecosistemas (Simberloff et al., 2013; Early et al., 2016).

La introducción de especies exóticas/invasoras en áreas protegidas ha generado preocupación debido a su capacidad para alterar significativamente los ecosistemas nativos (Ruckelshaus et al., 2020; Ren et al., 2021; Gallardo et al., 2017) generando efectos adversos tanto para el medioambiente como para la economía (Cerdeña et al., 2017; Hoffmann & Broadhurst, 2016; Pimentel et al., 2000). Los patrones de invasión suelen estar influenciados por factores antropogénicos como la fragmentación del hábitat, la urbanización y las actividades humanas cercanas a las áreas protegidas (Lessa et al., 2016;

Zapata & Branch, 2016). Por ejemplo en estudios realizados en áreas protegidas de América del Norte se ha observado que la proximidad a zonas urbanas incrementa significativamente la presencia de perros ferales y de vida libre (Young et al., 2011). Estas especies exóticas/invasoras no solo se dispersan desde áreas urbanas, sino que también son introducidas deliberadamente o escapan de confinamientos lo que facilita su establecimiento en áreas protegidas (Doherty et al., 2015; Gompper, 2013; Silva & Sieving, 2012; Spear et al., 2013).

Los impactos de los mamíferos exóticos/invasores en áreas protegidas son variados y en muchos casos devastadores (Jaksic & Castro, 2013; Cerda et al., 2017; Jaksic, 1998). Estos incluyen la depredación directa sobre especies nativas, la competencia por recursos y la transmisión de enfermedades (Gompper, 2013; Côté et al., 2004). Llegando incluso a la extinción local de especies nativas, alterando profundamente las dinámicas ecológicas y la estructura de las comunidades biológicas (Côté et al., 2004; Doherty et al., 2016; Novaro et al., 2000). Logrando así modificar el comportamiento de las especies nativas al alterar sus patrones de actividad y uso del hábitat (Zapata & Branch, 2016).

Chile no es ajeno a estos problemas. En las áreas protegidas del país los mamíferos exóticos/invasores han demostrado ser una amenaza significativa para la biodiversidad local (SNASPE, 2017, 2018, 2019, 2020). Especies como el conejo europeo (*Oryctolagus cuniculus*), el jabalí (*Sus scrofa*), los perros (*Canis lupus familiaris*) y gatos ferales (*Felis catus*) han sido documentados en varias reservas y parques nacionales, causando una variedad de impactos ecológicos negativos (Jaksic, 1998; Schüttler et al., 2019; Camus et al., 2008). Estos mamíferos exóticos/invasores compiten directamente con las especies nativas por recursos como alimento y espacio. En algunos casos actúan como depredadores de especies vulnerables aumentando aún más su riesgo de extinción (Silva & Sieving, 2012; La Sala et al., 2023). Uno de los casos más emblemáticos en Chile es la del jabalí (*Sus scrofa*) en distintas áreas protegidas, causando importantes daños a la vegetación y compitiendo con herbívoros nativos por recursos (Hernández et al., 2017; Skewes et al., 2007; Sanguinetti & Kitzberger, 2010). Otro caso destacable es la presencia

de perros domésticos (*Canis lupus familiaris*) en la Reserva Nacional Nonguén, cuya interacción con especies nativas como el pudú (*Pudu puda*) y la güiña (*Leopardus guigna*) ha sido documentada como una amenaza, pudiendo generar cambios conductuales, desplazamiento y depredación, lo que puede llegar a alterar las dinámicas del ecosistema (Sepúlveda & Skewes, 2015; CONAF, 2020). Estos casos resaltan la necesidad urgente de implementar medidas de control y gestión de especies exóticas/invasoras en las áreas protegidas del país (Foxcroft et al., 2011; Spear et al., 2013). Evaluar los patrones de actividad de los mamíferos exóticos/invasores en áreas protegidas es esencial para comprender las interacciones y potenciales impactos sobre las especies nativas y para diseñar estrategias de manejo. Los patrones de actividad, definidos como la distribución temporal de las actividades de los organismos en un ciclo de 24 horas, son una medición fundamental para identificar momentos críticos de interacción entre especies y su uso del hábitat (Lira & Briones, 2012).

Dentro de las alternativas para el monitoreo de amenazas, en particular en mamíferos, las cámaras trampa se han posicionado como una de las opciones más eficientes, constantes y poco invasivas convirtiéndose en un método estándar para monitorear la fauna silvestre (O'Connell et al., 2011). Estas cámaras permiten registrar la actividad de múltiples especies sin interferir directamente en su comportamiento, recopilando datos valiosos sobre sus patrones temporales y espaciales de actividad, la composición de las comunidades y posibles interacciones entre ellas (O'Connell et al., 2011; Burton et al., 2015).

Así los datos obtenidos con cámaras trampa son fundamentales para identificar periodos críticos de actividad donde las especies exóticas/invasoras y nativas podrían compartir espacios temporales, y por ende poder llegar a competir por recursos, a depredarse o desplazarse (Frey et al., 2017). Esto no solo facilitará la identificación de patrones de actividad y solapamiento temporal entre especies (Ridout & Linkie, 2009; Meredith & Ridout, 2023), sino que también proporcionará información vital para la implementación de medidas de conservación adaptativas y específicas (MMA, ONU Medio Ambiente, &

CONAF, 2021). Además, explorar esta técnica en el contexto chileno permitirá establecer lineamientos para el monitoreo a largo plazo y la evaluación de la efectividad de las intervenciones de manejo en la mitigación de los impactos de los mamíferos exóticos/invasores sobre la fauna nativa.

Este estudio tuvo como objetivo evaluar las relaciones ecológicas temporales entre mamíferos exóticos/invasores y nativos dentro de áreas protegidas de Chile. Para ello se compararon los patrones de actividad temporal entre especies exóticas/invasoras y nativas, analizando su relación con el grado de intensificación antrópica presente en las zonas aledañas a estas áreas. La hipótesis principal plantea que las relaciones temporales entre mamíferos exóticos e invasores y las especies nativas dentro de las áreas protegidas están determinadas por la intensificación antrópica presente fuera de estas unidades. A partir de esta hipótesis, se predice: 1) cambios en los patrones de actividad temporal de las especies exóticas/invasoras a medida que aumenta el grado de intensificación antrópica, mientras que las especies nativas no mostrarían dichos cambios; y 2) un aumento en el solapamiento temporal entre especies exóticas/invasoras y nativas dentro de las áreas protegidas, en función del incremento de la intensificación antrópica alrededor de estas áreas.

El estudio se enfoca en analizar cómo las variables antropogénicas influyen en el solapamiento temporal de actividad diaria entre mamíferos nativos y exóticos/invasores en áreas protegidas de Chile. Además, busca cuantificar el grado de solapamiento temporal entre estas especies proporcionando una base científica sólida para futuras intervenciones de conservación. A través del análisis y comparación de los datos de actividad recopilados se espera identificar patrones que revelen el grado de solapamiento temporal entre mamíferos exóticos/invasores y nativos, así como comprender cómo estas especies están adaptando su comportamiento en respuesta a las variables antropogénicas presentes fuera de las áreas protegidas.

Este enfoque no solo permitirá entender mejor las interacciones entre especies exóticas/invasoras y nativas, sino que también contribuirá al diseño de estrategias de

manejo adaptativo que mitiguen los impactos negativos de las actividades humanas en la biodiversidad presente en las áreas protegidas. Los resultados de este estudio tienen el potencial de guiar futuras políticas de conservación enfocadas en reducir la influencia de las especies exóticas/invasoras y preservar la integridad ecológica en las áreas protegidas del país.

## **2.METODOLOGÍA**

### **2.1.Selección de Áreas Protegidas**

La investigación se llevó a cabo dentro de las áreas protegidas de Chile administradas por el Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE) bajo la gestión de la Corporación Nacional Forestal (CONAF). Estas áreas abarcan aproximadamente el 21.14% del territorio nacional sumando más de 18 millones de hectáreas distribuidas a lo largo del país, aunque la mayoría se concentra en la zona austral (Sierralta et al., 2011). El sistema de monitoreo con cámaras trampa se implementó originalmente en más de 30 áreas protegidas desde la región de Atacama hasta la de Aysén. La selección de las cámaras se basó en su periodo de actividad durante los mismos tres meses de estudio (marzo, abril y mayo), con el objetivo de obtener datos comparables y robustos (Nouvellet et al., 2011). Este monitoreo se realizó entre los años 2017 y 2022.

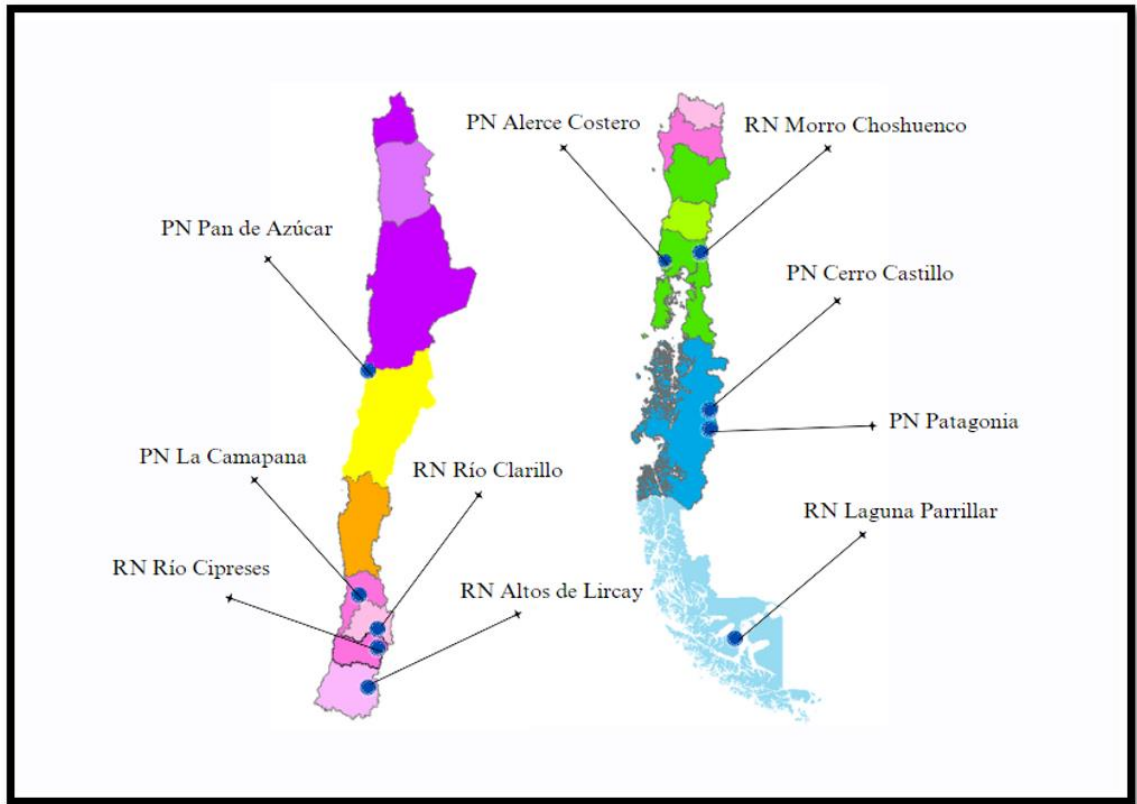


Figura 1: Áreas protegidas seleccionadas para el análisis. **Nota.** Fuente: Elaboración propia

Tabla 1

*Áreas protegidas evaluadas del SNASPE*

Categoría	Nombre	Región
Parque Nacional	Pan de Azúcar	Atacama
Parque Nacional	La Campana	Valparaíso
Reserva Nacional	Río Clarillo	Metropolitana
Reserva Nacional	Río de los Cipreses	Bernardo O'Higgins

Reserva Nacional	Altos de Lircay	Maule
Parque Nacional	Alerce Costero	Los Ríos
Reserva Nacional	Morro Choshuenco	Los Ríos
Parque Nacional	Cerro Castillo	Aysén
Parque Nacional	Patagonia	Aysén
Reserva Nacional	Laguna Parrillar	Magallanes

---

**Nota.** Fuente: Elaboración propia.

## 2.2.Muestreo de mamíferos exótico/invasores y nativos con cámaras trampa

Se evaluaron las imágenes obtenidas de forma sistemática mediante 60 cámaras trampa distribuidas al azar en 10 áreas protegidas. Estas cámaras se instalaron en toda el área protegida con una separación aproximada de 1,000 metros entre cada una. Se utilizó el modelo Bushnell Agressor Low Glow debido a su resistencia y relación precio-calidad. Las cámaras se colocaron a una altura de 30 cm sobre el suelo, orientadas hacia el sur para evitar la sobreexposición a la luz solar y se despejó la vegetación frente a ellas para garantizar capturas claras (MMA, ONU Medio Ambiente, & CONAF, 2021). Las cámaras permanecieron instaladas durante un mínimo de 30 días registrando videos y fotos tanto de día como de noche. Cada activación de la cámara capturó tres fotos con un intervalo de 3 segundos antes de estar disponible para una nueva activación. En promedio, se instalaron 185 cámaras trampa por año con una desviación estándar de 15.51 durante los meses de marzo, abril y mayo, desde 2017 hasta 2022.

## 2.3. Identificación de especies

Para la identificación de especies en las imágenes obtenidas se utilizó el *Catálogo de las especies exóticas asilvestradas/naturalizadas en Chile* (2017). En los casos en que no fue posible identificar las especies mediante el catálogo se recurrió a manuales de campos y se consultó a expertos.

#### 2.4. Análisis de datos

El análisis sistemático de las imágenes se realizó utilizando R, específicamente el paquete *camtrapR* (Niedballa et al., 2016) a través de la interfaz RStudio. Con *camtrapR* se organizaron las imágenes por especie y se generó un archivo .csv para cada área protegida y año, el cual contenía información sobre la especie detectada junto con las horas y fechas de registro separados por cámara. Este archivo .csv fue utilizado para análisis más complejos en el paquete *overlap* (Meredith & Ridout, 2023), que en conjunto a *circular* (Agostinelli & Lund, 2023), *lubridate* (Grolemund & Wickham, 2011), *dlpyr* (Wickham et al., 2023), *ggplot2* (Wickham, 2016) y *sp* (Pebesma & Bivand, 2005) fueron necesarios para aplicar el análisis de los datos de manera adecuada.

Para mejorar la precisión de los análisis se consideró la hora de salida y puesta del sol (sunrise y sunset) para cada observación. Estos datos se obtuvieron inicialmente utilizando el paquete *suncalc* (Thieurmel & Elmarhraoui, 2022) y luego se confirmaron mediante fuentes especializadas (NOAA, 2024). Esto utilizando las coordenadas de cada área protegida y los días específicos de los meses evaluados, lo que permitió ajustar las horas de registro de actividad de los mamíferos detectados a los ciclos solares específicos de cada área protegida (amanecer, mediodía, atardecer y noche), logrando estandarizar los datos temporales y reduciendo el sesgo de muestreo lo que terminó por mejorar la comparabilidad de los resultados (Nouvellet et al., 2011). Cada registro se ajustó a la hora específica de salida del sol para los registros diurnos y a la puesta del sol para los nocturnos, convirtiendo los tiempos de sunrise, sunset y la hora del registro en radianes siguiendo el método descrito en Nouvellet et al. (2011).

Para asegurar la independencia de los registros, se aplicó un criterio que excluyó individuos de especies que se registraron con menos de una hora de diferencia después de su primera captura. Para cada especie con más de 50 registros se realizaron análisis de sus patrones de actividad con la excepción del gato (*Felis catus*), el cual, a pesar de tener 45 registros se incluyó pero con otro análisis. Se utilizó una función de densidad kernel no paramétrica circular para evaluar los patrones diarios de actividad de cada especie, lo que permitió modelar los datos sin asumir distribuciones específicas generando así una representación visual en forma de curva. El coeficiente de solapamiento temporal ( $\Delta$ ) se empleó para medir el grado de superposición temporal entre especies utilizando la prueba de Kolmogorov-Smirnov, logrando así evaluar la significancia estadística de los patrones de actividad estudiados (Ridout & Linkie, 2009; Meredith & Ridout, 2023).

El solapamiento temporal ( $\Delta$ ) se definió como el área compartida bajo ambas curvas de densidad con valores de  $\Delta$  que varían desde 0 (sin solapamiento) hasta 1 (solapamiento completo). Se consideró un solapamiento fuerte cuando  $\Delta > 0.8$ , bajo cuando  $\Delta < 0.5$  e intermedio cuando estaba entre ambos valores. Para muestras grandes (mayor a 50 registros) se utilizó  $\Delta_4$ , mientras que para muestras más pequeñas, en específico *Felis catus* (menos de 50 registros) se empleó  $\Delta_1$  (Meredith & Ridout, 2023). Se calcularon intervalos de confianza del 95% utilizando bootstrap suavizado con 10,000 remuestreos (Meredith & Ridout, 2023). El valor-p se calculó con el paquete circular y un bootstrap de 10,000 remuestreos. Todos los análisis se realizaron en R versión 4.2.0 (R Development Core Team, 2014) utilizando el paquete *overlap* (Meredith & Ridout, 2023).

Para evaluar la influencia de las variables antropogénicas se categorizaron en niveles alto y bajo basándose en el valor medio de cada variable. Estas variables fueron la distancia a la ciudad más cercana, la densidad de caminos y la superficie intervenida, utilizando para ello un buffer de 7 km alrededor de cada área protegida y archivos .shp de fuentes oficiales (www.ide.cl). La distancia a la ciudad se clasificó como baja si menor que 20,368.5 metros y alta si era mayor o igual a 20,368.5 metros. La densidad de caminos se consideró baja si era menor que 0.0014 km<sup>2</sup> y alta si era mayor o igual a 0.0014 km<sup>2</sup>. La superficie

intervenida se clasificó como baja si era menor a 0.087 y alta si era mayor o igual a 0.087. Se evaluaron: 1) los patrones de actividad diaria de los mamíferos detectados a nivel general, 2) los patrones de actividad diaria y el coeficiente de solapamiento temporal entre especies, 3) los patrones de actividad diaria por especie según la categoría de las variables antropogénicas, y 4) los patrones de actividad diaria entre especies según la categoría de las variables antropogénicas.

Los patrones de actividad diaria se clasificaron en diurnos, nocturnos y crepusculares. La actividad crepuscular se definió como aquella que ocurre entre una hora antes y una hora después del amanecer y el atardecer. Una especie se clasificó como diurna si tenía menos de 10% de registros nocturnos, nocturna si tenía más de 90% de registros nocturnos, principalmente diurna si tenía 10-30% de registros nocturnos, principalmente nocturna si tenía 70-90% de registros nocturnos, crepuscular si el 50% de las observaciones ocurrían en la fase crepuscular y catemeral si su actividad era intermitente (Gómez et al., 2005).

Para evaluar el efecto de las variables antropogénicas sobre los patrones de actividad diaria se seleccionaron únicamente aquellas especies con más de 50 registros independientes. Las muestras se clasificaron en dos categorías (BAJO y ALTO) para cada variable antropogénica y se compararon los patrones de actividad diaria entre mamíferos exóticos/invasores y nativos según estas categorías.

### **3.RESULTADOS**

Durante los cuatro años de estudio y los tres meses seleccionados (marzo, abril y mayo) se obtuvieron un total de 5,178 registros independientes, de los cuales 2,629 correspondieron a mamíferos exóticos/invasores y 2,549 a mamíferos nativos. Entre los mamíferos exóticos/invasores más frecuentes (tabla 2) *Lepus europaeus* fue la más registrada con un total de 1,041 registros independientes destacando su alta presencia en áreas protegidas como el Parque Nacional Patagonia (471 registros) y Reserva Nacional Río Clarillo (131 registros) además de estar presente en todas las áreas protegidas a

excepción del Parque Nacional La Camapana. Otro mamífero exótico/invasor frecuente fue *Oryctolagus cuniculis* con 518 registros en total, especialmente en áreas protegidas como la Reserva Nacional Altos de Lircay (232) y Reserva Nacional Río Clarillo (205 registros). Se destacó *Canis lupus familiaris* al estar presente en todas las áreas protegidas estudiadas con una mayor frecuencia en el Parque Nacional La Campana (71 registros) y la Reserva Nacional Río Clarillo (77 registros). Por el contrario, los mamíferos exóticos/invasores menos frecuentes fueron *Sus scrofa doméstica* (1 registro), *Equus africanus asinus* (2 registros), *Capra aegagrus hircus* (5 registros), *Sus scrofa* (19 registros) y *Ovis aries* (29 registros). Por otro lado, entre los mamíferos nativos las especies con menor cantidad de registros fueron *Leopardus geoffroyi* (6 registros), *Galictis cuja* (10 registros), *Leopardus colocolo* (16 registros), *Lagidium viscacia* (19 registros) y *Lycalopex fulvipes* (32 registros). Estas especies fueron excluidas de los análisis de solapamiento temporal posteriores por no cumplir con el mínimo requerido de 50 registros independientes. Sin embargo, *Felis catus* (gato doméstico) con 45 registros independientes fue incluido en el análisis utilizando  $\Delta_1$ , debido a su rareza en las cámaras trampa y su importancia en las interacciones con otras especies de mamíferos nativos. Cabe destacar que *Felis catus* solo se consideró para el análisis de solapamiento temporal entre especies (ver figura 2).

Tabla 2

*Mamíferos exóticos/invasores encontrados por área protegida*

Área protegida	<i>Canis familiaris</i>	<i>Equus caballus</i>	<i>Lepus europaeus</i>	<i>Ovis aries</i>	<i>Bos taurus</i>	<i>Sus scrofa</i>	<i>Neovison vison</i>	<i>Sus scrofa doméstica</i>	<i>Felis catus</i>	<i>Equus asinus</i>	<i>Capra a. hircus</i>	<i>Oryctolagus cuniculus</i>
Pan de azúcar	9	0	19	0	0	0	0	0	0	0	0	0
La Campana	71	19	0	0	29	0	0	0	33	0	0	39
Río Clarillo	77	107	131	0	81	0	0	0	3	0	0	205
Río de los Cipreses	7	2	156	0	26	0	0	0	2	0	0	42
Altos de Lircay	5	66	76	0	38	0	0	0	0	2	5	232
Alerce Costero	16	0	3	0	46	0	16	1	1	0	0	0
Morro Choshuenco	7	0	31	0	45	11	0	0	6	0	0	0
Cerro Castillo	10	5	25	0	54	8	2	0	0	0	0	0
Patagonia	13	58	471	29	138	0	0	0	0	0	0	0
Laguna Parrillar	5	1	129	0	16	0	0	0	0	0	0	0
TOTAL	220	258	1041	29	473	19	18	1	45	2	5	518

Nota. Fuente: Elaboración propia

Tabla 3

*Mamíferos exóticos/invasores y nativos encontrados*

	Nombre Científico	Numero Registros	Categoría/Estado de Conservación
<i>Exóticos/invasores</i>			
Perro	<i>Canis lupus familiaris</i>	220	Exótico Asilvestrado
Caballo	<i>Equus ferus caballus</i>	258	Exótico Asilvestrado
Liebre	<i>Lepus europaeus</i>	1041	Invasor
Oveja	<i>Ovis aries</i>	29	Exótico Asilvestrado
Vaca	<i>Bos taurus</i>	473	Exótico Asilvestrado
Jabalí	<i>Sus scrofa</i>	19	Invasor
Visón Americano	<i>Neovison vison</i>	18	Invasor
Cerdo	<i>Sus scrofa domestica</i>	1	Exótico Asilvestrado
Gato	<i>Felis catus</i>	45	Exótico Asilvestrado
Burro	<i>Equus africanus asinus</i>	2	Exótico Asilvestrado
Cabra	<i>Capra aegagrus hircus</i>	5	Exótico Asilvestrado
Conejo	<i>Oryctolagus cuniculus</i>	518	Exótico Asilvestrado
<i>Nativos</i>			
Chingue	<i>Conepatus chinga</i>	133	LC(IUCN;MMA)
Colocolo	<i>Leopardus colocolo</i>	16	NT(IUCN;MMA)
Gato de Geoffroy	<i>Leopardus geoffroyi</i>	6	NT(IUCN;MMA)
Guanaco	<i>Lama guanicoe</i>	321	LC(IUCN;MMA)
Huemul	<i>Hippocamelus bisulcus</i>	85	EN(IUCN;MMA)
Puma	<i>Puma concolor</i>	141	LC(IUCN;MMA)
Zorro Chilla	<i>Lycalopex griseus</i>	58	LC(IUCN;MMA)
Zorro de Darwin	<i>Lycalopex fulvipes</i>	32	EN(IUCN;MMA)
Zorro Culpeo	<i>Lycalopex culpaeus</i>	1338	LC(IUCN;MMA)
Vizcacha	<i>Lagidium viscacia</i>	19	LC(IUCN;MMA)

Guigna	<i>Leopardus guigna</i>	148	VU(IUCN;MMA)
Monito	<i>Dromiciops gliroides</i>	111	NT(IUCN;MMA)
Pudu	<i>Pudu puda</i>	54	VU(IUCN);EN(MMA)
Quique	<i>Galictis cuja</i>	10	LC(IUCN;MMA)
Yaca	<i>Thylamys elegans</i>	77	LC(IUCN;MMA)

**Nota.** La categoría fue asignada según el Catálogo de las Especies Exóticas Asilvestradas/naturalizadas en Chile PNUD (2017) El Estado de Conservación se asignó según la IUCN (2024) y el MMA(2024). Fuente: Elaboración propia.

### 3.1. Patrones de Actividad Temporal Diaria

Entre los mamíferos exóticos/invasores, las especies con mayor actividad nocturna fueron *Lepus europaeus* (74%), *Felis catus* (69%) y *Oryctolagus cuniculus* (47%), este último clasificado como catemeral debido a su actividad intermitente. Por otro lado las especies exóticas/invasoras con una fuerte actividad diurna fueron *Canis lupus familiaris* (68%), *Equus ferus caballus* (66%) y *Bos taurus* (56%).

Dentro de la comunidad de mamíferos nativos las especies con mayor actividad diurna fueron *Luma guanicoe* (70%) e *Hippocamelus bisulcus* (61%). Las especies nativas con alta actividad nocturna incluyeron *Puma concolor* (57%), *Lycalopex griseus* (50%), *Lycalopex culpaeus* (68%), *Leopardus guigna* (62%), *Pudu puda* (63%), *Dromiciops gliroides* (86%), *Thylamys elegans* (88%) y *Conepatus chinga* (77%). Las tres últimas especies fueron clasificadas como principalmente nocturnas debido a su alto porcentaje de actividad en esta categoría. *Lycalopex griseus* se clasificó como catemeral debido a la variabilidad de su actividad al igual que *Lycalopex culpaeus*, *Puma concolor*, *Leopardus guigna* y *Pudu puda*.

Tabla 4

*Patrones de actividad temporal diaria de mamíferos exóticos/invasores*

Especie	Diurno	Nocturno	Crepuscular	Clasificación de actividad
<i>Canis lupus familiaris</i>	149 (68%)	23 (10%)	48 (22%)	Diurno
<i>Equus ferus caballus</i>	171 (66%)	45 (17%)	42 (16%)	Principalmente diurno
<i>Lepus europaeus</i>	24 (2%)	767 (74%)	250 (24%)	Principalmente nocturno
<i>Ovis aries</i>	18 (62%)	1 (3%)	10 (34%)	Diurno
<i>Bos taurus</i>	265 (56%)	92 (19%)	116 (25%)	Principalmente diurno
<i>Sus scrofa</i>	11 (58%)	4 (21%)	4 (21%)	Principalmente diurno
<i>Neovison vison</i>	7 (39%)	6 (33%)	5 (28%)	Caternal
<i>Sus scrofa domestica</i>	0 (0%)	1 (100%)	0 (0%)	Nocturno
<i>Felis catus</i>	10 (22%)	31 (69%)	4 (9%)	Caternal
<i>Equus africanus asinus</i>	1 (50%)	0 (0%)	1 (50%)	Caternal
<i>Capra aegagrus hircus</i>	4 (80%)	0 (0%)	1 (20%)	Diurno
<i>Oryctolagus cuniculus</i>	135 (26%)	244 (47%)	139 (27%)	Caternal

**Nota.** Fuente: Elaboración propia.

Tabla 5

*Patrones de actividad temporal diaria de mamíferos nativos*

Especie	Diurno	Nocturno	Crepuscular	Clasificación de actividad
<i>Conepatus chinga</i>	6 (5%)	102 (77%)	25 (19%)	Principalmente nocturno
<i>Leopardus colocolo</i>	5 (31%)	10 (63%)	1 (6%)	Caternal
<i>Leopardus geoffroyi</i>	0 (0%)	6 (100%)	0 (0%)	Nocturno
<i>Luma guanicoe</i>	224 (70%)	19 (6%)	78 (24%)	Diurno
<i>Hippocamelus bisulcus</i>	52 (61%)	12 (14%)	21 (25%)	Principalmente diurno
<i>Puma concolor</i>	25 (18%)	80 (57%)	36 (26%)	Caternal
<i>Lycalopex griseus</i>	22 (38%)	29 (50%)	7 (12%)	Caternal
<i>Lycalopex fulvipes</i>	5 (16%)	23 (72%)	4 (13%)	Principalmente nocturno
<i>Lycalopex culpaeus</i>	155 (12%)	916 (68%)	267 (20%)	Caternal
<i>Lagidium viscacia</i>	5 (26%)	8 (42%)	6 (32%)	Caternal
<i>Leopardus guigna</i>	26 (18%)	92 (62%)	30 (20%)	Caternal
<i>Dromiciops gliroides</i>	4 (4%)	95 (86%)	12 (11%)	Principalmente nocturno
<i>Pudu puda</i>	13 (24%)	34 (63%)	7 (13%)	Caternal
<i>Galictis cuja</i>	10 (100%)	0 (0%)	0 (0%)	Diurno
<i>Thylamys elegans</i>	0 (0%)	68 (88%)	9 (12%)	Principalmente nocturno

**Nota.** Fuente: Elaboración propia.

Tabla 6

Número de registros independientes por especie y por variables espaciales

Especie	Total de registros	Superficie intervenida baja	Superficie intervenida alta	Densidad caminos baja	Densidad caminos alta	Distancia ciudad baja	Distancia ciudad alta
<b>Exóticos/Invasores</b>							
<i>Canis lupus familiaris</i>	220	56	164	102	118	169	51
<i>Equus ferus caballus</i>	258	65	193	176	82	128	130
<i>Lepus europaeus</i>	1041	674	367	511	530	321	720
<i>Ovis aries</i>	473	265	208	161	312	226	247
<i>Felis catus</i>	45	3 <sup>a</sup>	42 <sup>a</sup>	45 <sup>a</sup>	3 <sup>a</sup>	45 <sup>a</sup>	3 <sup>a</sup>
<i>Oryctolagus cuniculus</i>	518	41 <sup>a</sup>	477	232	286	287	231
<b>Nativos</b>							
<i>Conepatus chinga</i>	133	129	4 <sup>a</sup>	0 <sup>a</sup>	113	23 <sup>a</sup>	110
<i>Luma guanicoe</i>	321	321	0 <sup>a</sup>	320	1 <sup>a</sup>	1 <sup>a</sup>	320
<i>Hippocamelus bisulcus</i>	85	83	2 <sup>a</sup>	84	1 <sup>a</sup>	0 <sup>a</sup>	85
<i>Puma concolor</i>	141	111	30 <sup>a</sup>	43 <sup>a</sup>	98	46 <sup>a</sup>	95
<i>Lycalopex griseus</i>	69	57	12 <sup>a</sup>	46 <sup>a</sup>	23 <sup>a</sup>	23 <sup>a</sup>	46 <sup>a</sup>
<i>Lycalopex culpaeus</i>	1338	582	756	745	593	773	565
<i>Leopardus guigna</i>	148	34 <sup>a</sup>	114	3 <sup>a</sup>	145	145	3 <sup>a</sup>
<i>Dromiciops gliroides</i>	111	100	11 <sup>a</sup>	111	0 <sup>a</sup>	111	0 <sup>a</sup>
<i>Pudu puda</i>	54	41 <sup>a</sup>	13 <sup>a</sup>	54	0 <sup>a</sup>	54 <sup>a</sup>	0 <sup>a</sup>
<i>Thylamys elegans</i>	77	0 <sup>a</sup>	77	77	0 <sup>a</sup>	77	0 <sup>a</sup>

Nota. Muestras no analizadas<sup>a</sup> (<50 registros). Fuente. Elaboración propia.

### 3.2. Solapamiento temporal de Mamíferos Exóticos/Invasores a Mamíferos Nativos

A nivel general, 10 de los 15 casos analizados mostraron una diferencia significativa (valor-p < 0.05) en el solapamiento temporal calculado mediante la prueba de Kolmogorov-Smirnov para datos circulares (Figura 2). El solapamiento temporal varió de valores tan bajos como 30% (valor-p < 0.001) en el caso de *Canis lupus familiaris* con *Dromiciops gliroides*, hasta valores altos del 93% (valor-p = 0.752) en el caso de *Canis*

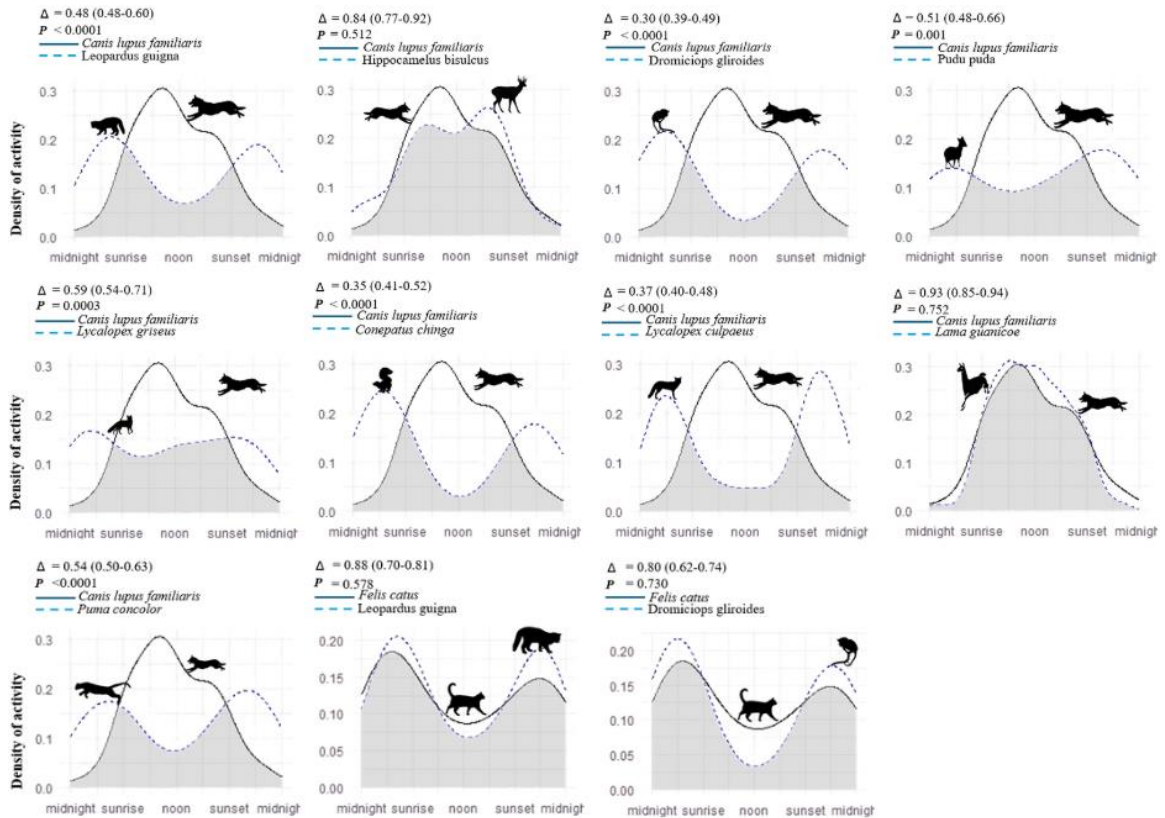
*lupus familiaris* con *Luma guanicoe*. Los casos de *Felis catus* con *Leopardus guigna* y *Dromiciops gliroides* mostraron altos valores de solapamiento temporal (88% y 80%, respectivamente) pero no fueron estadísticamente significativos (valor-p = 0.578 y 0.730, respectivamente). Aunque *Felis catus* comparta la misma naturaleza nocturna, el valor-p nos dice que puede deberse al azar. En la interacción entre *Felis catus* y *Dromiciops gliroides*, el valor del solapamiento temporal fue menor debido a los peaks de actividad diurna de *Felis catus* (23%) que *Dromiciops gliroides* no presenta (4%). En el caso de *Felis catus* con *Leopardus guigna* esta última mostró mayores peaks de actividad hacia la medianoche lo que no se observó en *Felis catus*.

En el caso de *Canis lupus familiaris* y sus interacciones con mesomamíferos nativos, de las 9 comparaciones solo 2 tuvieron un valor-p mayor a 0.05, específicamente con *Hippocamelus bisulcus* y *Luma guanicoe* (84% y 93% respectivamente). Aunque estas interacciones mostraron un alto grado de solapamiento temporal no fueron estadísticamente significativas lo que implica de que no hay evidencia sólida de que estén interactuando temporalmente de manera no aleatoria. Este valor alto en el solapamiento temporal se explica en parte por la naturaleza diurna de *Canis lupus familiaris* que presenta peaks de actividad durante el mediodía y una disminución significativa después del atardecer, comportamiento que comparte con las dos especies nativas mencionadas. Sin embargo, en los otros 7 casos los valores de solapamiento temporal fueron medio-bajos al comparar con los mamíferos nativos *Leopardus guigna*, *Dromiciops gliroides*, *Pudu puda*, *Lycalopex griseus*, *Conepatus chinga*, *Lycalopex culpaeus* y *Puma concolor* ( $\Delta = 0.48$ ;  $\Delta = 0.30$ ;  $\Delta = 0.51$ ;  $\Delta = 0.59$ ;  $\Delta = 0.35$ ;  $\Delta = 0.37$  y  $\Delta = 0.54$  respectivamente), pero en cambio fue significativa (valor-p menor a 0.05) lo que sugiere una coincidencia temporal no aleatoria.

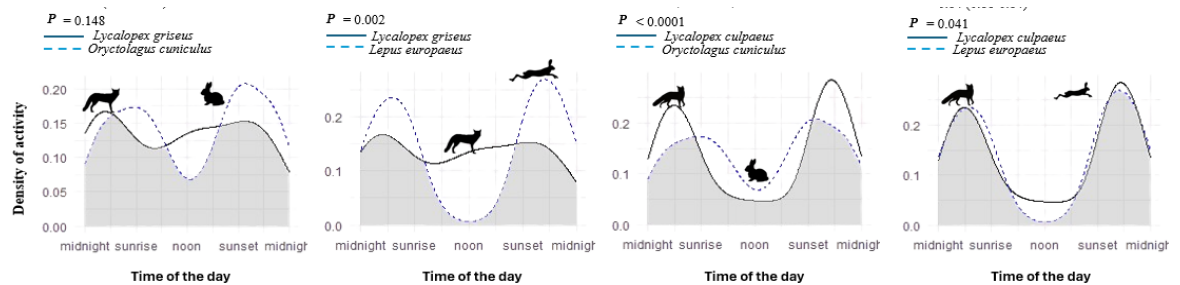
En el análisis de solapamiento temporal de mesocarnívoros nativos con mamíferos exóticos/invasores (Figura 2b), *Lycalopex griseus* mostró un solapamiento medio significativo con *Lepus europaeus* ( $\Delta = 0.69$ ; valor-p = 0.002), pero no con *Oryctolagus cuniculus* ( $\Delta = 0.81$ ; valor-p = 0.148). Esto sugiere una coincidencia temporal media entre

*Lycalopex griseus* y *Lepus europaeus*. Por otro lado, *Lycalopex culpaeus* mostró solapamientos significativos medio y fuerte con *Oryctolagus cuniculus* y *Lepus europaeus* ( $\Delta = 0.74$ ;  $\Delta = 0.84$ ; valor-p < 0.001 y 0.041 respectivamente).

a) Solapamiento temporal de mesocarnívoros exóticos/invasores a mamíferos nativos



b) Solapamiento temporal de mesocarnívoros nativos a mamíferos exóticos/invasores



**Figura 2:** Patrones de actividad estimada a través de Overlap ( $\Delta$ ) por mamíferos exóticos/invasores y nativos. Se muestra el valor del solapamiento temporal (con el coeficiente overlap  $\Delta$ , y el CI al 95%). El valor-P también está presente para cada comparación. En el eje X se ve el tiempo del día y en el eje Y la densidad de actividad. **Nota.** Midnight = medianoche, sunrise = amanecer, noon = mediodía, sunset = atardecer, time of the day= tiempo del día, density of activity= densidad de la actividad.

### 3.3. Patrones de Actividad Estimada y Solapamiento temporal por Especie Según Categoría de Variables Antropogénicas

De las seis especies analizadas (Tabla 6) se obtuvieron 17 escenarios posibles para las tres variables antropogénicas: superficie intervenida, densidad de caminos y distancia a la ciudad. De estos escenarios siete mostraron un valor-p significativo (Figura 3). *Equus ferus caballus* presentó sobreposiciones altas ( $\Delta > 0.85$ ) en todas las variables pero con significancia estadística solo en densidad de caminos (valor-p = 0.030) y superficie intervenida (valor-p = 0.041). En la variable densidad de caminos el valor bajo mostró un peak de actividad al atardecer, mientras que el valor alto presentó una forma más continua a lo largo del día. En la variable superficie intervenida el valor alto mostró una actividad más continua mientras que el valor bajo tuvo un peak al mediodía.

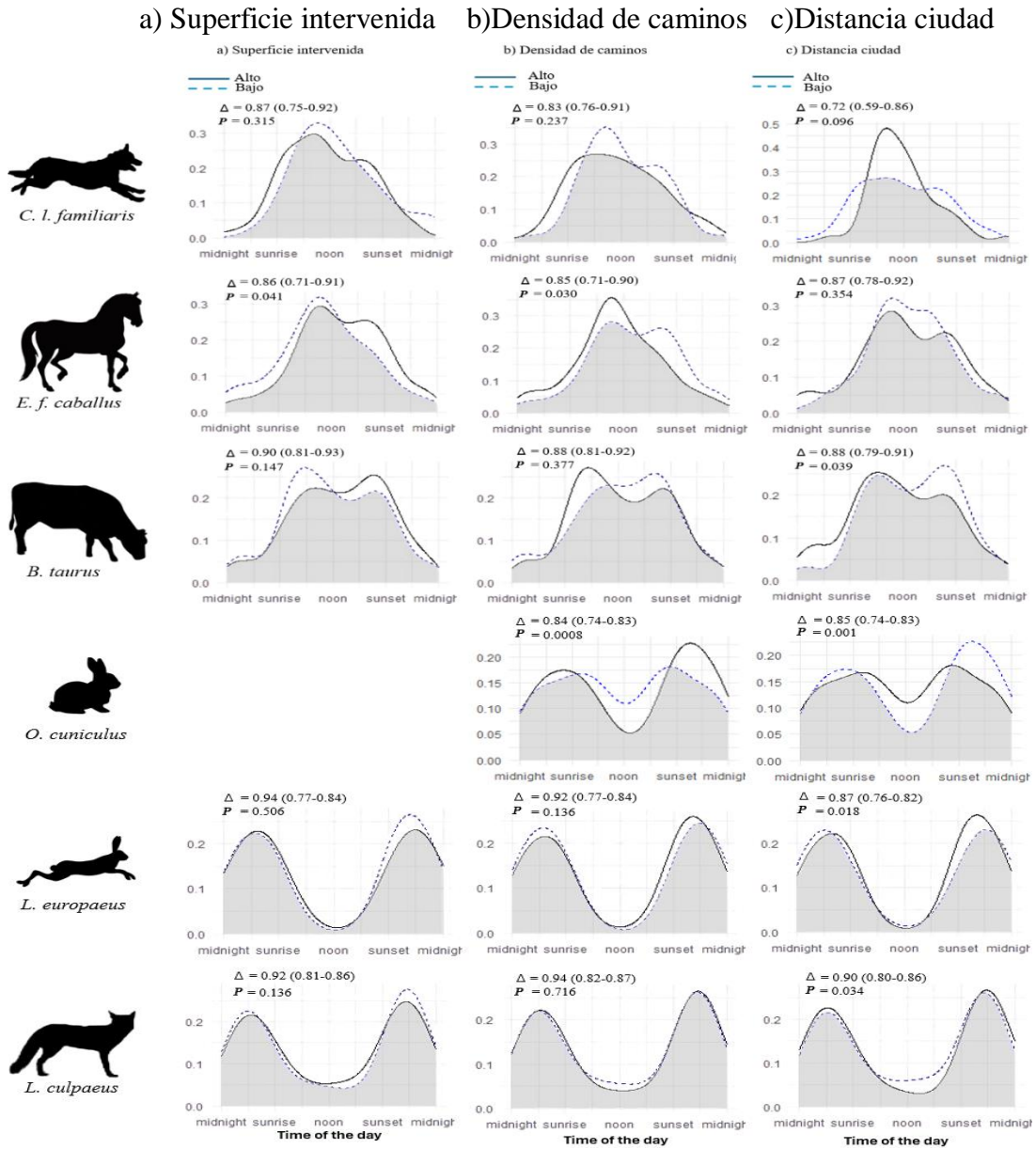
*Bos taurus* mostró sobreposiciones altas ( $\Delta > 0.88$ ) en todas las variables pero con significancia estadística solo distancia a la ciudad (valor-p = 0.039). En el valor bajo de esta variable se observó un aumento de la actividad al atardecer.

*Oryctolagus cuniculus* solo pudo ser analizado en dos de los tres escenarios debido a su bajo registro en superficie intervenida. Los dos escenarios analizados fueron densidad de caminos y distancia a la ciudad ( $\Delta = 0.84$ ;  $\Delta = 0.85$ ; valor-p < 0.001, respectivamente). En densidad de caminos, el valor bajo mostró una actividad más regular a lo largo de las 24hrs, mientras que el valor alto presentó peaks marcados limitando la actividad al mediodía. Contrario al caso de distancia a la ciudad en donde el valor bajo presenta los peaks marcados a diferencia del valor alto en donde la actividad es más regular a lo largo de las 24hrs.

*Lepus europaeus* mostró solapamiento temporal alto en todas las variables ( $\Delta > 0.87$ ) pero con significancia estadística solo en la variable distancia a la ciudad (valor-p = 0.018). Se observó un peak más marcado después del atardecer en el valor alto y uno más tenue antes del amanecer en el valor bajo.

*Lycalopex culpaeus* mostró sobreposiciones altas en todas las variables ( $\Delta > 0.90$ ) pero con significancia estadística solo en la variable distancia a la ciudad (valor-p = 0.034). Se observó una leve diferencia al mediodía con mayor actividad en el valor bajo.

Finalmente, *Canis lupus familiaris* no mostró diferencias significativas entre sus valores alto y bajo para ninguna variable estudiada, pero presentó un peak de actividad diurna cuando la distancia a la ciudad era alta y una actividad más constante cuando la distancia era baja, aunque no fue estadísticamente significativo (valor-p = 0.096).



**Figura 3:** Patrones de actividad estimada y Overlap ( $\Delta$ ) por especie según categoría a partir de variables antropogénicas seleccionadas: a) Superficie intervenida (Low <0.087, High  $\geq$ 0.087); b) Densidad de caminos (Low: <0.0014km<sup>2</sup>, High  $\geq$ 0.0014km<sup>2</sup>); c) Distancia a la ciudad (Low <20,368.5mts, High  $\geq$ 20,368.5mts). Se muestra el valor del solapamiento temporal de la especie ( con el coeficiente overlap  $\Delta$ , y el CI al 95%). El valor-P también está presente para cada comparación. En el eje X se ve el tiempo del día y en el eje Y la

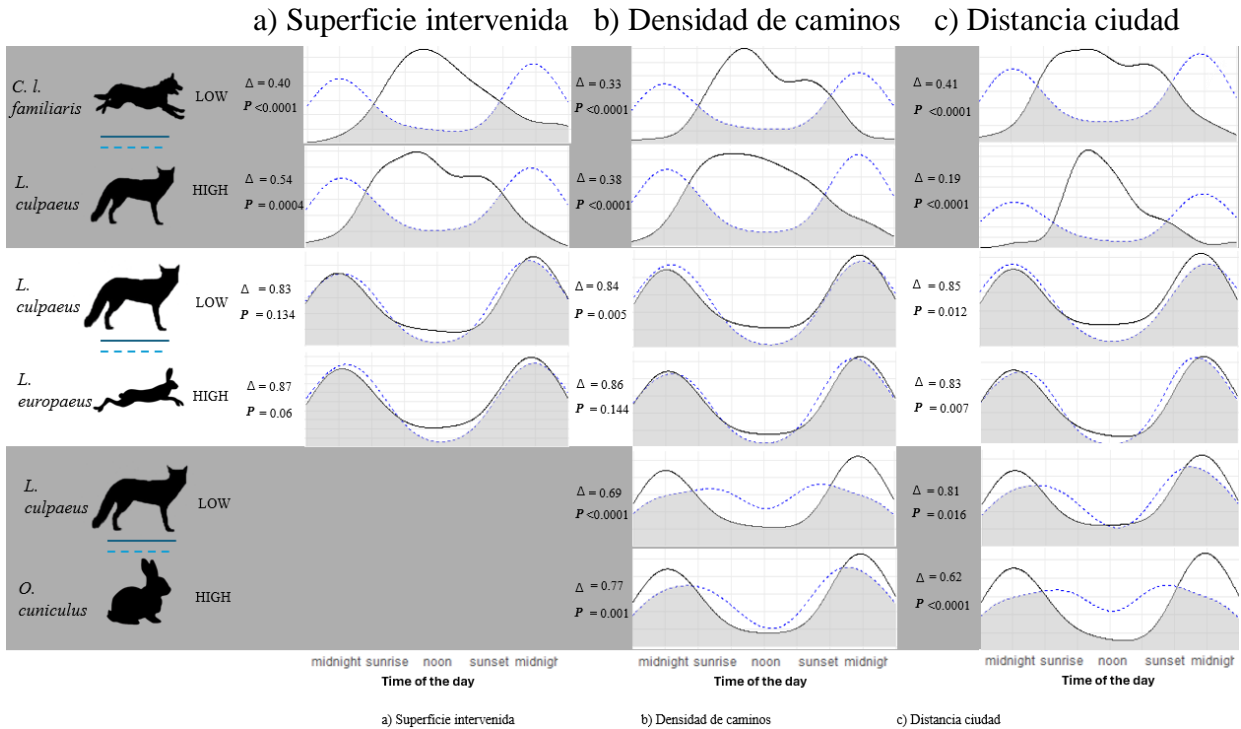
densidad de actividad. **Nota.** Midnight = medianoche, sunrise = amanecer , noon = mediodía, sunset = atardecer, time of the day= tiempo del día.

#### 3.4. Patrones de Actividad Estimada y Solapamiento temporal entre Especies Según Categoría de Variables Antropogénicas

En la Figura 4 se observa que *Canis lupus familiaris* y *Lycalopex culpaeus* presentan un solapamiento temporal bajo ( $\Delta < 0.54$ ) y significativo (valor-p  $< 0.001$ ) en los seis escenarios analizados. Esto indica que ambas especies tienen patrones de actividad muy diferentes. Por otro lado, *Lycalopex culpaeus* y *Lepus europaeus* mostraron un solapamiento temporal alto ( $\Delta > 0.83$ ) en todas las categorías pero solo fue significativo en densidad de caminos baja (valor-p = 0.005) y distancia a la ciudad alta (valor-p = 0.012) y baja (valor-p = 0.007).

Finalmente, la interacción entre *Lycalopex culpaeus* y *Oryctolagus cuniculus* presentó un solapamiento temporal moderado ( $\Delta > 0.62$ ) en tres de los cuatro escenarios con un cuarto escenario con un solapamiento alto ( $\Delta = 0.81$ ), siendo significativo en todos los casos (valor-p  $< 0.001$ ). Además, se observó que la actividad *Oryctolagus cuniculus* es más constante en áreas con baja densidad de caminos y alta distancia a la ciudad mientras que en los escenarios opuestos, la actividad se ve alterada.

Mesocarnívoros nativos y exóticos/invasores según categoría de variables antropogénicas seleccionadas



**Figura 4 :** Patrones de actividad estimada y Overlap ( $\Delta$ ) entre especies según categoría a partir de las variables antropogénicas seleccionadas: a) Superficie intervenida (Low  $< 0.087$ , High  $\geq 0.087$ ); b) Densidad de caminos (Low:  $< 0.0014 \text{ km}^2$ , High  $\geq 0.0014 \text{ km}^2$ ); c) Distancia a la ciudad (Low  $< 20,368.5 \text{ mts}$ , High  $\geq 20,368.5 \text{ mts}$ ). El valor-P también está presente para cada comparación. En el eje X se ve el tiempo del día y en el eje Y la densidad de actividad. **Nota.** Midnight = medianoche, sunrise = amanecer, noon = mediodía, sunset = atardecer, time of the day= tiempo del día.

## 4.DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos durante los cuatro años de estudio en las áreas protegidas de Chile revelan una presencia significativa extensiva de mamíferos exóticos/invasores (tabla 2) lo que concuerda con estudios previos que destacan la creciente invasión de especies exóticas en áreas protegidas a nivel global (Bruner et al., 2001; Gallardo et al., 2017; Spear et al., 2013). Al comparar los mamíferos exóticos/invasores presentes en este estudio con los registrados en el Catálogo de especies exóticas asilvestradas/naturalizadas en Chile (PNUD, 2017), se observa que el 71% de las especies exóticas/invasoras reportadas en el catálogo están presentes en las áreas protegidas estudiadas. Esto sugiere que las áreas protegidas no son inmunes a la invasión biológica, un fenómeno ampliamente documentado en otros contextos (Foxcroft et al., 2011; Gallardo et al., 2017; Jaksic & Castro, 2013; Le et al., 2023).

La alta presencia de mamíferos exóticos/invasores (50.7% de los registros totales) en las áreas protegidas estudiadas tiene implicaciones significativas para la biodiversidad local. Por ejemplo, *Canis lupus familiaris* (perro doméstico) y *Felis catus* (gato doméstico) son reconocidos por su capacidad para depredar, competir y transmitir enfermedades a especies nativas (Baker et al., 2005; Hughes & Macdonald, 2013; Lessa et al., 2016; Vanak & Gompper, 2010; Young et al., 2011). Estudios globales han demostrado que los gatos domésticos son depredadores eficientes que impactan severamente a pequeños mamíferos y aves nativas (Bonnaud et al., 2011; Loss et al., 2013; Medina et al., 2011), mientras que los perros domésticos pueden alterar el comportamiento y la distribución de ungulados nativos como *Lama guanicoe* (Silva & Sieving, 2012; Zapata & Branch, 2016). Por otro lado, la dependencia de presas exóticas/invasoras por parte de depredadores nativos puede terminar por aumentar la vulnerabilidad de estos últimos (Jaksic et al. 2002), como en el caso de *Lycalopex culpaeus* (zorro culpeo) con *Lepus europaeus* y *Oryctulagus cuniculus* ecológica (Jaksic et al., 2002; Novaro et al., 2000).

#### 4.1. Variables Antropogénicas y su Influencia en la Presencia de Especies Exóticas/Invasoras

Las variables antropogénicas analizadas como la distancia a la ciudad y la densidad de caminos mostraron una correlación positiva con la actividad de mamíferos exóticos/invasores particularmente *Canis lupus familiaris*. Este hallazgo está respaldado por estudios previos que indican que los perros domésticos tienden a moverse en paisajes antropogénicos utilizando caminos y senderos para acceder a áreas protegidas (Dos Santos et al., 2017; Hulme, 2009; Sepúlveda et al., 2015;). Por ejemplo, Sepúlveda et al. (2015) encontraron que los perros en áreas rurales de Chile utilizan caminos para movilizarse en largas distancias, lo que facilita su incursión en áreas protegidas cercanas a asentamientos humanos. Además, la densidad de caminos se ha identificado como un factor clave en la invasión de especies exóticas ya que facilita su dispersión y acceso a hábitats naturales (Spear et al., 2013; Vanak & Gompper, 2010).

Respecto a la distancia a la ciudad nuestros resultados coinciden con estudios que demuestran que las áreas protegidas cercanas a centros urbanos tienen una mayor incidencia de especies exóticas debido a la mayor presión antrópica (Le et al., 2023; Spear et al., 2013). Esto sugiere que la proximidad a asentamientos humanos no solo aumenta la probabilidad de invasión, sino que también modula las interacciones entre mamíferos nativos y exóticos/invasores como se observó en el solapamiento temporal entre *Canis lupus familiaris* y *Lycalopex culpaeus* (figura 4) cuyo valor era el doble en áreas protegidas cercanas a ciudades . Estudios en Brasil (Alves et al., 2020; Lessa et al., 2016) respaldan estos hallazgos, vinculando la presencia de perros domésticos en áreas protegidas con la cercanía a zonas urbanas y su consecuente interacción con carnívoros nativos.

#### 4.2. Interacciones espacio-temporales entre Especies Nativas y Exóticas/Invasoras

El solapamiento temporal temporal entre *Canis lupus familiaris* y los ungulados nativos *Lama guanicoe* e *Hippocamelus bisulcus* sugiere un alto potencial de encuentro lo que podría tener implicaciones negativas para las especies nativas. Estudios previos han documentado que la presencia de perros domésticos puede alterar el comportamiento de los ungulados nativos afectando su distribución y uso del hábitat (Silva & Sieving, 2012; Young et al., 2011; Zapata & Branch, 2016). Además, el alto valor del solapamiento temporal entre *Felis catus* y *Dromiciops gliroides* es preocupante dado el impacto documentado de los gatos domésticos en especies nativas pequeñas (Baker et al., 2005; Doherty et al., 2015; Medina et al., 2011). A nivel global se estima que los gatos domésticos matan miles de millones de mamíferos y aves anualmente, lo que representa una amenaza significativa para la biodiversidad del país (Loss et al., 2013; Doherty et al., 2016).

El solapamiento temporal entre *Lycalopex* sp. y los mamíferos exóticos/invasores *Oryctolagus cuniculus* y *Lepus europaeus* sugiere una potencial interacción depredador-presa mediada por la disponibilidad de estos lagomorfos exóticos. Estudios en Patagonia demuestran que estos lagomorfos pueden representar hasta el 49.6% de la biomasa consumida por zorros nativos (Novaro et al., 2000), sugiriendo un ajuste en sus patrones de actividad para maximizar su aprovechamiento (Jaksic et al., 2002; Silva & Sieving, 2012). Este fenómeno reflejaría una "extinción ecológica" de presas nativas como *Lama guanicoe*, desplazadas de su rol trófico histórico (Novaro et al., 2000). Tal dependencia incrementa la vulnerabilidad de los depredadores nativos ante fluctuaciones poblacionales de presas exóticas, subrayando la necesidad de evaluar impactos demográficos a largo plazo y priorizar el manejo de especies invasoras en áreas protegidas para prevenir desequilibrios ecosistémicos (Doherty et al., 2016; Foxcroft et al., 2011; Jaksic et al., 2002; Novaro et al., 2000).

#### 4.3. Hipótesis y Procesos Subyacentes

Los resultados obtenidos sugieren que el proceso de invasión de mamíferos exóticos en áreas protegidas está fuertemente influenciado por variables antropogénicas como la distancia a la ciudad y la densidad de caminos. Una hipótesis plausible es que las infraestructuras de transporte (caminos, carreteras y vías férreas), al aumentar la conectividad del paisaje actúan como “corredores de invasión” que facilitan la dispersión de especies exóticas (Hulme, 2009; Spear et al., 2013). Lo anterior permite a las especies exóticas acceder a las áreas protegidas aumentando así su presencia y posterior impacto sobre la biodiversidad nativa (Foxcroft et al., 2011; Le et al., 2023).

Nuestros resultados revelan una estructura jerárquica en la invasión de mamíferos exóticos: los perros (*Canis lupus familiaris*) están presentes en el 100% de las áreas protegidas estudiadas, seguido por liebres (*Lepus europaeus*), vacas (*Bos taurus*) y conejos (*Oryctolagus cuniculus*) que colectivamente representan más del 90% de los registros independientes de mamíferos exóticos/invasores. Sin embargo, esta dominancia en frecuencia de detección (registros independientes) no equivale necesariamente a una abundancia relativa mayor en comparación con la comunidad de especies nativas. En cambio, es más probable que se explique por el mayor tamaño corporal, movilidad y hábitos lo que los termina por hacer más detectables, a diferencia de mamíferos nativos pequeños o crípticos (Burton et al., 2015).

#### 4.4 Otras Interacciones Relevantes

Además de las interacciones mencionadas es importante destacar otros estudios que han documentado impactos significativos de especies exóticas en áreas protegidas. Por ejemplo, la presencia de ungulados exóticos como *Cervus elaphus* (ciervo rojo) ha sido asociada con la degradación del suelo y la vegetación en áreas protegidas de Argentina (Côté et al., 2004; Relva & Sanguinetti, 2016), por lo que se debe tener especial cuidado con mamíferos exóticos como *Bos Taurus* (vaca), *Equus ferus caballus* (caballo) , *Lepus europaeus* (liebre) y *Oryctolagus cuniculus* (conejo) que podrían generar impactos similares en las áreas protegidas donde estén presentes. Por otro lado, aunque en este estudio no se consideraron los roedores exóticos debido a la dificultad de detección, la

invasión de este grupo que incluyen especies como *Rattus rattus* (rata negra) y *Rattus exulans* (rata polinesia) ha tenido impactos devastadores en aves nativas y pequeños mamíferos en islas y áreas costeras (Doherty et al., 2016; Jones et al., 2008; Shiels et al., 2014), por lo que su presencia e impacto potencial en áreas protegidas debe de ser estudiada. Así mismo, *Sus scrofa* (jabalí) en áreas protegidas argentinas muestra altos impactos ecológicos, desde alteración de suelos hasta depredación de fauna vulnerable, con preferencia por zonas antropizadas (Ballari, 2014; Hernández et al., 2017; La sala et al., 2023) y aunque en el estudio no obtuvimos los registros independientes suficientes para abordar este tema si es alarmante su presencia en las áreas protegidas de Chile (Skewes et al., 2007).

#### 4.5. Implicancias para la conservación

El manejo de mamíferos exóticos/invasores en áreas protegidas está fuertemente influenciado por factores antropogénicos, como el turismo y las actividades de arrieros, que facilitan su ingreso y dispersión (Gompper et al., 2013; Hulme, 2009; Silva & Sieving, 2012). Además, el contexto fuera de estas áreas, como la proximidad a ciudades y la densidad de caminos, incrementa la presión de estas especies sobre la biodiversidad nativa (Dos santos et al., 2017; Sepúlveda & Skewes, 2015; Sepúlveda et al., 2015; Le et al., 2023; Spear et al., 2013; Zapata & Branch, 2016). Para abordar este problema es esencial implementar estrategias colaborativas entre actores públicos y privados, incluyendo municipalidades (PLADECO) y comunidades locales. Estas estrategias colaborativas deben estar enfocadas en controlar el acceso, restaurar hábitats degradados y establecer barreras naturales que limiten la invasión (Foxcroft et al., 2011). Estas medidas deben complementarse con el monitoreo continuo mediante cámaras trampa, como se ha realizado en el SNASPE, para obtener datos críticos que permitan diseñar intervenciones basadas en evidencia (O'Connell et al., 2011).

La educación ambiental y la regulación de actividades humanas son componentes clave para prevenir la introducción y proliferación de especies exóticas (Le et al., 2023; Ruckelshaus et al., 2020; Sosa et al., 2021). Estudios previos han demostrado que la

concienciación sobre los impactos de estas especies y la implementación de normativas efectivas pueden reducir significativamente su dispersión (Hoffman & Broadhurst, 2016; Ruckelshaus et al., 2020; Sepúlveda et al., 2015; Sosa et al., 2021). Solo mediante un enfoque integrado, que combine gestión adaptativa, participación comunitaria y herramientas tecnológicas como lo son las cámaras trampa, se podrá mitigar el impacto de los mamíferos exóticos/invasores y proteger la biodiversidad nativa en las áreas protegidas de Chile (Burton et al., 2015; Foxcroft et al.,2011; Gompper et al., 2013; O’Connell et al.,2011).

## 5.CONCLUSIÓN

El presente estudio tuvo como objetivo evaluar las relaciones ecológicas temporales entre mamíferos exóticos e invasores y mamíferos nativos en áreas protegidas de Chile, con un enfoque en cómo las variables antropogénicas influyen en el solapamiento temporal de actividad entre estas especies. La hipótesis principal planteaba que las relaciones temporales entre mamíferos exóticos y nativos al interior de las áreas protegidas están determinadas por la intensificación antrópica presente fuera de estas unidades. Los resultados obtenidos respaldan esta hipótesis demostrando que la presencia de mamíferos exóticos/invasores en áreas protegidas está fuertemente influenciada por factores como la proximidad a caminos, áreas urbanas y otras infraestructuras humanas lo que incrementa la probabilidad de interacción con la fauna nativa.

A lo largo de seis años de monitoreo en 10 áreas protegidas, se recopilaron 5,178 registros independientes, de los cuales el 50.7% correspondieron a mamíferos exóticos/invasores, destacándose especies como el perro (*Canis lupus familiaris*), el caballo (*Equus ferus caballus*), la vaca (*Bos taurus*), la liebre (*Lepus europaeus*), el conejo (*Oryctolagus cuniculus*) y el gato (*Felis catus*). Estas especies representan una amenaza significativa para la biodiversidad nativa ya que compiten por recursos, alteran los patrones de actividad de las especies locales y en algunos casos actúan como depredadores directos.

La metodología empleada basada en el uso de cámaras trampa y análisis estadísticos de solapamiento temporal, demostró ser una herramienta eficaz para monitorear y comprender las interacciones entre especies exóticas e invasoras y la fauna nativa. Los resultados obtenidos subrayan la importancia de implementar estrategias de manejo

adaptativo que consideren no solo la conservación de hábitats naturales sino también la reducción de la presencia de especies exóticas en áreas cercanas a la infraestructura humana. Medidas como el establecimiento de barreras físicas, el control de acceso y la restauración de hábitats degradados podrían ser efectivas para minimizar los impactos negativos de los mamíferos exóticos/invasores.

Es así como este estudio aporta evidencia sólida sobre cómo las actividades humanas influyen en la dinámica de las especies en áreas protegidas destacando la necesidad de enfoques integrados y multidisciplinarios para abordar el desafío de las especies exóticas/invasoras. La implementación de estrategias de conservación que consideren tanto la gestión de especies invasoras como la mitigación de las presiones antropogénicas será fundamental para garantizar la protección efectiva de la biodiversidad nativa y la sostenibilidad de los ecosistemas protegidos en Chile. Además, el monitoreo continuo mediante cámaras trampa y el análisis de patrones de actividad temporal seguirán siendo herramientas clave para ajustar las políticas de manejo y conservación de manera adaptativa.

Este trabajo presenta limitaciones como el enfoque en un grupo específico de especies y un período de monitoreo reducido. Futuras investigaciones podrían ampliar el enfoque espacial y temporal, incluir más variables ecológicas como disponibilidad de recursos y estructura de hábitat a la vez de incluir a más especies exóticas/invasores que este estudio no abordó.

## 6.GLOSARIO

**Cámara trampa:** Dispositivo automático equipado con sensores de movimiento o calor que captura imágenes o videos de animales en su hábitat natural sin intervención humana. Se utiliza para monitorear la fauna silvestre.

**Catemerar:** Patrón de actividad animal que no está restringido a un período específico del día o de la noche. Los animales catemerales pueden estar activos tanto de día como de noche, sin una preferencia clara.

**Coefficiente de solapamiento ( $\Delta$ ):** Métrica estadística que mide el grado de coincidencia en los patrones de actividad entre dos especies. Un valor de  $\Delta$  cercano a 1 indica un solapamiento alto, mientras que un valor cercano a 0 indica poca o ninguna sobreposición.

**Densidad kernel:** Técnica no paramétrica utilizada en estadística para estimar la función de densidad de probabilidad de una variable aleatoria, siendo útil para visualizar patrones de distribución de datos como la actividad animal. **Especie exótica:** Organismo que ha sido introducido en un área fuera de su distribución natural, ya sea de manera accidental o intencional. Puede convertirse en invasora si se establece y expande, causando daños al ecosistema local.

**Especie invasora:** Especie exótica que se establece en un nuevo hábitat y se expande rápidamente, causando impactos negativos en las especies nativas y los ecosistemas locales.

**Intensificación antrópica:** Incremento de la influencia humana en un ecosistema, generalmente a través de actividades como la urbanización, la agricultura intensiva o la construcción de infraestructuras. Puede alterar los hábitats naturales y afectar a las especies nativas.

**Patrón de actividad:** Distribución temporal de las actividades de una especie a lo largo de un ciclo de 24 horas. Puede ser diurno (activo durante el día), nocturno (activo durante

la noche), crepuscular (activo al amanecer o atardecer) o catemeral (activo en intervalos irregulares).

**Sobreposición temporal:** Coincidencia en los periodos de actividad de dos o más especies dentro de un marco temporal definido. Es utilizada para estudiar interacciones ecológicas como competencia o coexistencia.

**Variables antropogénicas:** Factores relacionados con la actividad humana que influyen en los ecosistemas y las especies. Incluyen la densidad de caminos, la proximidad a áreas urbanas y la superficie intervenida.

## 7.REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS:

1. Agostinelli, C., & Lund, U. (2023). *R package circular: Circular statistics (version 0.4-95)*.
2. Alves, T., Alvarado, F., Arroyo-Rodríguez, V., & Santos, B. (2020). *Landscape-scale patterns and drivers of novel mammal communities in a human-modified protected area*. *Landscape Ecology*, 35(7), 1619-1633.
3. Armesto, J., Manuschevich, D., Mora, A., Smith-Ramírez, C., Rozzi, R., Abarzúa, A., & Marquet, P. (2010). *From the Holocene to the Anthropocene: a historical framework for land cover change in southwestern South America in the past 15,000 years*. *Land Use Policy*, 27(2), 148-160.
4. Baker, P., Bentley, A., Ansell, R., & Harris, S. (2005). *Impact of predation by domestic cats *Felis catus* in an urban area*. *Mammal Review*, 35(3-4), 302–312
5. Ballari, S. (2014). *El jabalí (*Sus scrofa*) en el Parque Nacional El Palmar, Entre Ríos: Uso de hábitat, dieta, impactos y manejo*. [Tesis doctoral, Universidad Nacional de Córdoba].
6. Bruner A., Gullison R., Rice, R., da Fonseca, G. (2001). *Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity*. *Science*, 291(5501), 125-128.
7. Burton, A., Neilson, E., Moreira, D., Ladle, A., Steenweg, R., Fisher, J., Bayne, E., & Boutin, S. (2015). *Wildlife camera trapping: A review and recommendations for linking surveys to ecological processes*. *Biological Conservation*, 193, 119-128.
8. Camus, P., Castro, S., & Jaksic, F. (2008). *El conejo europeo en Chile: Historia de una invasión biológica*. *Historia (Santiago)*, 41(2), 305-339.
9. Cerda, C., Cruz, G., Skewes, O., Araos, A., Tapia, P., Baeriswyl, F., & Critician, P. (2017). *Especies exóticas invasoras en Chile como un problema económico: valoración preliminar de impactos*. *Revista Chagual* 15:12-22.

10. Côté, S., Rooney, T., Tremblay, J., Dussault, C., & Waller, D. (2004). *Ecological impacts of deer overabundance*. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 35, 113-147.
11. Corporación Nacional Forestal (CONAF). (2020). *Informe de monitoreo de fauna con cámaras trampa, primavera 2019 en Reserva Nacional Nonguén*. Departamento de Áreas Silvestres Protegidas. Región del BioBío.
12. Doherty, T., Bengsen, A., & Davis, R. (2015). *Impacts and management of feral cats Felis catus in Australia*. Mammal Review, 45(2), 83-97.
13. Doherty, T., Glen, A., Nimmo, D., Ritchie, E., & Dickman, C. (2016). *Invasive predator and global biodiversity loss*. Biological Sciences. 113(40). 11261-11265.
14. Dos Santos, C., Silva, A., Dos Santos, S., Pardini, R., & Cassano, C. (2017). *Dog invasion in agroforests: the importance of households, roads and dog population size in the surroundings*. Perspectives in Ecology and Conservation, 15(3), 221-226.
15. Dudley, N. (Ed.). (2008). *Guidelines for applying protected area management categories*. International Union for Conservation of Nature (IUCN).
16. Dudley, N., Stolton, S., Belokurov, À., Krueger, L., Lopoukhine, N., MacKinnon, K., Sandwith, T., & Sekhran, N. (Eds.). (2009). *Soluciones naturales: Las áreas protegidas ayudando a la gente a enfrentar el cambio climático*. IUCN-WCPA, TNC, PNUD, WCS, El Banco Mundial y WWF.
17. Early, R., Bradley, B., Dukes, J., Lawler, J., Olden, J., Blumenthal, D., Gonzales, P., Ibañez, I., Miller, L., & Tatem, A. (2016). *Global threats from invasive alien species in the twenty-first century and national response capacities*. Nature Communications, 7, 12485.
18. Etchegaray, D., & Flores, A. (2023). *Las áreas protegidas: ¿Estrategia clave para la mitigación y la adaptación al cambio climático?* Posición, 9, 1–15. Universidad Nacional de Luján. Instituto de Investigaciones Geográficas
19. Foxcroft, L., Jarošík, V., Pyšek, P., Richardson, D., & Rouget, M. (2011). *Protected-area boundaries as filters of plant invasions*. Conservation Biology, 25(2), 400-405.

20. Frey, S., Fisher, J., Burton, A., & Volpe, J. (2017). *Investigating animal activity patterns and temporal niche partitioning using camera-trap data: Challenges and opportunities*. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 3(3), 123-132.
21. Gallardo, B., Aldridge, D., González-Moreno, P., Pergl, J., Pizarro, M., Pyšek, P., Thuiller, W., Yesson, C., & Vilà, M. (2017). *Protected areas offer refuge from invasive species spreading under climate change*. *Global Change Biology*, 23(12), 5331–5343.
22. Geldmann, J., Barnes, M., Coad, L., Craigie, I., Hockings, M., & Burgess, N. (2013). *Effectiveness of terrestrial protected areas in reducing habitat loss and population declines*. *Biological Conservation*, 161, 230-238.
23. Gómez, H., Wallace, R., Ayala, G., & Tejada, R. (2005). *Dry season activity periods of some Amazonian mammals*. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 40(2), 91-95
24. Gompper, M. (Ed.). (2013). *Free-ranging dogs and wildlife conservation*. Oxford University Press.
25. Golemund, G., & Wickham, H. (2011). *Dates and times made easy with lubridate*. *Journal of Statistical Software*, 40(3), 1–25.
26. Hernández, C., Sade, S., & Rau, J. (2017). *Diet of the wild boar (Sus scrofa), a recent biological invader of Puyehue National Park, southern Chile*. *Mastozoología Neotropical*, 24(2), 467-473.
27. Hoffmann, B., Broadhurst, L. (2016) *The economic cost of managing invasive species in Australia*. *NeoBiota*, 31, 1–18.
28. Hulme, P. (2009). *Trade, transport, and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization*. *Journal of Applied Ecology*, 46, 10-18.
29. Hughes, J., & Macdonald, D. (2013). *A review of the interactions between free-roaming domestic dogs and wildlife*. *Biological Conservation*, 157, 341–351.
30. Jaksic, F. (1998). *Vertebrate invaders and their ecological impacts in Chile*. *Biodiversity & Conservation*, 7(11), 1427-1445.
31. Jaksic, F., & Castro, S. (2013). *Invasiones biológicas en Chile: Causas globales e impactos locales*. Ediciones UC.

32. Jaksic, F., Iriarte, J., Jiménez, J., & Martínez, D. (2002). *Invaders without frontiers: Cross-border invasions of exotic mammals*. *Biological Invasions*, 4(1-2), 157-173.
33. Jones, H., Tershy, B., Zavaleta, E., Croll, D., Keitt, B., Finkelstein, M., & Howald, G. (2008). *Severity of the effects of invasive rats on seabirds: A global review*. *Conservation Biology*, 22(1), 16-26.
34. La Sala, L., Burgos, J., Caruso, N., Bagnato, C., Ballari, S., Guadagnin, D., Kindel, A., Etges, M., Merino, M., Marcos, A., Skewes, O., Schettino, D., Perez, A., Condori, E., Tammone, A., Carpinetti, B., & Zalba, S. (2023). *Wild pigs and their widespread threat to biodiversity conservation in South America*. *Journal for Nature Conservation*, 73, 126393.
35. Le, H., Zhao, C., Xu, W., Deng, Y., & Xie, Z. (2023). *Anthropogenic activities explained the difference in exotic plants invasion between protected and non-protected areas at a northern subtropics biodiversity hotspot*. *Journal of Environmental Management*, 345, 118939.
36. Lessa, I., Guimarães, T., Bergallo, H., Cunha, A., & Vieira, E. M. (2016). *Domestic dogs in protected areas: A threat to Brazilian mammals?* *Nature Conservation*, 15, 46–56.
37. Lira, I., & Briones, M. (2012). *Abundancia relativa y patrones de actividad de los mamíferos de los Chimalapas, Oaxaca, México*. *Acta zoológica mexicana*, 28(3), 566-585.
38. Loss, S., Will, T., & Marra, P. (2013). *The impact of free-ranging domestic cats on wildlife of the United States*. *Nature Communications*, 4, 1396.
39. Medina, F., Bonnaud, E., Vidal, E., Tershy, B., Zavaleta, E., Donlan, C., Keitt, B., Le Corre, M., Horwath, S., & Nogales, M. (2011). *A global review of the impacts of invasive cats on island endangered vertebrates*. *Global Change Biology*, 17(11), 3503-3510.
40. Meredith, M., & Ridout, M. (2023). *overlap: Estimates of Coefficient of Overlapping for Animal Activity Patterns*. *R package version 0.3.5*.
41. Sierralta, L., Serrano, R., Rovira, J., & Cortés, C. (2011). *Las áreas protegidas de Chile*. Ministerio del Medio Ambiente.

42. MMA - ONU Medio Ambiente – CONAF. (2021). *Manual de uso de trampas cámaras para el monitoreo de carnívoros nativos y exóticos*. Ministerio del Medio Ambiente – ONU Medio Ambiente. Santiago, Chile.
43. National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). (2024). Climate Data Online.
44. 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.
45. Nouvellet, P., Rasmussen, G., Macdonald, D., & Courchamp, F. (2011). *Noisy clocks and silent sunrises: Measurement methods of daily activity pattern*. *Journal of Zoology*, 286(3), 179-184.
46. Novaro, A., Funes, M., & Walker, R. (2000). *Ecological extinction of native prey of a carnivore assemblage in Argentine Patagonia*. *Biological Conservation*, 92(1), 25-33.
47. O’Connell, A., Nichols, J., & Karanth, K. (Eds.). (2011). *Camera Traps in Animal Ecology: Methods and Analyses*. Springer.
48. Pebesma, E., & Bivand, R. (2005). *Classes and methods for spatial data in R*. *R News*, 5(2), 9–13.
49. Pimentel, D., Lach, L., Zuniga, R., & Morrison, D. (2000) *Environmental and Economic Costs of Nonindigenous Species in the United States*. *BioScience* 50(1), 53-65.
50. PNUD. (2017). *Catálogo de las especies exóticas asilvestradas/naturalizadas en Chile*. Laboratorio de Invasiones Biológicas (LIB) Universidad de Concepción, Proyecto GEF/MMA/PNUD Fortalecimiento de los Marcos Nacionales para la Gobernabilidad de las Especies Exóticas Invasoras: Proyecto Piloto en el Archipiélago de Juan Fernández. Santiago de Chile.
51. Pliscoff, P., & Fuentes, T. (2011). *Representativeness of terrestrial ecosystems in Chile's protected area system*. *Environmental Conservation*, 38(3), 303-311.
52. Relva, M., & Sanguinetti, J. (2016). *Ecology, impact and management of red deer (Cervus elaphus) in northwestern Patagonia, Argentina*. *Mastozoología Neotropical*, 23(2)

53. Ren, J., Chen, J., Xu, C., van de Koppel, J., Thomsen, M., Qiu, S., Cheng, F., Song, W., Liu, Q.-X., Xu, C., Bai J., Zhang, Y., Cui, B., Bertness, M., Silliman, B., Li, B., & He, Q. (2021). *An invasive species erodes the performance of coastal wetland protected areas*. *Science Advances*, 7(42).
54. Ridout, M., & Linkie, M. (2009). *Estimating overlap of daily activity patterns from camera trap data*. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, 14(3), 322–337.
55. Ruckelshaus, M., Jackson, S., Mooney, H., Jacobs, K., Kassam, K., Arroyo, M., & Ouyang, Z. (2020). *The IPBES global assessment: pathways to action*. *Trends in Ecology & Evolution*, 35(5), 407-414.
56. Sanguinetti, J., & Kitzberger, T. (2010). *Factors controlling seed predation by rodents and non-native *Sus scrofa* in *Araucaria araucana* forests: Potential effects on seedling establishment*. *Biological Invasions*, 12(5), 689-706.
57. Schüttler, E., Crego, R., Saavedra, L., Silva, E., Rozzi, R., Soto, N., & Jiménez, J. (2019). *New records of invasive mammals from the sub-Antarctic Cape Horn Archipelago*. *Polar Biology*, 42(6), 1093-1105.
58. Skewes, Ó., Rodríguez, R., & Jaksic, F. (2007). *Ecología trófica del jabalí europeo (*Sus scrofa*) silvestre en Chile*. *Revista Chilena de Historia Natural*, 80, 295-307.
59. Segarra, E., & Mora, D. (2023). *Cambio climático, sostenibilidad y áreas naturales protegidas*. *Green World Journal*, 6(2), 82.
60. Sepúlveda, M., Pelican, K., Cross, P., Eguren, A., & Singer, R. (2015). *Fine-scale movements of rural free-ranging dogs in conservation areas in the temperate rainforest of the coastal range of southern Chile*. *Mammalian Biology*, 80(4), 290-297.
61. Sepúlveda, F., & Skewes, O. (2015). *Mesomamíferos en la Reserva Nacional Nonguén: antecedentes de una reserva reciente y cercana a una gran ciudad, Concepción, Chile*.
62. Shiels, A., Pitt, W., Sugihara, R., & Witmer, G. (2014). *Biology and impacts of Pacific Island invasive species. 11. *Rattus rattus*, the black rat (Rodentia: Muridae)*. *Pacific Science*, 68(2), 145–184.

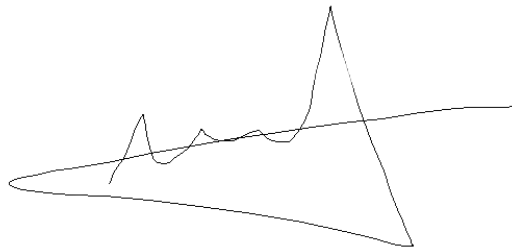
63. Silva, E., & Sieving, K. (2012). *Domestic dogs shape the landscape-scale distribution of a threatened forest ungulate*. *Biological Conservation*, *150*(1), 103-110.
64. Simberloff, D., Martin, J.-L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D., Aronson, J., & Pyšek, P. (2013). *Impacts of biological invasions: what's what and the way forward*. *Trends in Ecology & Evolution*, *28*(1), 58-66.
65. Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas por el Estado. (2017). *Plan de Manejo Parque Nacional La campana 2017*.
66. Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas por el Estado. (2018). *Plan de manejo Parque Nacional Patagonia 2018*.
67. Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas por el Estado. (2019). *Plan de Manejo del Parque Nacional Nonguén 2019*.
68. Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas por el Estado. (2020). *Informe de resultados Parque Nacional Cerro Castillo 2020*.
69. Sosa, A., Jiménez, N., Faltlhauser, A., Righetti, T., Mc Kay, F., Bruzzone, O., Stiers, I., & Fernández, A. (2021). *The educational community and its knowledge and perceptions of native and invasive alien species*. *Scientific Reports*, *11*, 21474.
70. Spear, D., Foxcroft, L., Bezuidenhout, H., & McGeoch, M. (2013). *Human population density explains alien species richness in protected areas*. *Biological Conservation*, *159*, 137-147.
71. Thieurmel, B., & Elmarhraoui, A. (2022). *suncalc: Compute Sun Position, Sunlight Phases, Moon Position and Lunar Phase* (versión 0.5.1)
72. Vanak, A., & Gompper, M. (2010). *Interference competition at the landscape level: The effect of free-ranging dogs on a native mesocarnivore*. *Journal of Applied Ecology*, *47*(6), 1225–1232.
73. Watson, J., Dudley, N., Segan, D., & Hockings, M. (2014). *The performance and potential of protected areas*. *Nature*, *515*(7525), 67–73.
74. Wickham, H. (2016). *ggplot2: Elegant graphics for data analysis*. Springer-Verlag.
75. Wickham, H., François, R., Henry, L., & Müller, K. (2023). *dplyr: A grammar of data manipulation*. R package version 1.1.0.

76. Young, J., Olson, K., Reading, R., Amgalanbaatar, S., & Berger, J. (2011). *Is wildlife going to the dogs? Impacts of feral and free-roaming dogs on wildlife populations.* *BioScience*, 61(2), 125-132.
77. Zapata, G., & Branch, L. (2016). *Altered activity patterns and reduced abundance of native mammals in sites with feral dogs in the high Andes.* *Biological Conservation*, 193, 9-16.

## AUTORIZACIÓN DE PUBLICACIÓN

Quien suscribe, Kevin Patricio Antonio Vinett Canales, 19.795.146-k, alumno del programa de Magíster en Ciencias Forestales, de la Facultad de Ciencias Forestales, de la Universidad de Concepción, declara ser autor de “RELACIONES ECOLÓGICAS TEMPORALES ENTRE MAMÍFEROS EXÓTICOS/INVASORES Y NATIVOS EN ÁREAS PROTEGIDAS DE CHILE: EL PAPEL DE LAS VARIABLES ANTROPOGÉNICAS” y conceder el derecho de publicación, comunicación al público y reproducción de esta obra, en forma total o parcial en cualquier medio y bajo cualquier formato del mismo, a la Universidad de Concepción, Chile, para formar parte de la colección material o digital de cualquiera de las bibliotecas de la Universidad de Concepción y del Repositorio UDEC. Esta autorización es de forma libre y gratuita, y considera la reproducción de la obra con fines académicos y de difusión tanto nacional como internacionalmente.

Asimismo quien suscribe declara que dicha obra no infringe derechos de autor de terceros.



.....  
(FIRMA)

