



UNIVERSIDAD DE CHILE

FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE PREGRADO

MEMORIA DE TÍTULO

COEXISTENCIA DE LA RATA NEGRA (*RATTUS RATTUS*) CON EL MONITO DEL MONTE (*DROMICIOPS GLIROIDES*) EN LA OCUPACIÓN DE CAVIDADES ARTIFICIALES EN BOSQUES TEMPLADOS ANDINOS DE LA REGIÓN DE LA ARAUCANÍA, CHILE.

FERNANDA PAZ BARZ CABEZAS

Santiago, Chile
2024



UNIVERSIDAD DE CHILE

FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE PREGRADO

MEMORIA DE TÍTULO

COEXISTENCIA DE LA RATA NEGRA (*RATTUS RATTUS*) CON EL MONITO DEL MONTE (*DROMICIOPS GLIROIDES*) EN LA OCUPACIÓN DE CAVIDADES ARTIFICIALES EN BOSQUES TEMPLADOS ANDINOS DE LA REGIÓN DE LA ARAUCANÍA, CHILE.

COEXISTENCE OF THE BLACK RAT (*RATTUS RATTUS*) WITH THE MONITO DEL MONTE (*DROMICIOPS GLIROIDES*) IN THE OCCUPATION OF ARTIFICIAL CAVITIES IN TEMPERATE ANDEAN FORESTS OF THE ARAUCANÍA REGION, CHILE.

FERNANDA PAZ BARZ CABEZAS

Santiago, Chile
2024







UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE PREGRADO

Memoria de Título

**COEXISTENCIA DE LA RATA NEGRA (*RATTUS RATTUS*) CON EL
MONITO DEL MONTE (*DROMICIOPS GLIROIDES*) EN LA
OCUPACIÓN DE CAVIDADES ARTIFICIALES EN BOSQUES
TEMPLADOS ANDINOS DE LA REGION DE LA ARAUCANIA,
CHILE**

Memoria para optar al título
Profesional de Ingeniera en Recursos Naturales Renovables

FERNANDA PAZ BARZ CABEZAS

	Calificaciones
PROFESOR GUÍA Cristian Bonacic Salas Médico Veterinario, M.Sc. Ph.D.	 7,0
André Rubio Médico Veterinario, M.Sc. Ph.D.	 7,0
PROFESORES EVALUADORES Jorge Pérez Ingeniero Agrónomo, M.Sc. Ph.D.	 7,0
Luis Piña Ingeniero Agrónomo, Mg. Sc. Dr.	 6,5
COLABORADOR Tomas Altamirano Ingeniero Forestal, Ph.D.	

Santiago, Chile
2024

AGRADECIMIENTOS

He llegado al final de este camino, marcado por pequeños y grandes pasos de exigencias intensas que, sin duda, han conformado una gran aventura. A lo largo de este viaje, tuve el privilegio de ser aprendiz de seres extraordinarios, quienes dedicaron su tiempo en guiarme. Les estoy eternamente agradecida, ustedes están en mi corazón.

Mi familia: Ximena Barz, Daniel Otiniano, Francisca Barz, Daniela Rojas, Ines Fuenzalida, Pacifico Poblete y Markos Günther.

Mis amigas de universidad: Fernanda Moreno, Elena Armijo y Barbara Arancibia.

Mi familia Divetruck: Javier Montoya, Andres Sabelle y Berta Celis.

Mis buzas incondicionales: Javiera Emaldia y Paula De la Barra.

Guías y amigos que fueron fundamental en mi proceso de titulación: André Rubio, Jerry Laker, Paulina y Alberto Dittborn, Fernando Novoa, Tomas Altamirano, José Infante, Darlin Díaz y Jorge Leichtle.

Finalmente, quiero expresar mi más profundo agradecimiento a Gonzalo Flores y Cristian Bonacic, quienes han sido un pilar fundamental para alcanzar este gran logro en mi vida, brindándome su apoyo y cariño incondicional.

Gonzalo Flores, has sido mi motivación e inspiración desde que el mar nos presentó. Tremenda aventura transitar esta experiencia juntos, muchas gracias por todo.

Cristian Bonacic, el científico más loco, apasionado y auténtico que he tenido el privilegio de conocer. Su amor por la naturaleza y familia me inspira profundamente, y espero seguir compartiendo con usted aventuras en la montaña, las inevitables rabietas del día a día y, sobre todo, muchas risas. Gracias por llegar a mi vida.

¡Buena Caza!

DEDICATORIA

Para Francisca, Daniela y Gonzalo.

“El Pájaro rompe el cascarón.
El cascarón es el mundo.
Quien quiera nacer,
tiene que destruir un mundo.”
(Demian. Herman Hesse).

ÍNDICE

RESUMEN	1
“SUMMARY”	2
INTRODUCCIÓN	3
Hipótesis.....	6
Objetivo General	6
Objetivos Específicos.....	6
METODOLOGÍA	7
Área de estudio.....	7
Materiales y métodos	9
Cajas-nido y cámaras trampa	9
Recopilación de datos de cámaras trampa	10
Atributos de la vegetación.....	10
Sotobosque general y cobertura de bambú.....	11
Cobertura de dosel superior.	12
Composición de árboles.	12
Análisis estadístico.....	13
Determinar la tasa de captura de <i>D. gliroides</i> y <i>R. rattus</i>	13
Influencia de variables ambientales en tasa de captura de <i>D. gliroides</i>	13
Atributos de la vegetación por sitio.	14
Modelo lineal mixto generalizado (GLMM).....	14
Análisis de correlación entre variables explicativas.	14
GLMM con distribución Binomial Negativa.	16
Análisis de interacciones interespecíficas de <i>R. rattus</i> y <i>D. gliroides</i>	17
Patrones de actividad y superposición temporal.	17
Co-ocurrencia espacial.	18
RESULTADOS	19
Resultados generales de las cámaras trampa.....	19
Tasa de captura de <i>D. gliroides</i> y <i>R. rattus</i>	20
Influencia de variables ambientales en tasa de captura de <i>D. gliroides</i>	21

Atributos de la vegetación por sitios de estudio	21
Análisis de correlación entre variables explicativas	23
GLMM con distribución Binomial Negativa	24
Análisis de interacciones interespecíficas de <i>R. rattus</i> y <i>D. gliroides</i>	26
Patrones de actividad y superposición temporal	26
Patrones de actividad diaria de <i>D. gliroides</i> y <i>R. rattus</i>	26
Superposición temporal de <i>D. gliroides</i> y <i>R. rattus</i> entre sitios.	27
Superposición temporal entre <i>D. gliroides</i> y <i>R. rattus</i>	28
Co-ocurrencia espacial	29
DISCUSIÓN.....	30
Tasa de captura de <i>D. gliroides</i> y <i>R. rattus</i>	30
Influencia de variables ambientales en la tasa de captura de <i>D. gliroides</i>	31
Análisis de las interacciones interespecíficas entre <i>D. gliroides</i> y <i>R. rattus</i>	33
Limitaciones y direcciones futuras.....	35
CONCLUSIONES	37
BIBLIOGRAFÍA	38
APÉNDICES	47

RESUMEN

La rata negra (*Rattus rattus*) es una especie invasora a nivel mundial, conocida por su impacto ecológico como competidor y depredador. En Chile, se ha registrado en los bosques templados andinos, hábitat exclusivo del monito del monte (*Dromiciops gliroides*). Ambas especies utilizan cavidades arbóreas como refugio y sitio de reproducción. Sin embargo, los impactos que podría generar *R. rattus* en *D. gliroides* no se han determinado. En esta investigación se estudió la coexistencia entre *R. rattus* y *D. gliroides* en la ocupación de 90 cajas-nido instaladas en tres sitios de bosque templado de sucesión secundaria, monitoreadas con cámaras trampa durante el invierno austral de 2023. Se determinó la presencia de ambas especies mediante detección con cámaras trampa con un intervalo de 12 h de independencia entre detecciones. Se establecieron 90 parcelas vegetacionales alrededor de las cajas-nido, para identificar la influencia de la estructura y composición de la vegetación en la tasa de captura de *D. gliroides*, a través de un modelo lineal mixto generalizado (GLMM). Además, se analizaron las interacciones interespecíficas en el uso de las cajas-nido mediante patrones de actividad temporal y co-ocurrencia espacial. Se detectó la presencia de *R. rattus* en solo dos de los sitios de estudio con bosques secundarios más perturbados. Su tasa de captura se asoció positivamente con los sitios de mayor proximidad a asentamientos humanos. En cambio, la tasa de captura de *D. gliroides* se asoció positivamente con la pendiente. A su vez, *D. gliroides* mostró plasticidad en su patrón de actividad al comienzo de su periodo de mayor actividad cuando estaba en simpatria temporal con *R. rattus*. No hubo asociación espacial significativa, ni registros de depredación o ataques físicos por parte de *R. rattus* a *D. gliroides*. Se concluye que *D. gliroides* podría estar modificando su patrón de actividad temporal ante la competencia de *R. rattus*. Se sugieren estudios adicionales de superposición de nichos en sitios con tasas de detecciones similares, con el fin de proponer medidas tendientes a proteger a *D. gliroides* frente a la invasión de *R. rattus*.

Palabras clave: Competencia, cámaras trampa, tasa de captura, patrones de actividad, co-ocurrencia espacial.

“SUMMARY”

The black rat (*Rattus rattus*) is a globally invasive species, known for its ecological impact as a competitor and predator. In Chile, it has been recorded in the Andean temperate forests, an exclusive habitat of monito del monte (*Dromiciops gliroides*). Both species use tree cavities as shelter and breeding sites. However, the impacts that *R. rattus* may have on *D. gliroides* have not been determined. This study investigated the coexistence between *R. rattus* and *D. gliroides* by examining their occupation of 90 nest boxes installed in three secondary successional temperate forest sites, monitored with camera traps during the austral winter of 2023. The presence of both species was determined through camera trap detections, with a 12-hour interval of independence between detections. Ninety vegetation plots were established around the nest boxes to assess the influence of vegetation structure and composition on the capture rate of *D. gliroides* using a generalized linear mixed model (GLMM). In addition, interspecific interactions in nest box use were analyzed through temporal activity patterns and spatial co-occurrence. *R. rattus* was detected in only two of the study sites, which had more disturbed secondary forests. Its capture rate was positively associated with sites closer to human settlements. In contrast, *D. gliroides*'s capture rate was positively associated with slope. Moreover, *D. gliroides* showed plasticity in its activity pattern, shifting the start of its peak activity when it was temporally sympatric with *R. rattus*. There was no significant spatial association, nor were there records of predation or physical attacks by *R. rattus* on *D. gliroides*. It is concluded that *D. gliroides* may be altering its temporal activity pattern in response to competition with *R. rattus*. Further studies on niche overlap in areas with similar detection rates are suggested, aiming to propose measures to protect *D. gliroides* from the invasion of *R. rattus*.

“Key words”: Competitive, camera traps, capture rate, activity patterns, spatial co-occurrence.

INTRODUCCIÓN

Rattus rattus Linnaeus (rata negra) es una especie nativa de India y una de las principales especies invasoras del planeta (Aplin *et al.*, 2011). Su gran tolerancia y dependencia de la presencia humana, amplió su rango de distribución natural en conjunto con los patrones de colonización y de asentamientos humanos en todo el mundo (Invasive Species Specialist Group [ISSG], 2011). Una de sus características principales son sus hábitos omnívoros generalistas, alimentándose de vegetación, hongos, invertebrados, pequeños vertebrados (*e.g.*, roedores nativos, murciélagos, reptiles), y aves que anidan en los árboles y el suelo (Novillo y Ojeda, 2008; Banks y Hughes, 2012). Es un roedor de tamaño mediano (10 cm de largo), cola generalmente más larga que el tamaño del cuerpo (de 9 a 24 cm de largo) y de un peso que no sobrepasa los 250 g (Arnal, 2021). Se le ha relacionado con el 54% de las extinciones de aves en el mundo y ha sustituido parcial o totalmente a los roedores nativos en los lugares que invade (Banks y Hughes, 2012). Además, *R. rattus* es un importante reservorio de enfermedades para la vida silvestre y los seres humanos (Burbidge y Manly, 2002; Harris, 2008). No obstante, el impacto y la amenaza que representan para la vida silvestre ha sido descrito mayormente en ecosistemas insulares, que son extremadamente sensibles al riesgo que representa este roedor, mientras que en ambientes continentales el impacto es menos conocido (Harris, 2008; Jones *et al.*, 2008).

En Australia, *R. rattus* ha causado graves impactos ecológicos (Woinarski *et al.*, 2019). Se determinó que existe una competencia interespecífica con dos especies de marsupiales (*Petaurus breviceps* y *Petaurus norfolcensis*) que huían o eran atacados físicamente por *R. rattus* en su intento de explotar recursos alimenticios (Mcgregor, 2022), y también una amplia evidencia de que se alimentan de los nidos de aves (Jones *et al.*, 2008; Loveridge, 2016). Se ha evidenciado que individuos nativos como la rata de arbusto nativa (*Rattus fuscipes*) y el antequino marrón (*Antechinus stuartii*) evitan las áreas frecuentadas por *R. rattus* adulta, probablemente porque *R. rattus* las excluye (Stokes *et al.*, 2009). En Chile, *R. rattus* tiene una amplia distribución a lo largo de hábitats continentales y costeros de tipo mediterráneo. En localidades costeras del centro y sur de Chile se identificó como efectiva depredadora intermareal de caracoles y lapas, y en islas costeras y oceánicas es la causante de la reducción del éxito reproductivo de colonias de aves marinas y pingüinos de Humboldt (Simeone y Luna-Jorquera, 2012). En la isla de Juan Fernández, parece depredar al picaflor de Juan Fernández (*Sephanoides fernandensis*) que anida en sitios expuestos debido a su rasgo habitual de especie insular, aumentando su mortalidad (Jaksic, 1998).

En cada situación, las ratas aparecen en gran medida como una especie comensal asociada a las viviendas humanas y cultivos, y rara vez se adentra en áreas con vegetación natural (Jones *et al.*, 2008; Harper y Bunbury, 2015). Sin embargo, *R. rattus* ha colonizado áreas del bosque templado andino del sur de Chile, pero han sido escasos los estudios acerca de las interacciones con especies nativas y los impactos y/o amenazas con resultados inciertos para los ecosistemas y la conservación de especies (Honorato *et al.*, 2016; Salgado *et al.*, 2022).

El bosque templado andino del sur de Chile, ubicado entre los 35° y 55° de latitud sur, se considera un punto crítico de biodiversidad y un ecosistema forestal único de los 35 puntos prioritarios para la conservación de biodiversidad global debido a su biota endémica y en peligro de extinción (Myers *et al.*, 2000; Rojas *et al.*, 2011). Estos bosques sustentan uno de los porcentajes más altos de aves que anidan en cavidades de árboles en el mundo (57 % de toda la comunidad de aves) y al menos cinco mamíferos utilizan las cavidades para reproducirse como sustento clave en su ciclo de vida (Altamirano *et al.*, 2017; Ibarra *et al.*, 2020a; Novoa *et al.*, 2021).

Los bosques templados como sistemas complejos, con múltiples atributos que interactúan entre sí y en diferentes escalas espaciales, se encuentran particularmente afectados por las actividades humanas y el incremento de incendios forestales (Concha *et al.*, 2023). Estos factores degradan y fragmentan los bosques, lo que provoca una simplificación de su estructura y composición, además de generar restricciones de tamaño y edad de los árboles en los bosques manejados de manera intensiva (Rojas *et al.*, 2011; Novoa *et al.*, 2021; Sefidi *et al.*, 2021). La pérdida de atributos forestales que definen la complejidad estructural del rodal disponible como hábitat para la biodiversidad (*e.g.*, cavidades arbóreas, detritos leñosos, densidad de sotobosque), puede crear condiciones favorables para la invasión de especies exóticas (Rodríguez, 2001; Rojas *et al.*, 2011). Estudios recientes sobre *R. rattus* han demostrado su capacidad adaptativa, al identificar que utilizan cavidades arbóreas, lo cual implica una posible competencia por este recurso y/o un potencial facilitador de depredación por parte de *R. rattus* a las especies que también las utilicen (Honorato *et al.*, 2016; Bonacic *et al.*, resultados no publicados).

Dromiciops gliroides Thomas (monito del monte), endémico de los bosques templados andinos de Chile y Argentina, es un marsupial arbóreo de hábitos nocturnos que anida en cavidades arbóreas. Además, es el único representante vivo del orden Microbiotheria, un linaje ancestral de origen gondwánico, lo que lo convierte en una especie relictiva o fósil viviente de los bosques templados (Jiménez, 2005). Su tamaño varía entre los 12 cm y 18 cm de longitud, con una masa corporal que oscila entre 16 y 31 g (Franco *et al.*, 2011; Ministerio de Medio Ambiente [MMA], 2019). La especie se caracteriza por su agilidad al desplazarse en el dosel arbóreo, facilitada por la presencia de pulgares oponibles y una cola prensil, que le permite alimentarse eficientemente de una variedad de alimentos (*e.g.*, frutas, insectos, huevos de aves pequeñas) (Cortés *et al.*, 2011) y refugiarse de potenciales depredadores (Fontúrbel *et al.*, 2022).

Con un estrecho rango de distribución (35 – 44°S) y especificidad relativa del hábitat asociado a bosques antiguos de *Nothofagus*, sotobosque de bambú (*Chusquea* spp.) y rodales forestales de edad uniforme (> 60 - 80 años) (Lobos *et al.*, 2005a; Franco *et al.*, 2011), *D. gliroides* construye nidos en el sotobosque o en el interior de cavidades de árboles, compuesto principalmente de hojas entrelazadas de bambú para obtener protección y temperatura adecuada (Ibarra *et al.*, 2018). Este nido se utiliza para la reproducción durante la primavera (septiembre-diciembre) y el verano (diciembre-marzo), y sirve como refugio durante el resto del año (Fontúrbel *et al.*, 2014; Fontúrbel *et al.*, 2022). En el invierno austral, cuando *D.*

gliroides enfrenta altos costos energéticos de termorregulación debido al descenso de las temperaturas y la escasez de alimentos, entra en estados de letargo fisiológico (*i.e.*, estado de sopor), reduciendo su metabolismo al 10% de los niveles normales (Fontúrbel *et al.*, 2022). Esta condición letárgica se extiende durante un periodo de seis meses al año, caracterizado por un ciclo dinámico de despertares periódicos y episodios de letargo que duran entre 5 a 10 días, limitando su período de actividad a la primavera y el verano, durante el cual comienza a acumular grasa en su cola, constituyendo una reserva energética durante el estado de sopor (Bozinovic *et al.*, 2004; Fontúrbel *et al.*, 2012; Altamirano *et al.*, 2019; MMA, 2019). Durante este periodo, el nido le permite a *D. gliroides* protegerse contra potenciales depredadores, mantener una temperatura adecuada y beneficiarse del efecto biocida del bambú, que reduce la presencia de parásitos y patógenos (Honorato *et al.*, 2016).

Dromiciops gliroides, se ve afectada por la pérdida, fragmentación y degradación del hábitat (Rodríguez-Cabal *et al.*, 2007; Fontúrbel *et al.*, 2012). En zonas donde se distribuye esta especie, las plantaciones de árboles exóticos que poseen un elevado valor de mercado y la ganadería que impone una alta presión sobre el uso de la tierra, ha reemplazado rápidamente al bosque nativo (Bustamante y Simonetti, 2005). Esta transformación del hábitat ha dado lugar a un escenario espacial con muchos parches pequeños y algunos grandes, restringiendo a *D. gliroides* dada su dispersión limitada a través de hábitats abiertos al evitar cruzar a través de praderas, aunque existan otros parches de bosque dentro de su rango de dispersión (Fontúrbel *et al.*, 2010; Fontúrbel *et al.*, 2012). Por otra parte, el papel ecológico que cumple *D. gliroides* en los bosques templados, por su alta incidencia frugívora y dispersión de semillas, le permite tener una relación mutualista con al menos 16 especies de plantas nativas, actuando como dispersor no obligado para once especies (*e.g.*, *Aextoxicon punctatum*, *Amomyrtus luma*, *Aristotelia chilensis*, *Azara microphylla*, *Drimys winteri*), y aparentemente como único dispersor de al menos 5 especies de semillas, como el muérdago *Tristerix* y *Asteranthera ovata* (Amico *et al.*, 2009), facilitando la regeneración de los bosques y promoviendo interconexiones ecológicas y evolutivas más amplias a nivel comunitario (Fontúrbel *et al.*, 2022).

La combinación de restricciones de fragmentación y dispersión describe un escenario crítico para *D. gliroides*. A su vez, la invasión de *R. rattus* desde bosques secundarios a primarios, considerando su historial omnívoro generalista, podría ser un nuevo factor de amenaza para *D. gliroides*, ya sea por depredación en invierno cuando entra en un estado de letargo (Honorato *et al.*, 2016), o por competencia de recursos (Loveridge, 2016; Salgado *et al.*, 2022). Dada la asociación directa de *R. rattus* con la extinción de especies en ecosistemas frágiles, el presente estudio propone evaluar la coexistencia entre *R. rattus* y *D. gliroides* durante el invierno austral 2023, a través de un monitoreo con cámaras trampa en cavidades artificiales del bosque templado andino del sur de Chile. De esta manera, se podrá proporcionar antecedentes para examinar la superposición de nichos entre estas especies, en una etapa relativamente temprana del proceso de invasión de *R. rattus* (Loveridge, 2016), contribuyendo a futuras investigaciones y estrategias de manejo de especies invasoras en bosques nativos del territorio nacional.

Hipótesis

Rattus rattus ejerce presión sobre *Dromiciops gliroides* al interactuar en cavidades arbóreas artificiales en el bosque templado andino de Chile, mediante competencia interespecífica por sitios de anidación y/o depredación.

Objetivo General

Evaluar la coexistencia entre *R. rattus* y *D. gliroides* en cavidades artificiales del bosque templado andino del sur de Chile durante el periodo de invierno 2023.

Objetivos Específicos

Determinar la tasa de captura de *D. gliroides* y de *R. rattus* en cavidades arbóreas artificiales en tres sitios de bosque nativo de sucesión secundaria.

Identificar los factores ambientales que pueden influir en la tasa de captura de *D. gliroides* en las cajas-nido.

Analizar las interacciones interespecíficas de *R. rattus* y *D. gliroides* en el uso de cajas-nido.

METODOLOGÍA

Área de estudio

El área de estudio se ubicó en los bosques templados andinos de la comuna de Pucón, región de La Araucanía (39°S 71°O), de clima templado con una corta temporada seca (enero - marzo) y precipitaciones distribuidas a lo largo del año con una media anual de 1.945 mm, que caen en forma de nieve en elevaciones > 750 m s.n.m. (Luebert y Pliscoff, 2006). La temperatura media es de 15,8 °C para el mes más cálido (enero) y 6,9 °C para el mes más frío (julio) (Dirección General de Aeronáutica Civil [DGAC], 2023). A través de estudios preliminares de capturas del roedor invasor (Salgado *et al.*, 2022; Bonacic *et al.*, resultados no publicados), se trabajó en tres sitios con distintas densidades de *R. rattus*, separados por una distancia lineal mínima de 15 km. Los dos primeros sitios, Kawelluco (KW) y Kodkod (KD), son bosques de crecimiento secundario (50 - 80 años), ubicado en zonas bajas (200-500 m s.n.m), que presentan grados de alteración y fragmentación asociado a asentamiento humano y, la presencia de *R. rattus* (Rojas *et al.*, 2011); el tercer sitio, Llancalil (LLA), corresponde a un bosque secundario de sucesión tardía (80 - 100 años) de alta elevación (900 m s.n.m), aislado de asentamientos humanos y muy cercano a la Reserva Nacional Villarrica que lo resguardan de la presencia de *R. rattus*, determinado como sitio control del estudio (Paratori *et al.*, 2023) (Figura 1).

En zonas bajas (200-700 m s.n.m.), los bosques están dominados por especies arbóreas de *Nothofagus obliqua*, *Nothofagus dombeyi*, *Persea lingue*, *Gevuina avellana*, *Laurelia sempervirens* y *Saxegothaea conspicua* con presencia importante de especies del género *Chusquea* y epífitas como *Lapageria rosea*, *Boquila trifoliolata*, *Cissus striata* (Ibarra *et al.*, 2020b; Paratori *et al.*, 2023). Esta formación boscosa presenta un mayor desarrollo y una mayor diversificación, con una tendencia a la desaparición de la especie decidua dominante *N. obliqua* (Luebert y Pliscoff, 2006; Rojas *et al.*, 2011). La cubierta boscosa natural ha sido modificada por actividades extractivas de la madera y por la introducción de ganado, provocando una degradación estructural de la vegetación y la colonización de elementos introducidos como *Rubus ulmifolius* y *Rosa moschata* en las comunidades nativas (Luebert y Pliscoff, 2006).

En zonas altas (> 700 m s.n.m.) dominan los bosques antiguos puros de *N. dombeyi*, bosques de *N. Alpina* y *N. dombeyi* y bosques antiguos mixtos de *N. pumilio* con *Araucaria araucana* (Rojas *et al.*, 2011). El estrato arbustivo está compuesto por *Pseudopanax laetevirens*, *Azara lanceolata*, *Chusquea culeou*, *Berberis trigona* y ocasionalmente *Laureliopsis philippiana*. Las plantas trepadoras más comunes son *B. trifoliolata*, *C. striata*, *L. rosea*, *Hydrangea serratifolia* y *Mitraria coccinea* (Rojas *et al.*, 2011; Honorato *et al.*, 2016; Altamirano, 2017). La formación boscosa dominada por *N. dombeyi* marca la fisonomía y revela un carácter menos húmedo que los bosques más bajos, por lo que su riqueza específica y complejidad estructural son probablemente menores (Luebert y Pliscoff, 2006).

La diversidad de aves y mamíferos de los bosques templados del sur de Sudamérica es baja si se compara con otros bosques del subcontinente, pero con un alto nivel de endemismo taxonómico (Myers *et al.*, 2000; Rojas *et al.*, 2011; Novoa *et al.*, 2021). Un denso sotobosque de bambú, arbustos y plantas leñosas que producen frutos carnosos (Aizen *et al.*, 2002), proporcionan un hábitat para mamíferos endémicos como el monito del monte (*Dromiciops gliroides*) (Fontúrbel *et al.*, 2022) y aves endémicas especialistas de sotobosque como el Chucao (*Scelorchilus rubecula*) y Hued-hued (*Pterotochos tarnii*) (Altamirano *et al.*, 2012). Otras especies endémicas y nativas que se encuentran en los bosques templados andinos son el gato guiña (*Leopardus guigna*), el pudú (*Pudu pudu*), la ranita de Darwin (*Rhinoderma darwini*), la rata arbórea chilena (*Irenomys tarsalis*), el puma (*Puma concolor*), la culebra de cola corta (*Tachymenis chilensis*) y la lagartija tenue (*Liolaemus tenuis*) (Ibarra *et al.*, 2018). No obstante, estos bosques albergan especies exóticas como el jabalí europeo (*Sus Scrofa*), la rata negra (*Rattus rattus*) y el visón (*Neovison vison*) (Ibarra *et al.*, 2018).

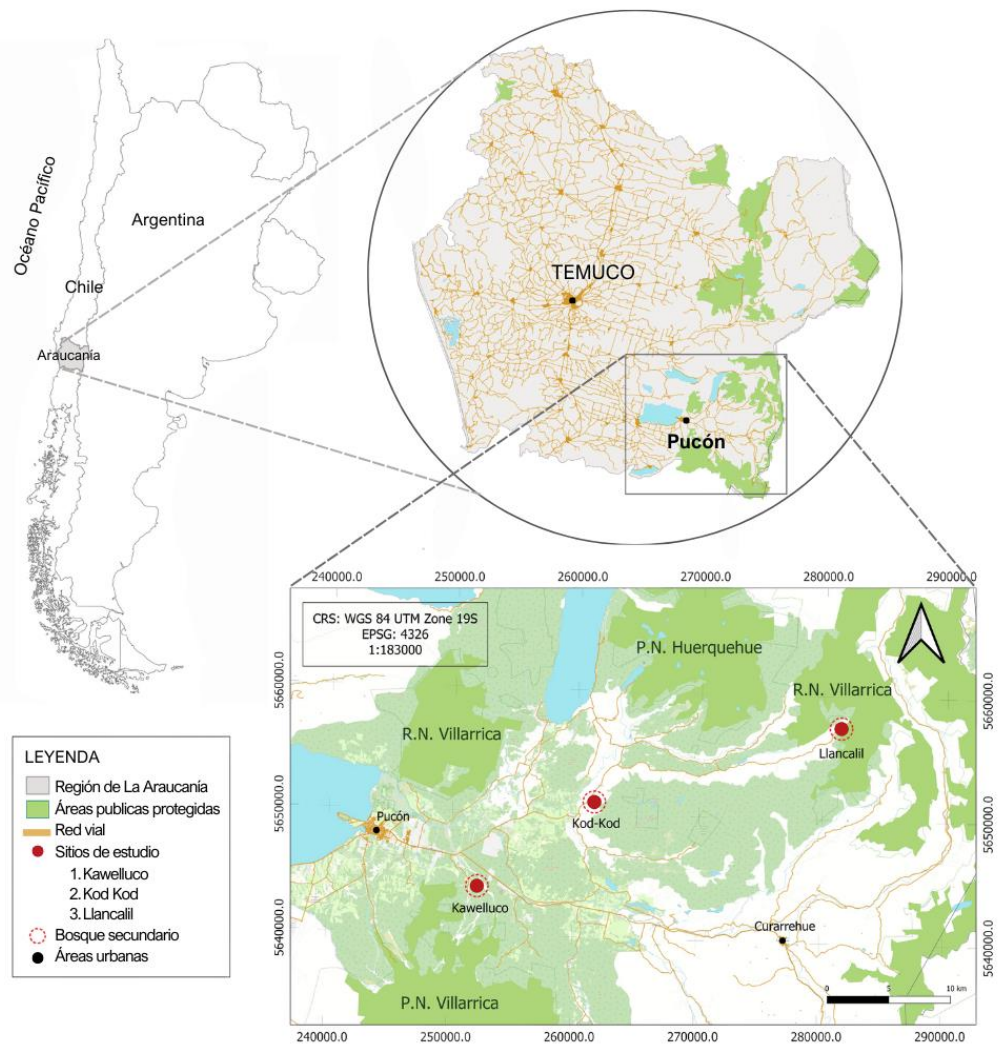


Figura 1. Área de estudio en la región de La Araucanía, Chile, en tres sitios de bosque templado andino, con distintos grados de perturbación antrópica.

Materiales y métodos

Cajas-nido y cámaras trampa

En marzo de 2023, se instalaron 90 cajas-nido (30 por sitio) para evaluar el uso por parte de *D. gliroides* y por *R. rattus*, siguiendo el diseño utilizado por Altamirano *et al.* (2015) y Honorato *et al.* (2016). Las cajas-nido utilizadas son de madera de pino con dimensiones internas de 16,5 cm de largo, 13,2 cm de ancho y 17,1 cm de profundidad desde la entrada hasta la base. Cuentan con una entrada de 3,1 cm de diámetro y un techo removible para la observación de su interior (Apéndice I). Todas las cajas-nido se instalaron a ≥ 15 m del borde del bosque, para reducir los efectos del borde considerando una separación mínima de 25 m entre ellas, y fueron sujetas a ramas de árboles entre 1,5 m y 2,5 m sobre el nivel del suelo (aspecto de la entrada fue aleatoria) y georreferencias con Gaia GPS con su código numérico para su identificación y monitoreo (Altamirano *et al.* 2015).

En mayo a octubre del 2023, las cajas-nido fueron monitoreadas por una red de 90 cámaras trampa automáticas (CT) asignadas individualmente frente a las cajas-nido para examinar las actividades de los usuarios de las cavidades artificiales e identificar posibles depredadores (Altamirano *et al.*, 2015). Las cámaras implementadas corresponden a modelos Bushnell HD 119736, Wosoda Trail Camera G200 y Hawkray Trail Camera 20MP 1080P.

Cada CT fue instalada en un árbol a una distancia mínima de 1 m y máxima de 3 m, orientada directamente hacia la entrada de la caja-nido para asegurar un rango óptimo de visibilidad y capturar eficazmente a los animales que la utilizan (Figura 2). Las CT se activaban por una diferencia de calor y movimiento entre un sujeto y el fondo. Se configuraron para funcionar las 24 horas del día registrando fecha y hora local (GMT menos 4:00), tomando tres fotografías con intervalos de cinco segundos entre los disparos y ajustadas con una sensibilidad media-alta. Se eliminó el crecimiento de vegetación estacional frente a las CT para evitar activaciones falsas y aumentar la probabilidad de detección (Kelly y Holub, 2008; Infante, 2019).



Figura 2. Cajas-nido monitoreadas por Hawkray Trail Camera y Wosoda Trail Camera.

El hecho de que la cámara trampa se ajuste para sacar tres fotografías consecutivas ayuda a mejorar la identificación de especies, sin embargo, se deben estandarizar eventos independientes para segregar las detecciones y evitar la replicación de datos, debido a la dificultad para determinar especies de pequeños mamíferos a partir de CT, sumado a la presencia de la caja-nido que es un posible atractor (De la Maza y Bonacic, 2013; Infante, 2019).

Tanto las cajas-nido como las cámaras fueron revisadas cada 45 días para corroborar su correcto funcionamiento. Las cajas fueron revisadas para comprobar si tenían fallas de material (*e.g.* aperturas en el techo, fatiga de cordeles de amarre, filtraciones de techo), como también verificar la presencia de nidos y/o animales mediante una manipulación directa o indirecta mediante la utilización de un endoscopio. En paralelo, las CT se revisaron para asegurar su correcta posición, encendido y apagado, registro fotográfico sin fallas, y recambio de pilas y tarjeta de almacenamiento. En la segunda semana del mes de octubre se recolectaron los datos del monitoreo.

Recopilación de datos de cámaras trampa

El análisis de las imágenes se realizó mediante la aplicación Timelapse (Greenberg, 2023), que incluye dos componentes principales: Timelapse y Timelapse Template Editor (Template en adelante). Timelapse corresponde a la herramienta principal utilizada para revisar y analizar imágenes captadas por CT. Mientras que Template es la herramienta complementaria que permite crear y editar la planilla que define los metadatos y las etiquetas que se utilizarán en Timelapse para analizar y extraer de las fotografías (Apéndice II).

Además, Timelapse utiliza “software” de terceros para realizar el procesamiento de reconocimiento de imágenes real (Greenberg, 2023). Para efectos de esta investigación, se utilizó MegaDetector, un detector modelado para trabajar con registros de CT de vida silvestre (Morris, 2023). Este “software” produce un archivo de reconocimiento de datos en formato JSON (“JavaScript Object Notation” en inglés), que utiliza las imágenes procesadas por Timelapse, mostrando las entidades (especies) reconocidas como cuadros delimitadores etiquetados. Timelapse permite usar esa información de reconocimiento para seleccionar subconjuntos de imágenes: imágenes vacías, personas, animales, vehículos. Sin embargo, dado que es la primera vez que se utiliza y se desconoce la certeza de su efectividad para este estudio en particular, MegaDetector se utilizó como complemento a la revisión manual, permitiendo optimizar el flujo de trabajo al inspeccionar los subconjuntos de imágenes reconocidas por dicha aplicación, revisando y corrigiendo rápidamente cualquier error.

Atributos de la vegetación

La recolección de datos se realizó en octubre del 2023, después de una temporada de lluvias y nieve intensa que dificultó su realización anticipada. Siguiendo la metodología de

Altamirano (2014) y Caviedes e Ibarra (2017), se identificaron los factores ambientales de los tres sitios de estudio, que podrían influir en la preferencia de *D. gliroides* en ocupar las cajas-nido e influir en sus patrones de actividad diarios. Se establecieron transectos lineales de vegetación de 22,4 m de largo ($n = 90$) y parcelas dentro del transecto (5,6 m de radio; $n = 90$), alrededor de cada caja-nido para medir los atributos estructurales y de composición de la vegetación reportados como importantes para el ciclo de vida de *D. gliroides*, los que incluyeron: cobertura de dosel, cobertura de sotobosque, cobertura en el sotobosque de *Chusquea* spp. (bambú) y composición de árboles. A los árboles se les cuantificó el número de cavidades naturales y/o excavadas, la presencia de trepadoras leñosas y la clase de descomposición (“decay class” en inglés). A su vez, se consideraron dos variables topográficas obtenidas de datos de Altamirano (2014): la pendiente y la elevación (m s.n.m) de la parcela, medida desde el centro.

A continuación, se detalla la metodología de recolección de cada variable (Altamirano *et al.*, 2014; Altamirano *et al.*, 2015):

Sotobosque general y cobertura de bambú. Se midió la cobertura de sotobosque entre los 0 a 3 m mediante el método de puntos de intercepción. Este método permite determinar la estructura y composición de una formación vegetal, basado en la posibilidad de registrar las plantas presentes o ausentes sobre un punto del suelo (Mostacedo y Fredericksen, 2000). Se trazó un transecto lineal de 22,4 m, orientado de norte a sur, el cual se segmentó en 5 puntos de muestreo separados por 5,6 m: 2 puntos en dirección norte, un punto en el centro del transecto que corresponde a la ubicación de la caja-nido y 2 puntos en dirección sur. Se utilizó una varilla delgada con escala graduada de 0 a 1 m, de 1 a 2 m y de 2 a 3 m; en cada punto, la varilla se ubicó en forma vertical para registrar aquellas plantas que se interceptan en las diferentes alturas (o toques) (Figura 3). Se documentó la cantidad de toques de la vegetación con la varilla para determinar la cobertura del sotobosque general, y solo se especificaron los toques del género *Chusquea* spp (bambú), una de las especies más abundantes de sotobosque en los bosques templados dominados por especies del género *Nothofagus* y en sectores donde el bosque ha sido perturbado por causas antrópicas (Ibarra *et al.*, 2018).

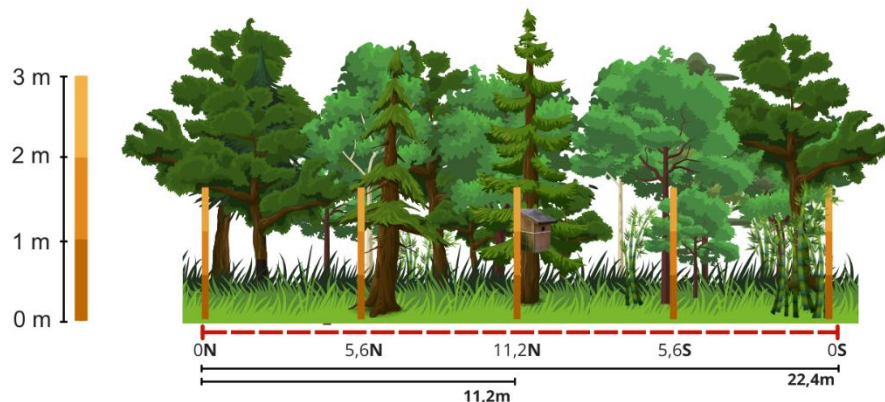


Figura 3. Transecto lineal de 22,4 m con 5 puntos de intercepción. En cada punto, se utiliza una varilla graduada de 3 metros, representada con el color naranja, la cual se posiciona verticalmente. Se registra la intersección de la vegetación con la varilla a intervalos de un metro, con el objetivo de estimar la cobertura vegetal.

Cobertura de dosel superior. La cobertura de dosel fue clasificada, considerando la cajonido como punto central, mediante interpretación visual según criterios expresados en porcentaje: Abierta (0-25%), Claras (26-50%), Densas (51-75%) y Muy Densas (76-100%).

Composición de árboles. Para la cuantificación de atributos arbóreos se reduce el transecto a una parcela de radio de 5,6 m ($98,5 \text{ m}^2$ de superficie) y se segmenta en 4 transectos según su orientación (NO, NE, SO, SE) para facilitar la recopilación de datos (Figura 4). Se contabilizaron los árboles con un diámetro a la altura del pecho (DAP) mayor a 12,5 cm (vivo y muerto en pie), debido a que es un rango mínimo para poseer cavidades, y se registró la especie arbórea utilizando guías y libros de identificación de flora silvestre de la región de La Araucanía. Para aquellas que no fueron identificadas “in-situ”, se recolectaron muestras de hojas y registros fotográficos para su posterior identificación. Además, se cuantificó el número de cavidades naturales y/o excavadas (diámetro de entrada $> 3 \text{ cm}$) a través de la observación visual, desde la base de estos árboles, hasta el dosel, incluyendo troncos y ramas.

Se categorizó cada árbol en clases de descomposición (“Decay class” en inglés) en función de características observables externamente según criterios: árbol vivo y sano (0), árbol vivo con signos de descomposición por hongos, hasta árboles con señales de descomposición avanzada como copa rota y muchas ramas muertas (1), árbol recientemente muerto considerando árboles con ramas muertas menores intactas hasta solo con ramas mayores de madera dura (2), árbol muerto en pie con ramas principales y madera dura (3), árbol muerto en pie con restos de ramas mayores y madera blanca hasta árbol sin ramas (4), árbol caído por procesos naturales (5) (Caviades e Ibarra, 2017; Paratori *et al.*, 2023).

Una vez recolectados los datos de cada variable, se transcribieron en planillas de Excel para su posterior análisis estadístico.

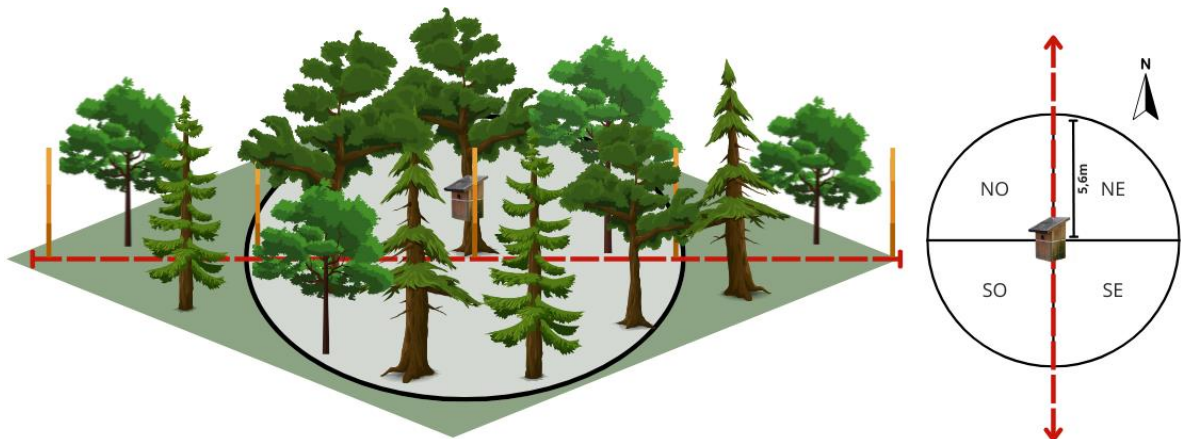


Figura 4. Parcela de vegetación de 5,6 m de radio, utilizada para medir atributos de los árboles con un DAP superior a 12,5 cm. La parcela se dividió en cuatro transectos según su orientación (NO, NE, SO, SE) para evitar registrar el mismo individuo más de una vez. Se identificaron las especies arbóreas y se registraron características como el DAP, la clase de descomposición y la presencia de cavidades arbóreas (excavadas y/o naturales).

Análisis estadístico

Determinar la tasa de captura de *D. gliroides* y *R. rattus*

Considerando que la temporada de estudio se llevó a cabo en invierno, se estableció un margen temporal extendido, debido a que los bosques en la zona andina del sur de Chile están sujetos a condiciones ambientales rigurosas, caracterizadas por inviernos prolongados y la presencia de nieve permanente en las zonas de mayor elevación (Ibarra *et al.*, 2010). En consecuencia, se definió el período de muestreo desde el 02 de mayo de 2024 hasta el 24 de octubre de 2024. La tasa de captura, que es una medida utilizada en estudios de fauna para estimar la proporción de detecciones de los animales durante el tiempo en que las CT estuvieron operativas, se calculó a partir de la Ecuación 1 (De la Maza y Bonacic, 2013):

$$CR = \frac{IE}{NT} \times 100 \quad (\text{Ec. 1})$$

Donde:

CR: Tasa de captura

IE: Conteo de eventos independientes de una especie.

NT: Período operativo de la cámara en días/noches trampa.

Para el cálculo de eventos independientes (IE), se consideraron intervalos de 12 h entre registros fotográficos de la misma especie, denominados IE12. En los casos en que se observó más de un individuo en una misma imagen, se contabilizaron como dos eventos distintos (De la Maza y Bonacic, 2013; Infante, 2019).

El esfuerzo de muestreo se define por las noches-trampa, que corresponden al tiempo en que la cámara estuvo operativa, desde su instalación hasta su desinstalación, considerando las posibles fallas durante el período de muestreo. Las fallas suelen ser por deterioro de la cámara o manifestarse como una interrupción repentina en una serie continua de registros, que se pueden identificar revisando fotografías que muestran activaciones frecuentes causadas por vegetación, luz solar directa o animales recurrentes, lo que aumenta el consumo de batería y memoria

Al multiplicar por 100 la relación entre IE y las noches trampa, se obtiene una tasa de captura estandarizada. Este cálculo permite ajustar y extrapolar los datos recolectados con el fin de obtener estimaciones comparables entre diferentes sitios o períodos de muestreo en caso de que algunas cámaras no hayan funcionado adecuadamente (De la Maza y Bonacic, 2013).

Influencia de variables ambientales en tasa de captura de *D. gliroides*

Todos los cálculos se realizaron utilizando R studio V2024.04.29 4.3.3 (R Team Core, 2024) y se detallan a continuación:

Atributos de la vegetación por sitio. Para entender la composición de la vegetación de los sitios habitados por *D. gliroides*, se realizó un análisis de las variables vegetativas por sitio comparando sus medias y desviación estándar calculadas en la misma planilla Excel donde se digitalizaron los datos. Utilizando la función “aov” en R, se empleó un análisis de varianza de un factor (ANOVA o “Analysis of variance” en inglés) para evaluar si el DAP de los árboles difiere significativamente entre los tres sitios de estudio, ya que es un indicador de la madurez del bosque, que influye en la disponibilidad de cavidades para *D. gliroides* y permite evaluar cómo las perturbaciones históricas han modificado la estructura del hábitat.

Además, se evaluó la diversidad arbórea en los sitios de estudio utilizando el índice de Shannon - Wiener (H') y el índice de diversidad de Simpson ($1 - D$) (Del Río *et al.*, 2003), calculados mediante el paquete “vegan” en R (R Core Team, 2024). Dado que los índices de diversidad se interpretan como medidas descriptivas de la estructura de la comunidad, no se realizó un análisis de significancia estadística.

Modelo lineal mixto generalizado (GLMM). Se buscó identificar la respuesta de la tasa de captura de *D. gliroides* a los distintos atributos ambientales, que incluyen la tasa de captura de *R. rattus*, mediante el uso de modelos lineales generalizados de efectos mixtos (GLMM o “Generalized Linear Mixed Model” en inglés). Los GLMM describen la relación entre una variable respuesta y un set de covariables explicativas (efectos fijos) recopiladas en unidades agrupadas o correlacionadas en diferentes niveles (efectos aleatorios) (Zuur *et al.*, 2009; Novoa *et al.*, 2021). Se probó el efecto fijo de las posibles variables explicativas que incluyen: tasa de captura de *R. rattus*, elevación, pendiente, cobertura de dosel, cobertura de sotobosque general, cobertura de sotobosque de bambú y, atributos de los árboles como su riqueza, abundancia, DAP, presencia de cavidades, trepadoras y “decay class” sobre la tasa de captura de *D. gliroides* (variable respuesta).

Las variables categóricas se transformaron en variables indicadoras para que el GLMM no las considere como valores numéricos continuos. Se incorporó la variable “Sitio” (KAW, KOD y LLA) como efecto aleatorio y las diferencias en las noches de captura de cámara durante el periodo de muestreo (“Noches trampa”), que se explicaron mediante un término de compensación (“offset”), que permite normalizar la variable respuesta por otra variable que representa la exposición o el tiempo (Zuur *et al.*, 2009).

Análisis de correlación entre variables explicativas. Se examinaron las relaciones entre las variables explicativas para reducir la cantidad y evitar la multicolinealidad, que puede afectar la interpretación de los resultados en el análisis posterior. Se empleó la matriz de correlación no paramétrico de Spearman, que examina la intensidad de asociación entre dos variables cuantitativas (Sánchez, 2023) y se estimó el valor de significancia por cada asociación. Para estimar la fuerza de la correlación, los coeficientes obtenidos de la matriz, que oscilan entre -1 y 1, fueron segmentados en cinco categorías: sin correlación ($0,0 < 0,1$), baja correlación ($0,1 < 0,3$), correlación moderada ($0,3 < 0,5$), alta correlación ($0,5 < 0,7$) y muy alta correlación ($0,7 < 1$). El análisis de correlación contempló las variables presentes en el Cuadro 1.

Cuadro 1. Covariables candidatas para el modelo lineal generalizado mixto (GLMM) usadas en la matriz de correlación de Spearman.

Covariables	Factor	Descripción
Tasa captura <i>R. rattus</i>	Continua	Tasa de captura de <i>R. rattus</i> considerando IE de 12 h, estandarizado a 100 noches trampa, por caja-nido.
Elevación	Continua	Metros sobre el nivel del mar de las parcelas de las caja-nido (m s.n.m.).
Cobertura sotobosque	Continua	Proporción del suelo cubierto por el sotobosque (entre los 0 m a 3 m de altura), estimada desde el centro de la parcela.
Sotobosque de bambú	Continua	Proporción del suelo cubierto por bambú (<i>Chusquea spp</i>) (entre los 0 m a 3 m de altura), estimado desde el centro de la parcela.
DAP	Continua	Promedio del diámetro a la altura del pecho (cm) de los árboles con DAP $\geq 12,5$ cm, dentro de un radio de 5,6 metros, estimado desde el centro de la parcela.
Abundancia de árboles	Discreta	Número total de árboles con un DAP $\geq 12,5$ cm dentro de un radio de 5,6 m, estimado desde el centro de la parcela
Riqueza de árboles	Discreta	Número de diferentes especies de árboles con un DAP $\geq 12,5$ cm presentes en un radio de 5,6 m, estimado desde el centro de la parcela.
Pendiente	Catagórica	Grado de pendiente del terreno, clasificada según intervalos predefinidos de inclinación del terreno: 0: 0-10% Plano. 1: 11-35% Ondulado. 2: 36-70% Serrano. 3: 70-100% Montano. 4: >100% Pendiente extrema.
Cobertura de Dosel	Catagórica	Proporción de cielo cubierto por el dosel superior (> 5 m de altura) estimado desde el centro de la parcela, clasificada según intervalos predefinidos de cobertura: 0: Sin cobertura (0 - 5 %). 1: Abierta (6 - 25%). 2: Claras (26 - 50%). 3: Densas (51 - 75%). 4: Muy Densas (76 - 100%).
Cavidades	Discreta	Número de cavidades con un ancho mínimo de 3 cm, incluyendo naturales y excavadas sin distinguir, de árboles con DAP $\geq 12,5$ cm dentro de un radio de 5,6 m.

(continúa)

Cuadro 1. (Continuación).

Covariables	Factor	Descripción
Clase de descomposición	Categorica	<p>Moda (valor más frecuente) de la clase de descomposición de los árboles seleccionados por parcela:</p> <p>0: Vivo y sano.</p> <p>1: Vivo y con signos de descomposición y/o decaimiento (<i>e.g.</i>, hongos, signos de alimentación de carpinteros o comesebo, con < 20% de ramas muertas; signos más avanzados de descomposición y/o decaimiento con un 21-80% de ramas muertas y/o punta quebrada; signos muy avanzados de descomposición y/o decaimiento con > 81% de ramas muertas.</p> <p>2: Muerto recientemente, estable y con muchas ramas aún; Muerto con pérdida mayoritaria de ramas (aprox. 50%), punta quebrada y < 50% de la corteza pérdida, madera mayoritariamente dura.</p> <p>3: Muerto, casi sin ramas con más del 75% pérdida de corteza, con partes duras y blandas; Muerto, sin ramas, sin corteza, punta quebrada y madera blanda.</p> <p>4: Árbol caído naturalmente (<i>e.g.</i>, viento o nieve).</p> <p>5: Árbol caído por corta.</p> <p>UKN: No se sabe o no se determinó</p>

GLMM con distribución Binomial Negativa. Se utilizó un GLMM de distribución binomial negativa, comúnmente utilizado para analizar datos de conteo y el más adecuado para manejar sobredispersión significativa, (Zuur *et al.*, 2009), ajustando un modelo nulo sin variables predictoras y un modelo global que incorporó todas las variables seleccionadas a partir del análisis de correlación de Spearman. Del modelo global se construyeron modelos alternativos anidados con todas las combinaciones posibles de las variables independientes. Todos los modelos contenían la variable “Sitio” como efecto aleatorio y “Noches trampa” como efecto de compensación (con la fórmula: $\text{eventos_dromiciops} \sim \text{var1} + \text{var2} + \text{var3} + \text{var4} + \dots + \text{offset}(\log(\text{noches_trampa})) + (1|\text{Sitio})$), y se equiparon con la función “glmmTMB” del paquete “glmmTMB” en R. Las variables categóricas ordinales (pendiente, cobertura de dosel y clase de descomposición) fueron incluidas en el modelo utilizando polinomios ortogonales, descompuestos en términos lineales (L), cuadráticos (C) y cúbicos (Q), para capturar tendencias complejas entre los niveles ordinales de la variable explicativa y la variable respuesta.

Para evaluar la solidez de la evidencia y seleccionar el mejor modelo candidato, se clasificaron según el criterio de información de Akaike corregido para tamaños de muestra pequeños (AICc) mediante la función “aictab” del paquete “AICcmodavg” (Burnham & Anderson, 2002). El modelo con el valor AICc más bajo es el mejor respaldado por los datos, considerando como modelos competitivos aquellos con un ΔAICc (Delta AICc) ≤ 2 (Arnold, 2010). Se evaluó la existencia de parámetros no informativos en los modelos con $\Delta\text{AICc} \leq 2$ de alto rendimiento y se comparó el número de parámetros (valor K), AICc, peso de Akaike

(“AICc weigt”), peso acumulado (“cumulative weight”), el máximo valor logarítmico de verosimilitud (LL) y el IC del 95% de los coeficientes estimados de las covariables incluidas en los mejores modelos (β) (Leroux, 2019; Sutherland *et al.*, 2023).

Se utilizaron los paquetes “lmtest” y “DHARMA” para pruebas de diagnóstico basadas en simulación de la bondad de ajuste y la sobredispersión de los modelos.

Análisis de interacciones interespecíficas de *R. rattus* y *D. gliroides*

Patrones de actividad y superposición temporal. Se revisaron sus patrones de actividad diaria para determinar el horario de mayor y menor actividad, si hay evidencia de cambios en sus patrones superpuestos para los distintos sitios y el porcentaje de superposición temporal entre ambas especies para los bosques secundarios de Kawelluco y Kodkod, por el periodo que estuvieron activas las cámaras (mayo a octubre).

La función de densidad de probabilidad de esta distribución (*i.e.*, el patrón de actividad), se estimó de forma no paramétrica utilizando “Kernel Density Estimation” (KDE) (Ridout & Linkie, 2009) que permite suavizar los datos, especialmente cuando son univariados o multivariados. El cálculo requiere los tiempos de actividad de los IE de *D. gliroides* y de *R. rattus* considerando un tiempo de 60 minutos entre detecciones de las especies. Los registros fotográficos independientes de la especie se considerará una muestra aleatoria con una distribución continua (*i.e.*, hora del día) durante un período de 24 h, y los tiempos de actividad se transformaron a fracción del día (de 0 a 1) para luego ser expresado en radianes (Linkie & Ridout, 2011; Gálvez *et al.*, 2021). Luego se procedió con el modelado de patrones de actividad la función “densityplot” del paquete “overlap”, que genera los gráficos de la función de densidad de probabilidad de las especies en cada sitio de estudio (Ridout & Linkie 2009).

Para el análisis de superposición, se utilizó la función “overlapEst” del paquete “overlap”, para estimar el índice de superposición (Δ o Dhat) entre la densidad de probabilidad de los patrones de actividad de las dos especies, que oscila entre 0 (sin superposición) y 1 (distribuciones idénticas). Siguiendo a Meredith y Ridout (2014), se empleó Dhat4 como estimador cuando el tamaño de la muestra más pequeña de cada comparación tuviera ≥ 50 observaciones; de lo contrario, se utiliza como estimador Dhat1 (Ridout y Linkie, 2009). Posteriormente, usando la función “resample”, se realizó una simulación de bootstrap de 10.000 repeticiones para evaluar la incertidumbre de un estimador, que se usó para estimar la variabilidad del índice de superposición el cual se calculó mediante la función “bootEst”. Se consideró que existe una fuerte superposición cuando Dhat $> 0,8$ y baja con Dhat $< 0,5$ (Meredith y Ridout, 2014). La precisión del índice de superposición se evaluó calculando un intervalo de confianza (IC) del 95% mediante la función “bootCI” (Gálvez *et al.*, 2021). Finalmente, se ajustaron los modelos de actividad con la función “fitact” y se realizó una prueba de comparación de curvas de kernel utilizando la función “compareCkern”, ambas funciones del paquete “activity” (Rowcliffe *et al.*, 2014; Havmøller *et al.* 2020).

Co-ocurrencia espacial. Se evaluaron las interacciones espaciales entre *R. rattus* y *D. gliroides* utilizando el modelo probabilístico de co-ocurrencia de especies, en los sitios de muestreo donde co-ocurren ambas especies (Veech, 2012), es decir, Kawelluco y Kodkod.

El modelo calcula la probabilidad de que dos especies coexistan (P_j) exactamente en las estaciones de cámaras muestreadas (j) (Noor *et al.*, 2017), en base a dos probabilidades: la probabilidad (P_{lt}) de que ambas especies coexistan a una frecuencia menor que la frecuencia de co-ocurrencia observada, y la probabilidad (P_{gt}) de que dos especies co-ocurrán a una frecuencia mayor que la frecuencia de co-ocurrencia observada. Si $P_{lt} < 0,05$, implica co-ocurrencia negativa (interacción competitiva) y si $P_{gt} < 0,05$, implica una co-ocurrencia positiva (sin antagonismo). Sin embargo, cuando $P_{lt} > 0,05$ y $P_{gt} > 0,05$, se dice que la co-ocurrencia es verdaderamente aleatoria (distribución independiente) (Houngbégnon *et al.*, 2020).

Los datos de los registros de las especies, expresados como presencia-ausencia por caja-nido, se convierten a una matriz binaria de ocupaciones (Griffith *et al.*, 2016). El análisis probabilístico de co-ocurrencia de especies por pares se realizó utilizando la función "cooccur" del paquete "cooccur".

RESULTADOS

Resultados generales de las cámaras trampa

Entre los meses de mayo y octubre del 2023, las cámaras trampa estuvieron en el campo durante 128 ± 66 (Media \pm DE) días. Se obtuvieron 19158 detecciones de animales en 11998 noches trampa correspondientes a 84 CT funcionales, estando presente *D. gliroides* en los 3 bosques estudiados y *R. rattus* en sólo los sitios de bosque secundario de mayor cercanía a asentamiento humano. *R. rattus* obtuvo la mayor cantidad de detecciones (5400 registros), superando a *D. gliroides* en aproximadamente 3,52 veces el número de registros (1534 registros). Adicionalmente, se identificaron otras 24 especies que deambulaban por el área o utilizaban las cavidades como refugio o fuente de alimento (apéndice III y IV). Entre estas, dos roedores nativos y un ave fueron más frecuentemente registrados que *D. gliroides*, incluyendo la rata arbórea (*Irenomys tarsalis*) y el ratón de cola larga (*Oligoryzomys longicaudatus*) con un total de 5309 registros, y el rayadito (*Aphrastura spinicauda*) con un total de 2432 registros. Las especies detectadas con una frecuencia mínima incluyeron al puma (*Puma concolor*), el concón (*Strix rufipes*) y el chingue (*Conepatus chinga*), observadas en el sitio de Llancalil.

Dromiciops gliroides fue un visitante frecuente en algunas cajas-nido, observándose su entrada y salida recurrente, así como la presencia de más de un individuo (Figura 5, A). Durante los meses de junio, julio y agosto, la frecuencia de captura disminuyó significativamente, registrando visitas más esporádicas o apariciones del individuo dentro de la cavidad. En otras cajas-nido, *D. gliroides* inspeccionó el interior sin ingresar, especialmente en aquellas cajas-nido que eran visitadas por más de una especie durante el día y la noche, principalmente rayaditos, roedores nativos y *R. rattus* (Figura 5, B y C). Por otro lado, *R. rattus* también fue una especie común y recurrente en las cajas-nido. Sin embargo, presentó dificultades para ingresar a las cavidades, debiendo roer el agujero para ajustarlo a su tamaño y poder ingresar a la cavidad con facilidad, permitiéndole la construcción de un nido (Figura 5, D, E y F). Cuando esto ocurría, generalmente no se registraban visitas de especies crepusculares y nocturnas, aunque sí se observaban visitas de especies diurnas, como algunas aves.

Si bien algunas cajas-nido tuvieron visitas de ambas especies, no se registraron interacciones entre ellas en las fotografías de las cámaras trampa.

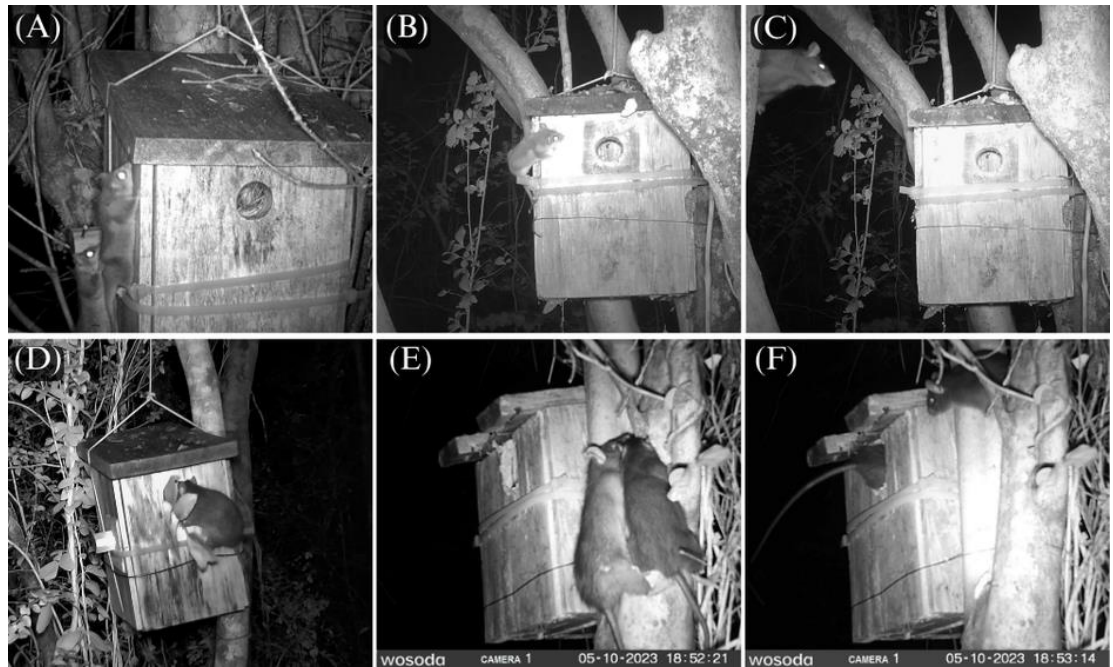


Figura 5. Registros fotográficos de *D. gliroides* y *R. rattus* utilizando cajas-nido. Dos individuos de *D. gliroides* en Llancahuello (A); *D. gliroides* visitando caja-nido de Kawelluco (B); posteriormente se observó la visita de *R. rattus* a la misma caja-nido (C); *R. rattus* construyendo un nido de hojas en Kawelluco (D); Dos individuos de *R. rattus* ingresando a caja-nido roída en agujero de entrada y con techo desgastado en Kodkod (E y F).

Tasa de captura de *D. gliroides* y *R. rattus*

Los resultados de los eventos independientes y de las tasas de captura (Apéndice V) exhiben que *R. rattus* tiene una frecuencia de captura considerablemente mayor en Kawelluco (IE₁₂= 350), con una CR aproximadamente 8,54 veces mayor que *D. gliroides* en ese sitio. En cambio, para Kodkod, *R. rattus* presentó una CR de 1,03 veces mayor que la de *D. gliroides*, exhibiendo una cantidad de IE muy similar (*D. gliroides* = 74; *R. rattus* = 76). En el sitio control (LLA), *R. rattus* no fue detectada, mientras que *D. gliroides* presenta una CR de 3,32, superior a los otros sitios. A su vez, las detecciones de *D. gliroides* mostraron un patrón estacional en los sitios de estudio, siendo menos frecuente durante junio, julio y agosto, con un incremento paulatino y gradual al finalizar el invierno. Las detecciones de *R. rattus* fueron más activas en mayo y junio, disminuyendo progresivamente a medida que avanzaban los meses de estudio, incluso a inicios de la primavera (Figura 6).

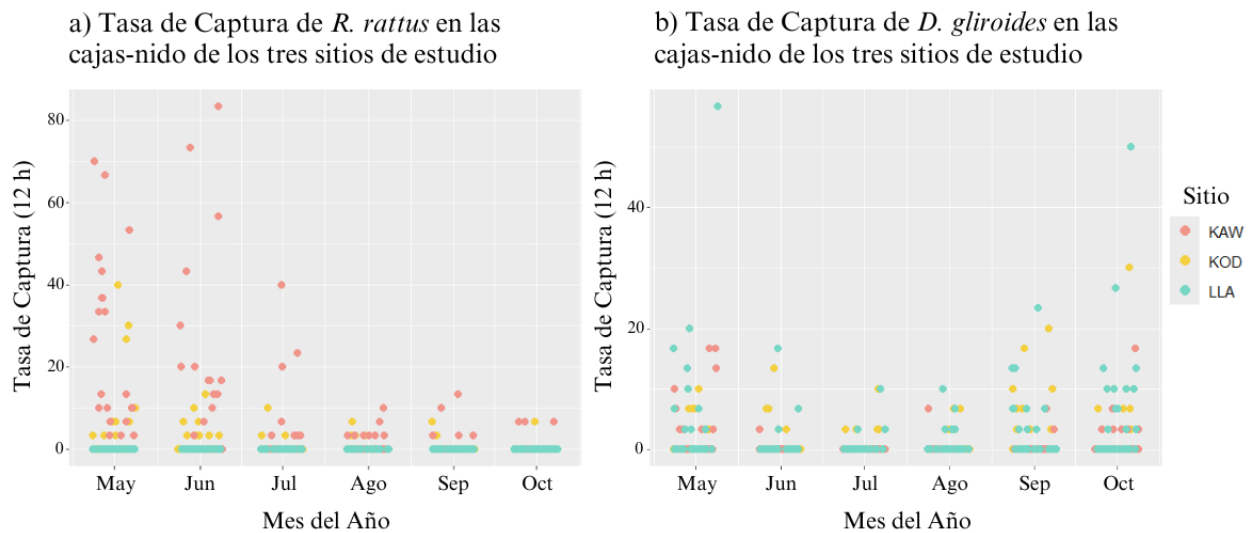


Figura 6. Tasa de captura fotográfica de las especies *R. rattus* (a) y *D. gliroides* (b) en los meses de estudio para el año 2023. Los puntos representan las cajas-nido y los colores de los puntos representan las ubicaciones de las cajas-nido según el sitio (KAW, KOD y LLA).

Influencia de variables ambientales en tasa de captura de *D. gliroides*

Atributos de la vegetación por sitios de estudio

Los resultados de los atributos de la vegetación medidos en los tres sitios de estudio se pueden ver en el Cuadro 2, detallado a continuación:

Llancalil se ubica a mayor elevación que Kawelluco y Kodkod, que presentan elevaciones similares y más bajas (600 m de diferencia aproximadamente). Kawelluco tiene una pendiente predominantemente plana, mientras que Kodkod presenta una variedad de pendientes, incluyendo planas, onduladas y serranas. Llancalil, por su parte, exhibe una mayor variabilidad en sus pendientes, abarcando desde planas hasta montañosas.

Por otra parte, Kodkod presenta la mayor densidad de sotobosque ($9,67 \pm 5,05$ contactos), seguido de Kawelluco ($6,64 \pm 3,33$ contactos). Sin embargo, muchos de los puntos del transecto lineal de este último sitio coincidieron con aperturas de vegetación por la creación de senderos, presentando parches muy densos de vegetación con cambios abruptos de ausencia de ella. Llancalil fue el sitio que arrojó valores más bajos de densidad de sotobosque general con un promedio de $4,78 \pm 3,14$ contactos, pero cantidades significativas y variables de bambú ($1,87 \pm 2,01$ contactos), a diferencia de Kawelluco que tiene prácticamente nula presencia de bambú en el sotobosque. A su vez, las diferencias en el dosel superior son pequeñas, con Kawelluco y Llancalil mostrando una mediana de categoría densa (51 - 75% de cobertura).

Las medias de los DAP indican que los árboles del sitio de Kodkod tienden a ser más gruesos (38 cm \pm 12,62 cm) que los árboles del sitio de Llancalil (31,08 cm \pm 19,62 cm), mientras que Kawelluco posee un DAP promedio inferior (28,87 cm \pm 13,85 cm). Los resultados del ANOVA para la comparación en la media de los DAP entre los sitios indicaron que no hay una diferencia significativa. El “Decay Class” para los 3 sitios fue principalmente 1: “vivo y sano”, con variaciones de 2: “vivo con signos de descomposición y/o decaimiento”, y 3: “Muerto recientemente” para Llancalil, con 3,15 cavidades promedio en Kawelluco, 1,77 en Kodkod, y finalmente Llancalil con la menor cantidad de ellas con un promedio de 0,5.

Se identificaron un total de 844 árboles en todas las parcelas vegetativas de 5,6 m de radio (537 árboles con DAP \geq 12,5 cm) (Apéndice VI), de las cuales 20 son especies nativas y una exótica (*Acer pseudoplatanus*). Las especies arbóreas con más repetición fueron: coihue con 265 identificaciones (31,4%), roble con 240 identificaciones (28,4%) y lingue con 96 identificaciones (11,4%). El bosque de Kawelluco tiene la mayor riqueza de especies, con mayor abundancia de lingue (abundancia relativa (pi) = 26%) y roble (pi = 23%). Kodkod mantiene valores intermedios en comparación a los otros dos sitios para riqueza y abundancia, dominando el roble (pi = 58%). Mientras que la comunidad arbórea de Llancalil, exhibe una menor riqueza y una predominancia de coihue (pi = 94%). Esto se puede ver en la Figura 7, que corresponden a las curvas de rango-abundancia de las 3 comunidades forestales descritas en el Apéndice VII.

Los resultados del índice de Shannon-Wiener en el bosque de Kawelluco indican una diversidad relativamente alta de especies (2,20) mientras que en Kodkod se observa una diversidad media (1,61). Llancalil tiene un valor notablemente más bajo (0,33), lo que sugiere dominancia de una o pocas especies. En cuanto al índice de Simpson, los valores varían entre los tres sitios. Llancalil posee el valor más bajo (0,12), dada por la alta dominancia de especies, en particular de coihue, mientras que Kawelluco (0,85) y Kodkod (0,64) presentan valores más elevados, indicando mayor equidad en la distribución de especies en los sitios.

Cuadro 2. Atributos de la vegetación por sitio. Las variables continuas se expresan como media \pm desviación estándar (DE); las variables categóricas se expresan con la mediana y el rango de sus valores para la pendiente y el dosel superior; “decay class” se expresa con la moda y el rango de sus valores.

Variables ambientales	Kawelluco	Kodkod	Llancalil
Elevación (m s.n.m)	421,69 \pm 2,87	414,49 \pm 15,40	1066,34 \pm 20,06
Pendiente (categórico)	0,00 (0)	2,00 (1 - 2)	2,00 (0 - 3)
Densidad de Sotobosque (# contactos)	6,64 \pm 3,33	9,67 \pm 5,05	4,78 \pm 3,14
Densidad de bambú (# contactos)	0,02 \pm 0,05	1,93 \pm 4,96	1,87 \pm 2,01
Dosel superior (categórico)	3,00 (1 - 4)	2,00 (1 - 4)	3,00 (1 - 4)
Riqueza spp.	4,62 \pm 1,39	3,37 \pm 1,07	1,34 \pm 0,61
Abundancia spp.	7,12 \pm 2,37	5,57 \pm 2,61	6,17 \pm 3,21
DAP (cm)	28,75 \pm 13,9	38 \pm 12,6	31,08 \pm 19,6
“Decay class” (categórico)	0,00 (0 - 1)	0,00 (0 - 1)	1,00 (0 - 2)
Cavidades (conteo)	3,15 \pm 2,77	1,77 \pm 3,05	0,5 \pm 1,68

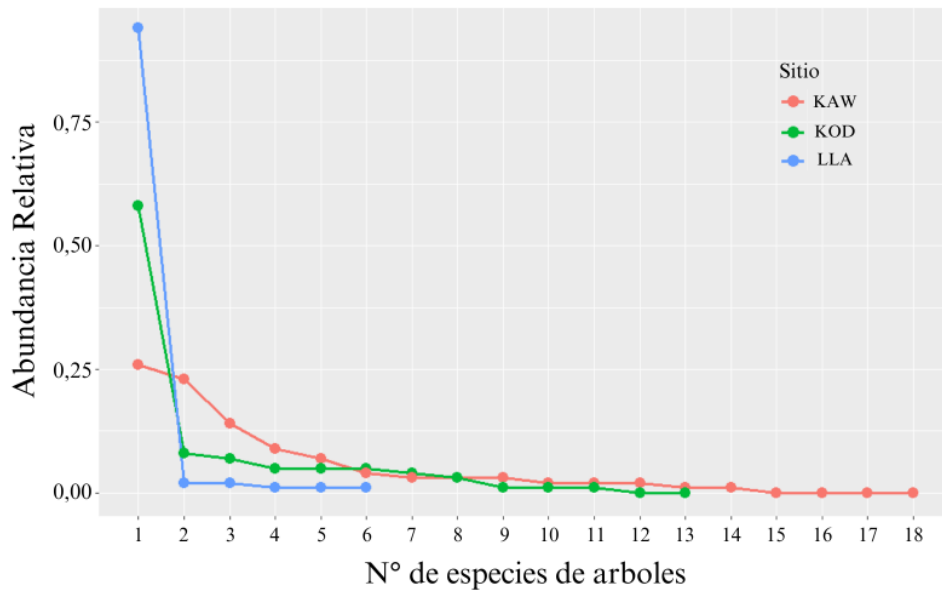


Figura 7. Curvas de rango-abundancia de las comunidades arbóreas de los 3 bosques en estudio descritas en el Apéndice VII. El rango de abundancia corresponde al rango de especies basadas en la abundancia relativa, que oscilan desde el más hasta el menos abundante (eje x). La abundancia relativa (eje y) está expresada en un eje log10 (Smith y Smith, 2007).

Análisis de correlación entre variables explicativas

Los resultados del análisis de correlación de Spearman (Apéndice VIII), indican que la variable elevación tuvo una correlación significativa con casi todas las variables, destacando una alta relación negativa con la riqueza de los árboles (-0,64; $p < 0,0001$) y positiva con el promedio de sotobosque de bambú (0,59; $p < 0,0001$). La riqueza de los árboles se relacionó positivamente con la tasa de captura de *R. rattus* (0,6; $p < 0,0001$) y negativamente con la cobertura promedio de sotobosque de bambú (-0,58; $p < 0,0001$). Por otra parte, tanto la pendiente como la cobertura promedio de sotobosque de bambú, mostraron una correlación negativa media con la tasa de captura de *R. rattus* (-0,47; $p < 0,0001$ y -0,37; $p = 0,0006$), es decir, pendientes más pronunciadas y mayor densidad de sotobosque de bambú están asociadas con una disminución en la tasa de captura de *R. rattus*.

La alta correlación de la elevación con las demás variables (8 de 10 variables $> 0,3$) podría generar ruido en el modelo. La riqueza de especies arbóreas está implícitamente relacionada a los bosques de crecimiento secundarios temprano y la cobertura de dosel tuvo solo correlación con la cobertura promedio de sotobosque (-0,33; $p = 0,0024$) que significa que, en zonas con mayor porcentaje de cobertura de dosel, hay menor cobertura de sotobosque, mientras que el DAP presentó una negativa correlación baja y significativa con la abundancia de los árboles (-0,25; $p = 0,0224$). Por otra parte, los resultados de la variable cavidades muestran una correlación significativa con la riqueza de árboles (0,51; $p < 0,0001$).

Finalmente, las variables candidatas para el modelo son: pendiente, cobertura de dosel superior, DAP, “decay class”, cobertura promedio de sotobosque, cobertura promedio de sotobosque de bambú, abundancia de árboles y tasa de captura de *R. rattus*.

GLMM con distribución Binomial Negativa

De las variables seleccionadas, se construyeron 256 modelos alternativos anidados, incluyendo el modelo nulo y el modelo global.

Los mejores modelos rankeados por el valor de AICc más bajo y con mayor soporte ($\Delta \text{AICc} \leq 2$) para la tasa de captura de *D. gliroides* contuvieron entre una y dos variables ambientales, los que se pueden ver en el Cuadro 3. El primer modelo y mejor rankeado solo presenta la variable pendiente, con un AICc de 358,3 y una probabilidad de que sea el mejor modelo entre el conjunto de modelos (peso relativo o “AICc Weight” en inglés) más alta, lo que sugiere que es el mejor en términos de equilibrio entre ajuste y simplicidad. En el Cuadro 4, la estimación de los parámetros de los modelos seleccionados, exhiben que el modelo que contiene únicamente la variable pendiente en su término lineal (Pendiente.L) es estadísticamente significativa en la variable respuesta ($p = 0,02$). El coeficiente positivo de la variable pendiente ($\beta = 1,28$) sugiere que, a medida que aumentan las categorías de la pendiente (de plano a pendiente extrema), hay un aumento lineal en la tasa de captura de *D. gliroides*. Los otros modelos entregan valores significativos para la variable pendiente ($p < 0,05$) pero no se observan valores significativos para la otra variable que la acompaña.

A pesar de la inclusión de múltiples variables ambientales en el modelo para analizar si explican un aumento o disminución significativo en la tasa de captura de *D. gliroides*, solo la pendiente resultó ser estadísticamente significativa, por lo que no hay suficiente evidencia para concluir que la tasa de captura de *R. rattus* como el resto de las otras variables ambientales tienen un efecto sobre la variable respuesta.

Cuadro 3. Mejores modelos con soporte equivalente ($\Delta \text{AIC} < 2$) en función de los atributos del hábitat.

N°	Estructura	K	AICc	ΔAICc	AICc.Wt	Cum.Wt	LL
1	pendiente	6	358,37	0,00	0,05	0,05	-172,64
2	modelo_nulo	3	358,59	0,23	0,05	0,10	-176,15
3	prom_bambu	4	359,11	0,74	0,04	0,14	-175,30
4	cr_100_rat	4	359,16	0,80	0,04	0,17	-175,33
5	cr_100_rat + pendiente	7	359,80	1,43	0,03	0,20	-172,16
6	prom_bambu + pendiente	7	359,87	1,51	0,03	0,23	-172,20
7	DAP+ pendiente	7	359,88	1,51	0,03	0,25	-172,20
8	cr_100_rat + prom_bambu	5	359,93	1,56	0,02	0,28	-174,58
9	decay + pendiente	8	360,09	1,73	0,02	0,30	-171,09
10	abund_tree	4	360,23	1,86	0,02	0,32	-175,86

(continúa)

Cuadro 3. (Continuación).

N°	Estructura	K	AICc	Δ AICc	AICc.Wt	Cum.Wt	LL
11	prom_sotob	4	360,27	1,90	0,02	0,34	-175,88
12	prom_sotob + pendiente	7	360,32	1,95	0,02	0,36	-172,42

Cuadro 4. Resultados de la estimación de los parámetros de los modelos seleccionados previamente en base al AIC, incluyendo el intercepto de cada modelo y las variables categóricas descompuestas en polinomios ortogonales.

Variables	Coef. (β)	Std. Error	Z	P
1. Modelo pendiente				
(intercepto)	-3,62	0,24	-15,10	<2e-16*
Pendiente(L)	1,28	0,55	2,33	0,02*
Pendiente(Q)	0,58	0,48	1,20	0,23
Pendiente(C)	0,03	0,40	0,08	0,94
2. Modelo nulo				
(intercepto)	-3,78	0,25	-15,04	<2e-16*
3. Modelo prom_bambu				
(intercepto)	-3,89	0,24	-16,49	<2e-16 *
Prom_bambu	0,07	0,06	1,08	0,28
4. Modelo cr_100_rat				
(intercepto)	-3,67	0,22	-16,93	<2e-16 *
Cr_100_rat	-0,03	0,03	-1,32	0,19
5. Modelo cr_100_rat + pendiente				
(intercepto)	-3,57	0,25	-14,53	<2e-16 *
Pendiente(L)	1,20	0,55	2,18	0,03*
Pendiente(Q)	0,60	0,48	1,27	0,21
Pendiente(C)	-0,04	0,40	-0,10	0,92
Cr_100_rat	-0,03	0,03	-0,99	0,32
6. Modelo prom_bambu + pendiente				
(intercepto)	-3,71	0,25	-14,60	<2e-16 *
Pendiente(L)	1,20	0,55	2,17	0,03*
Pendiente(Q)	0,63	0,48	1,31	0,19
Pendiente(C)	0,03	0,39	0,08	0,93
Prom_bambu	0,04	0,05	0,86	0,39
7. Modelo dap + pendiente				
(intercepto)	-4,01	0,48	-8,32	<2e-16 *
Pendiente(L)	1,38	0,55	2,48	0,01*
Pendiente(Q)	0,75	0,51	1,47	0,14
Pendiente(C)	-0,01	0,40	-0,03	0,97
Dap	0,01	0,01	0,89	0,37

(continúa)

Cuadro 4. (Continuación).

Variables	Coef. (β)	Std. Error	Z	P
8. Modelo cr_100_rat + prom_bambu				
(intercepto)	-3,79	0,23	-16,22	<2e-16*
Cr_100_rat	-0,03	0,03	-1,22	0,22
Prom_bambu	0,06	0,06	1,06	0,29
9. Modelo decay + pendiente				
(intercepto)	-3,48	0,59	-5,92	3,22e-09*
Decay(L)	0,29	1,20	0,25	0,81
Decay(Q)	0,78	0,76	1,03	0,31
Pendiente(L)	1,52	0,55	2,74	0,01*
Pendiente(Q)	0,79	0,48	1,62	0,10
Pendiente(C)	-0,04	0,40	-0,09	0,93
10. Modelo abund_tree				
(intercepto)	-4,14	0,54	-7,69	1,48e-14*
Abund_tree	0,05	0,07	0,76	0,45
11. Modelo prom_sotob				
(intercepto)	-3,99	0,39	-10,33	<2e-16*
Prom_sotob	0,03	0,04	0,70	0,48
12. Modelo prom_sotob + pendiente				
(intercepto)	-3,80	0,36	-10,60	<2e-16*
Pendiente(L)	1,26	0,55	2,31	0,02*
Pendiente(Q)	0,65	0,49	1,33	0,18
Pendiente(C)	0,01	0,40	0,02	0,98
Prom_sotob	0,02	0,04	0,63	0,53

*Indica significancia estadística a un nivel de $p < 0,05$. Polinomios ortogonales: L corresponde al termino lineal, C al termino cuadrático y Q al termino cúbico.

Análisis de interacciones interespecíficas de *R. rattus* y *D. gliroides*

Patrones de actividad y superposición temporal

Patrones de actividad diaria de *D. gliroides* y *R. rattus*. Los análisis de actividad temporal de *D. gliroides* y *R. rattus* asociados al ciclo diurno-nocturno sugieren un comportamiento nocturno en ambas especies. *D. gliroides*, para los tres sitios de estudio, revela un aumento de actividad entre las 12:00 h y 18:00 h con un “peak” entre las 19:00 h y 20:00 h. A continuación del “peak”, la actividad es relativamente constante hasta las 04:00 h, decreciendo hasta las 06:00 h (Figura 8). Estos resultados sugieren que, durante el invierno, *D. gliroides* exhibe hábitos nocturnos con “peaks” de mayor actividad en condiciones de oscuridad total y periodos de descanso que se observan principalmente durante la mañana y las primeras horas de la tarde, considerando que en esta época el atardecer ocurre alrededor de las 17:30 h. No obstante, este patrón no es completamente uniforme entre los sitios,

presentando variaciones menores posiblemente relacionadas a los hábitos conductuales asociadas a los sitios de estudio. En el caso de *R. rattus* (Figura 9), no se observaron variaciones en los patrones de actividad entre los sitios donde está presente (KAW y KOD), mostrando un patrón de actividad nocturno. La mayor actividad se registró alrededor de las 19:00 y las 00:00 h. A partir de las 03:00 h comienza a disminuir hasta alcanzar su punto más bajo de actividad entre las 07:00 h y las 12:00 h, donde comienza nuevamente a incrementar el número de detecciones.

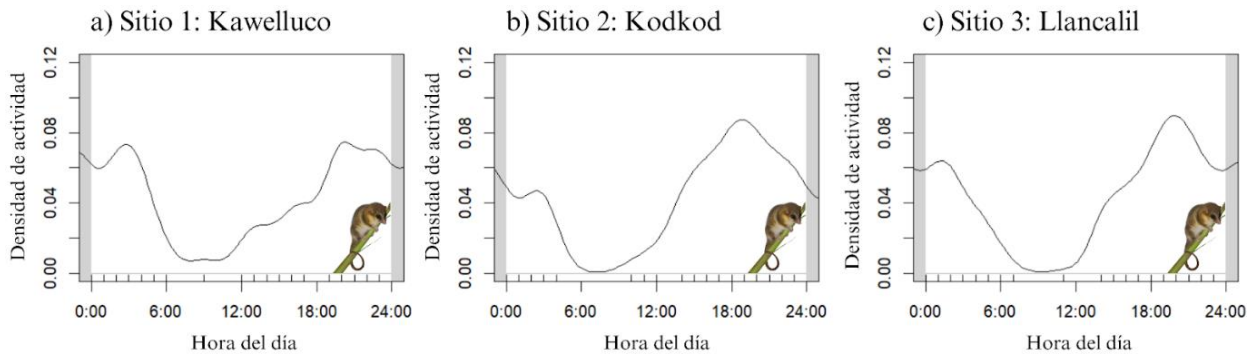


Figura 8. Gráfico de función de densidad de Kernel para patrones de actividad de *D. gliroides* en los 3 sitios de estudio, donde una mayor densidad representa mayor actividad.

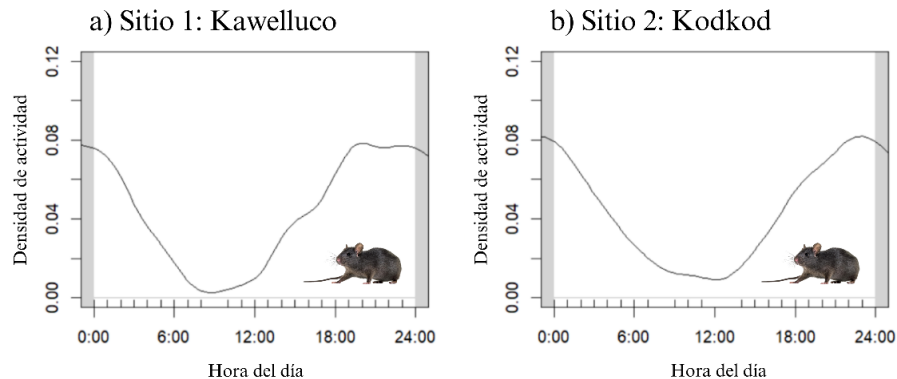


Figura 9. Gráfico de función de densidad de Kernel para patrones de actividad de *R. rattus* en los 2 sitios de estudio, donde una mayor densidad representa mayor actividad.

Superposición temporal de *D. gliroides* y *R. rattus* entre sitios. Las diferencias en los patrones de actividad por especie en los diferentes sitios no fueron significativas (Figura 10). La superposición en los patrones de actividad de *D. gliroides* en Llancalil osciló entre un 87% y 89% con los patrones de actividad de Kodkod y con Kawelluco ($p > 0,05$) respectivamente. En Llancalil tiene un “peak” de actividad mayor y más pronunciado que el de Kawelluco, como también un periodo de actividad casi nulo, mientras que en Kawelluco se mantiene bajo, pero con una actividad mínima.

Por otra parte, Llancalil con Kodkod presentan curvas muy similares, pero en Kodkod comienza su actividad aproximadamente 1 hora antes y, en su periodo de actividad alrededor de las 0:00, Llancalil presenta otro “peak” que es mayor que el que presenta en Kodkod.

Rattus rattus, al igual que *D. gliroides*, presenta curvas muy similares para los 2 sitios, comenzando aproximadamente una hora antes su actividad en Kawelluco a diferencia de Kodkod, teniendo su primer “peak” de actividad alrededor de las 19:00 h y un poco antes que el que se visualiza para Kodkod.

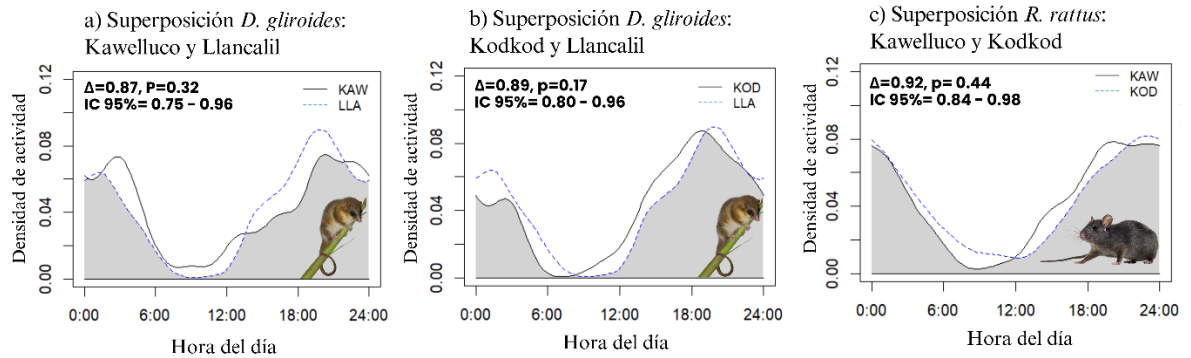


Figura 10. Superposición temporal del patrón de actividad de *D. gliroides* en Llançalil con los otros 2 sitios y de *R. rattus* en los 2 sitios que está presente.

Superposición temporal entre *D. gliroides* y *R. rattus*. La superposición en los patrones de actividad osciló entre un mínimo del 78% en Kodkod con una diferencia significativa ($p = 0,004$), y un máximo del 89% en Kawelluco donde no hay diferencia estadísticamente significativa ($p = 0,51$) (Figura 11).

Si bien en Kawelluco las especies muestran una alta superposición en sus patrones de actividad, no hay evidencia significativa de segregación temporal. En Kodkod, *D. gliroides* no tiene actividad a las 06:00 h mientras que *R. rattus* sí registra actividad. Antes de las 12:00 hr, cuando *R. rattus* decrece levemente (su periodo de menor actividad), *D. gliroides* comienza a aumentar su actividad. Luego *R. rattus* vuelve a aumentar, pero con un desfase de alrededor de 2 h a la actividad de *D. gliroides*, el cual tiene un “peak” de actividad a las 19:00 h aproximadamente hasta comenzar a decrecer, y en paralelo *R. rattus* tiene su “peak” alrededor de las 24:00 h donde comienza a descender. Además, las dos especies muestran una superposición moderada en sus patrones de actividad, que es significativamente diferente de lo esperado al azar ($p = 0,004$), es decir, que hay evidencia para concluir que hay un efecto real. Lo que sugiere que hay una cierta segregación temporal en los patrones de actividad de las dos especies, probablemente como una estrategia para reducir la competencia directa.

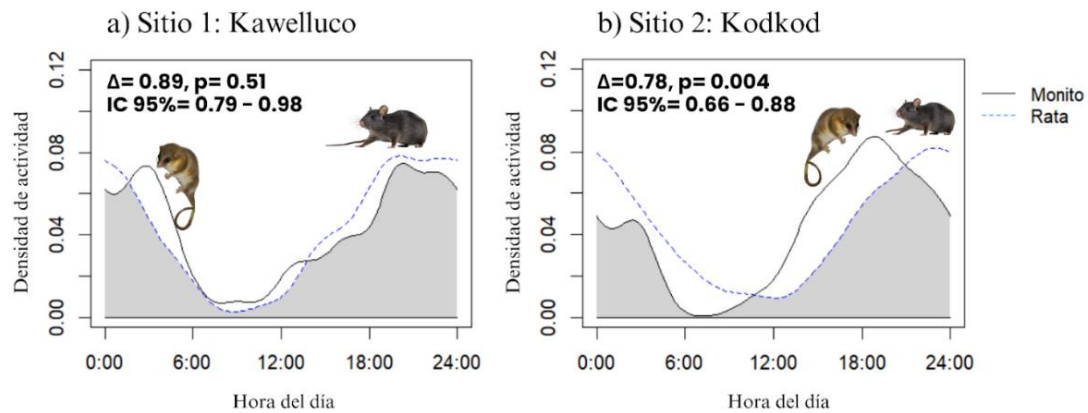


Figura 11. Superposición de patrones de actividad temporal de *R. rattus* y *D. gliroides* en Kawelluco y Kodkod.

Co-ocurrencia espacial

En el análisis se observó que *D. gliroides* y *R. rattus* coexisten en el 37,7% de las cajas-nido muestreadas ($Q_{obs} = 21$ cajas-nido, $n = 56$), con *D. gliroides* presente en el 48,2% de las cajas ($n = 27$) y *R. rattus* en el 67,2% ($n = 38$). Bajo la suposición de independencia, la co-ocurrencia esperada (Q_{exp}) fue de 18,3 cajas-nido. La probabilidad de observar 21 o más co-ocurrencias, si las especies se distribuyen independientemente, fue baja (5,66%), lo que sugiere una mayor co-ocurrencia que la esperada por azar. Sin embargo, los valores de probabilidad p para co-ocurrencias menores ($P_{lt} = 0,97$) y mayores ($P_{gt} = 0,11$) que el número observado indican que no existe una diferencia significativa entre la co-ocurrencia observada y la esperada. Esto implica que, aunque la frecuencia de co-ocurrencia fue ligeramente mayor que la esperada, la co-ocurrencia de estas dos especies en las cajas-nido muestreadas no se debe a una relación ecológica específica, sino que puede explicarse por una distribución aleatoria de ambas especies en el área de estudio.

DISCUSIÓN

Tasa de captura de *D. gliroides* y *R. rattus*

Este estudio proporciona nueva información sobre la coexistencia entre *D. gliroides* y *R. rattus* mediante el uso de cavidades artificiales. Se evidenció la capacidad adaptativa de *D. gliroides* al utilizar las cajas-nido en los 3 sitios de estudio, con una tasa de captura proporcional según el grado de perturbación del bosque. Asociado a bosques de *Nothofagus* con un sotobosque denso de bambú (Rodríguez-Cabal y Branch, 2011), *D. gliroides* exhibió una mayor tasa de captura en el sitio de Llançalil, siendo 2,67 mayor que en Kawelluco y 1,8 veces mayor que en Kodkod.

La presencia de *D. gliroides* en los sitios de Kawelluco y Kodkod, sugieren que esta especie puede prosperar en remanentes de bosque secundario, lo cual es consistente con lo observado por Fontúrbel *et al.* (2012), quienes reportaron una selección de hábitat significativa y positiva tanto para rodales maduros como secundarios, pero sólo si dichos fragmentos de bosque conservan elementos estructurales clave como troncos caídos, hojarasca, arbustos y una densa cobertura de bambú. La baja tasa de captura en Kawelluco podría estar relacionada con la extracción de detritos leñosos para distintos usos (*e.g.*, leña, construcción) y especialmente por la ausencia de sotobosque de bambú, elementos críticos para el refugio y la supervivencia de *D. gliroides*. En contraste, estudios realizados en Argentina han documentado un efecto negativo de la fragmentación del bosque en las densidades de *D. gliroides* (Rodríguez-Cabal *et al.*, 2007).

Además del tipo de bosque presente en cada sitio, la tasa de captura de *D. gliroides* podría estar directamente relacionada con factores ambientales como la temperatura ambiental y la disponibilidad de alimento, los cuales influyen en que *D. gliroides* experimenta episodios diarios o prolongados de letargo (Nespolo *et al.*, 2010). Nespolo *et al.* (2021) destaca que el cambio climático constituye una grave amenaza para la supervivencia de este marsupial, ya que un incremento térmico de 2 a 3° C durante los períodos invernales podría inducir la transición del letargo a la normotermia, un estado en el que el consumo energético es diez veces mayor que durante el letargo (Fontúrbel *et al.*, 2022).

La privación de alimentos también podría tener un impacto en el comportamiento de *D. gliroides*. Haleem (2009) demostró que, en la mayoría de los mamíferos, la privación de alimentos provoca hiperactividad debido a la disminución de los niveles de serotonina en el cerebro. Esto sugiere la posibilidad de nuevos estudios que exploren cómo los cambios de temperatura y la falta de recursos alimenticios podrían alterar su periodo de letargo y afectar su condición física. Fontúrbel *et al.* (2014) encontraron que la actividad nocturna de esta especie varía significativamente a lo largo del año, y está estrechamente relacionada con la disponibilidad de frutos carnosos. La tasa de captura observada en los sitios de Kawelluco y

Kodkod podría estar vinculada a visitas esporádicas a las cajas-nido, posiblemente en busca de alimento como insectos u otros recursos disponibles en el área. Este comportamiento podría incrementar el riesgo de interferencia intra o interespecífica y conducir a un gasto energético innecesario, reduciendo así la aptitud física de *D. gliroides* (Gálvez *et al.*, 2021). Sin embargo, es necesario profundizar sobre su ecología y comportamiento para identificar otras actividades conductuales, además del acceso y búsqueda de recursos alimenticios y de cavidades como, por ejemplo, deambulación territorial, reproducción, etc.

Rattus rattus presentó un elevado número de registros en Kawelluco, con una tasa de captura 8,54 veces mayor a la de *D. gliroides*. Esto evidencia que la transformación de espacios naturales por perturbaciones antrópicas genera condiciones ambientales para la expansión de *R. rattus* (Lobos *et al.*, 2005b). Además, el comportamiento de apropiación de un refugio requiere de un bajo costo energético para esta especie, lo que facilita su establecimiento e invasión de los diferentes hábitats (Borroto-Paez, 2013). Sin embargo, la ocupación de las cajas-nido por *R. rattus* requirió modificaciones, como roer el agujero de entrada para adaptarlo a su tamaño.

Influencia de variables ambientales en la tasa de captura de *D. gliroides*

La variable pendiente del área de estudio se destacó como un factor significativo para la tasa de captura de *D. gliroides*. Las áreas con distintos grados de inclinación parecen influir en la presencia y actividad de esta especie, lo cual se asimila con lo mencionado por Lopez-Arevalo *et al.* (1993) sobre el marsupial *C. obscurus*, que utiliza cavidades formadas por raíces de árboles en microhabitats caracterizados preferentemente por pendientes pronunciadas, que lo protegen de la lluvia y de los fuertes vientos. Por otra parte, los asentamientos humanos suelen ubicarse en valles y zonas de menor pendiente, lo que está estrechamente relacionado con la pérdida de atributos ambientales y la abundancia de *R. rattus* (Altamirano *et al.*, 2012; Lobos *et al.*, 2005b). A su vez, la importancia de características topográficas, como la pendiente, en la distribución y comportamiento de especies forestales, influyen en la fauna que habita estos entornos. La variación topográfica puede modificar el microclima, el drenaje, la estructura del sotobosque y la disponibilidad de nutrientes y hábitats a lo largo de los gradientes (Rodríguez, 2019). El sitio de Llancalil registró pendientes más pronunciadas, lo que contribuye a que perturbaciones naturales como la caída de grandes árboles o deslizamientos de tierra generen aperturas en el dosel, permitiendo que el bambú domine el sotobosque, una estructura fundamental para que *D. gliroides* se alimente, refugie y/o reproduzca (Ibarra *et al.*, 2018).

A pesar de que *R. rattus* y *D. gliroides* comparten hábitos arborícolas (Lobos *et al.*, 2005a; Lobos *et al.*, 2005b), *D. gliroides* posee adaptaciones morfológicas específicas, como una cola larga y prensil y pulgares oponibles en las extremidades posteriores, que le confieren una gran agilidad para trepar y aprovechar el dosel del bosque y su estructura tridimensional (MMA, 2019). Sin embargo, la falta de significancia de las otras variables ambientales

medidas, incluida la tasa de captura de *R. rattus*, sugiere que, en los sitios estudiados durante el invierno austral, estos factores no tuvieron un impacto directo significativo sobre *D. gliroides* en términos de su tasa de captura. Esto podría estar relacionado con el estado de letargo fisiológico que experimenta durante los meses de estudio, o por la falta de variables ambientales del espacio tridimensional que no fueron consideradas (Fontúrbel *et al.*, 2022).

En Kawelluco, que exhibe la mayor tasa de captura de *R. rattus* y la menor tasa de captura del marsupial, se asocia directamente con la preferencia de construir asentamientos humanos en áreas sin pendiente. La fragmentación del hábitat debido al cambio en el uso de tierra, en este caso particular, caracterizada por parches de sotobosque muy denso con árboles juveniles alternados entre suelos desnudos correspondientes a caminos o nuevos proyectos de los propietarios, crea un escenario de riesgo, debido a que el hábitat adecuado para *D. gliroides* se reduce y se degrada cada vez más. Fontúrbel *et al.* (2012) explican cómo la fragmentación tiene un efecto negativo en la abundancia de *D. gliroides* ya que no puede desplazarse eficientemente en condiciones de hábitats abiertos, confinado a fragmentos de bosque existentes que podrían causar su extinción local. Adicionalmente, otros estudios evidencian la relación directa de *D. gliroides* con especies de bambú para nidificar. Por el contrario, *R. rattus* utiliza en proporciones similares hojas de *Boquila trifoliolata*, *Persea lingue* y *Lapageria rosea* (Honorato *et al.*, 2016). Estas especies están presentes principalmente en Kawelluco, lo que coincide con una mayor presencia de *R. rattus*.

En Australia, se realizó un estudio que analiza el uso del hábitat por el marsupial falangero de cola de cepillo (*Phascogale tapoatafa*), mencionando que prefiere árboles con un DAP mayor a 80 cm para establecer sus nidos (Van der Ree *et al.*, 2001). Sin embargo, el estudio de Gallardo (2003) sobre el efecto del diámetro de los árboles en la conducta trepadora de micromamíferos de Chile, explica que la habilidad trepadora de los marsupiales como *D. gliroides* y la yaca (*Thylamys elegans*) les permite utilizar el espacio vertical en forma homogénea y no verse afectados por una reducción en los diámetros de los fustes de los árboles. En Llançalil, donde se registró la mayor tasa de captura de *D. gliroides*, no se observó un DAP promedio superior en comparación con el bosque de Kodkod. La diferencia en las tasas de captura de *D. gliroides* puede atribuirse al efecto de paisaje, dado que las cajas-nido en Llançalil están ubicadas en un bosque homogéneo con un sotobosque donde predomina el bambú. En contraste, en Kodkod y Kawelluco, los árboles juveniles coexisten con remanentes de árboles con DAP significativamente superiores al promedio, donde pueden existir más cavidades naturales. Este mosaico heterogéneo podría influir en la distribución y comportamiento de las especies que dependen de microhábitats específicos asociados a estructuras arbóreas más complejas (Concha *et al.*, 2023).

Se ha demostrado que una mayor complejidad del hábitat disminuye las relaciones negativas al proporcionar mayor cantidad de nichos para una diversidad amplia de organismos (Caviedes e Ibarra, 2017; Concha *et al.*, 2023). Sin embargo, esto contrasta con la cantidad de cavidades identificadas en los sitios estudiados. En Kawelluco se registró un número superior de cavidades naturales en comparación con los otros sitios, pero estas se encontraron predominantemente en árboles remanentes con grados de descomposición, lo que coincide

con la evidencia presentada por Rodríguez (2018), quien señala que la cantidad de cavidades para nidificar aumenta con la edad y el diámetro del árbol. Un estudio realizado por Ibarra *et al.* (2020b) en bosques templados andinos, indica que existe un excedente de cavidades en bosques antiguos, alcanzando 352 cavidades por hectárea. Por lo tanto, la disponibilidad de sitios para anidar no parece un factor limitante, incluso en ciertos bosques secundarios, donde la densidad de cavidades puede llegar a 176 por hectárea. Esta alta disponibilidad se atribuye a la presencia de árboles muertos en pie, que aumentan la complejidad estructural y que podría disminuir las relaciones negativas proporcionando más cavidades para *D. gliroides* (Caviedes e Ibarra, 2017). No obstante, a diferencia de metodologías específicas y/o más complejas para la identificación de cavidades arbóreas, este estudio sólo consideró aquellos árboles que presentaban cavidades visibles mediante una evaluación visual. Este factor podría ser relevante para estudiar y determinar la tasa de captura en investigaciones futuras, sugiriendo la necesidad de utilizar métodos complementarios para una identificación más precisa de las cavidades.

Estos patrones sucesionales reflejan la complejidad estructural de los bosques en estudio, lo que reafirma la idea de que los bosques de edad madura son un importante tipo de hábitat para distintas especies, como también la complejidad de ciertas etapas del bosque secundario puede ser mayor que en los rodales maduros debido a la presencia de legados estructurales del hábitat (Lindenmayer y Noss, 2006; Caviedes e Ibarra, 2017). Le Roux *et al.* (2018) reafirman la importancia ecológica de los “scattered trees”, árboles remanentes aislados prominentes de los paisajes modificados por el hombre, que son identificados como estructuras ecológicas clave al proporcionar beneficios de hábitat desproporcionados para la biota en relación con su tamaño y edad. Por lo tanto, futuras investigaciones deberían considerar un análisis más específico del hábitat donde se encuentra la especie en estudio, incluyendo variables representativas de las diversas interacciones entre atributos ambientales, como los “scattered trees” que, a nivel local, proporcionan microclimas distintos y elementos estructurales fundamentales (Le Roux *et al.*, 2018), como cavidades para *D. gliroides*.

Análisis de las interacciones interespecíficas entre *D. gliroides* y *R. rattus*

Los patrones de actividad temporal de *D. gliroides* y *R. rattus* exhibieron un comportamiento nocturno en ambas especies. La actividad de *D. gliroides* se incrementa al anochecer y durante las primeras horas de la noche, aunque este patrón no es completamente uniforme entre los sitios, presentando variaciones menores. En particular, Fontúrbel *et al.* (2014) detallan que la actividad de *D. gliroides* durante el verano austral, comienza alrededor de las 19:00 h y culmina cerca de las 7:00 h, alcanzando su punto máximo a las 2:00 h, lo que sugiere un patrón de actividad bien definido durante la noche. Este hábito nocturno se explica por la capacidad de *D. gliroides* para localizar alimentos mediante el olfato, el oído, y su visión adaptada para percibir colores en el espectro ultravioleta-infrarrojo, habilidades que le permiten ser un recolector eficiente en condiciones de baja luz (Fontúrbel *et al.*, 2022).

El periodo de menor actividad coincide con las horas de luz del día, sugiriendo que evitan la actividad diurna para reducir el riesgo de depredación y competencia, como también la conservación de su energía. La fase lunar también juega un papel crucial en la actividad de *D. gliroides*, ya que Fontúrbel *et al.* (2014) observaron una mayor actividad entre la luna nueva y el cuarto creciente, cuando la visibilidad es menor, lo que podría estar asociado con el riesgo de depredación. En cuanto a *R. rattus*, Salgado *et al.* (2022) encontraron que esta especie también presenta un patrón de actividad predominantemente nocturno, adaptándose a condiciones ambientales similares a las de *D. gliroides*, lo que podría intensificar la competencia interespecífica en hábitats compartidos.

Además, los patrones de actividad de *D. gliroides* y *R. rattus* a través de los diferentes sitios reflejan una estabilidad en su comportamiento y una fuerte adaptación a sus nichos ecológicos respectivos (Gallardo, 2003). Aunque *R. rattus* también muestra patrones de actividad consistentes, presenta una ligera variación en el tiempo de inicio de su actividad nocturna entre los sitios que puede deberse a diferencias locales en la competencia por recursos o en las condiciones ambientales específicas de cada sitio. De igual forma, una mayor abundancia de *R. rattus* puede cambiar la composición y abundancia original de depredadores, como zorros, búhos, gatos guña, e incluso perros y gatos domésticos, incrementando así la presión depredadora en la comunidad biológica (Borroto-Paez, 2013).

Los resultados de la superposición de los patrones de actividad temporal de *D. gliroides* con la de *R. rattus* en Kawelluco, exhiben una alta superposición, pero con falta de evidencia de segregación temporal significativa. Esto sugiere que ambas especies pueden estar compartiendo recursos similares (*e.g.*, alimentación, refugio), lo que podría reflejar una menor plasticidad temporal de *D. gliroides*. Alternativamente, podría indicar que *D. gliroides* no está subordinado a *R. rattus* en términos de acceso a recursos, es decir, que la presencia de *R. rattus* no impone una restricción temporal significativa sobre las actividades de *D. gliroides*.

A pesar de la falta de evidencia de segregación temporal significativa en Kawelluco, el comportamiento agresivo de *R. rattus* hacia los roedores nativos en bosques templados andinos, reportado por Salgado *et al.* (2022), podría influir en la dinámica de interacción entre ambas especies. En Kodkod, la variación significativa en la superposición de patrones de actividad indica que, a pesar de la alta superposición en general, hay momentos del día en los que *R. rattus* y *D. gliroides* tienden a evitarse. Esto es más evidente con la observación de que *D. gliroides* comienza a aumentar su actividad cuando *R. rattus* está en su periodo de menor actividad. Este desfase temporal podría ser una estrategia de segregación temporal para reducir la competencia por adquisición de alimentos, refugio y evitación de peligros durante la noche.

Los datos de co-ocurrencia también sugieren que la distribución espacial de *D. gliroides* y *R. rattus* en las cajas-nido muestreadas es independiente, es decir, que la presencia de una especie no influye significativamente en la presencia de la otra. Es probable que no haya una fuerte competencia por refugios e incluso pequeñas diferencias en la preferencia por los

microhábitats, que incluye la disponibilidad para nidificar, así como en la disponibilidad de recursos alimenticios, puedan permitir la división de nichos entre estas especies y su posterior coexistencia en algunas áreas (Mcgregor *et al.*, 2022). Donadio y Buskirk (2006) sugirieron que las similitudes taxonómicas y espaciales entre especies, así como las similitudes en tamaño y presa, determinan la intensidad y la forma de las interacciones biológicas que ocurren entre ellas. Además de presentar patrones de actividad temporales similares, *R. rattus* como *D. gliroides* son omnívoros y ambas especies se ven influenciadas en su distribución espacial por la distribución de las plantas y sus presas. Una superposición dietética puede ser un impulsor de la competencia interespecífica, influenciada por la abundancia de recursos alimentarios, con un mayor potencial de interacciones durante períodos de baja disponibilidad de recursos alimentarios (Fontúrbel *et al.*, 2012). Sin embargo, la dieta de *R. rattus* podría ser significativamente más flexible que la de *D. gliroides*, ya que posee un historial de depredar pequeños roedores nativos y aves (Salgado *et al.*, 2022), lo que sugiere una mayor independencia espacial debido a su capacidad de selección de alimentos. No obstante, esta flexibilidad dietaria no descarta una posible interacción negativa con *D. gliroides*, lo que podría tener consecuencias adversas para el marsupial debido a la competencia por recursos y las conductas agresivas de *R. rattus*.

La evidencia en Tuggerah, Australia, basada en observaciones incidentales, muestra que *R. rattus* interfirieron a los planeadores arborícolas *Petaurus breviceps* y *Petaurus norfolcensis*, sin llegar a excluirlos, cuando obtenían exudados de zarza, una fuente de alimento escasa. En contraste, no se observaron interacciones negativas cuando ambas especies se alimentaban de flores, lo que puede atribuirse a la abundante disponibilidad de néctar y polen durante el periodo de observación (Mcgregor *et al.*, 2022).

En base al estudio de Mcgregor *et al.* (2022), este patrón sugiere que, en un invierno austral con condiciones de escasez de recursos, *R. rattus* puede entrar en competencia directa por recursos alimenticios con especies nativas, pero no tener un impacto negativo a gran escala en *D. gliroides*, debido a su capacidad de entrar en un estado de letargo, disminuyendo la presión competitiva por alimentos. Mientras que, en situaciones donde los recursos sean más abundantes o diversos (durante la floración y fructificación), es posible que *R. rattus* muestre una coexistencia neutral. No obstante, durante los episodios en los que *D. gliroides* emerge del letargo, es posible que compitan por los recursos alimentarios, lo que podría resultar en un desplazamiento o depredación por parte de *R. rattus*. Este fenómeno requiere estudios adicionales para evaluar cómo las interacciones interespecíficas son moduladas por la disponibilidad de recursos.

Limitaciones y direcciones futuras

La heterogeneidad entre los puntos muestreados dentro de un mismo sitio pudo dificultar la convergencia de factores estructurales comunes en la vegetación y en los patrones de interacción de las especies estudiadas (Godoy-Güinao *et al.*, 2023; Gallardo, 2003). En

algunas parcelas, la distribución del sotobosque mostró una alta heterogeneidad, con áreas sin presencia de sotobosque y otras con diferente grado de desarrollo

La habilidad trepadora de *R. rattus* y la presencia de *D. gliroides*, que es significativamente mayor en estratos superiores del bosque (McGregor *et al.*, 2022; Godoy-Güinao *et al.*, 2023), sugieren ampliar las variables ambientales en futuros estudios a estratos más altos, considerando la densidad de dosel sobre los 3 m, incorporando cámaras trampa en distintos niveles verticales (*e.g.*, suelo forestal, sotobosque, dosel inferior, dosel superior). Esto podría mejorar la interpretación y comprensión de la influencia del microhábitat sobre las interacciones de *D. gliroides* y *R. rattus*. Por otra parte, la metodología empleada para identificar cavidades arbóreas se basó únicamente en observaciones visuales, lo que podría haber subestimado la disponibilidad de cavidades en los sitios de estudio. Ibarra *et al.* (2020b), a través del monitoreo de nidos en cavidades, crearon un factor de corrección para estimar cavidades según la especie arbórea, el cual podría proporcionar una estimación más exacta de la disponibilidad de cavidades en el hábitat.

Respecto a la representatividad de los patrones de actividad temporal y la co-ocurrencia espacial entre *D. gliroides* y *R. rattus*, puede estar limitada por el número de sitios monitoreados y la duración del estudio. Para una comprensión más robusta de su coexistencia, futuros estudios deberían incorporar un monitoreo a largo plazo, en una mayor diversidad de sitios y épocas del año, tanto con presencia como con ausencia de *R. rattus*. Además, sería esencial evaluar las interacciones entre múltiples variables ambientales y su efecto combinado en la distribución y comportamiento de las especies, particularmente en las estaciones de primavera e invierno, cuando las temperaturas y la disponibilidad de recursos varían significativamente. El uso de tecnologías complementarias, como los radio collares y el análisis genético, podría proporcionar datos más precisos sobre las preferencias de hábitat y las dinámicas de interacción entre especies nativas e invasoras.

Finalmente, es recomendable explorar cómo el cambio climático podría influir en la fisiología y el comportamiento de *D. gliroides*, especialmente en relación con su letargo y la disponibilidad de alimento, lo cual puede cambiar estructuralmente sus patrones de actividad.

CONCLUSIONES

Este estudio revela que la tasa de captura de *D. gliroides* es mayor en sitios donde no se detecta la presencia de *R. rattus*. Entre las variables analizadas, la pendiente fue la única significativamente relacionada con el aumento de la tasa de captura de *D. gliroides*. Además, solo en un sitio de bosque secundario se observó plasticidad en el patrón de actividad de *D. gliroides* en simpatría temporal con *R. rattus*, como estrategia para evitar encuentros. Estos hallazgos sugieren que *D. gliroides* podría ajustar su comportamiento temporal para minimizar la probabilidad de interacción en un ambiente compartido. La complejidad estructural de los bosques secundarios con “scattered trees”, influye tanto en la diversidad de especies como en el funcionamiento del ecosistema. Las zonas más remotas mantienen un conjunto de atributos sin contacto estrecho con el humano y la presencia de *R. rattus*, asociando la mayor tasa de captura de *D. gliroides* cuando las pendientes son más pronunciadas, ya que posiblemente favorecen la ocurrencia de perturbaciones naturales, como la caída de grandes árboles o deslizamientos de tierra. Esto genera reservas de árboles caídos y aperturas en el dosel, donde se establece el bambú, mejorando el hábitat para *D. gliroides*. Es fundamental profundizar en la relación entre la pendiente y las variables ambientales que desempeñan un papel crucial en la conservación de la biodiversidad.

El manejo de especies exóticas puede ser vital para la recuperación de la fauna nativa, así como estrategias para la conservación de áreas con “scattered trees” y áreas con un alto grado de naturalidad para minimizar su presencia en áreas críticas.

BIBLIOGRAFÍA

- Aizen, M. A., Vázquez, D. P., y Smith-Ramírez, C. (2002). Historia natural y conservación de los mutualismos planta-animal del bosque templado de Sudamérica austral. *Revista Chilena de Historia Natural*, 75(1). <https://doi.org/10.4067/s0716-078x2002000100008>
- Altamirano, T. A. (2014). *Breeding ecology of cavity-nesting birds in the Andean temperate forest of southern Chile*. (tesis doctoral). Pontificia Universidad Católica de Chile, Santiago, Chile.
- Altamirano, T. A., Honorato, M. T., Ibarra, J. T., De la Maza, M., De Zwaan, D. R., Bonacic, C., & Martin, K. (2019). Elevation has contrasting effects on avian and mammalian nest traits in the Andean temperate mountains. *Austral Ecology*, 44(4), 691-701. <https://doi.org/10.1111/aec.12718>
- Altamirano, T. A., Ibarra, J. T., De la Maza, M., Navarrete, S. A., & Bonacic, C. (2015). Reproductive life-history variation in a secondary cavity-nester across an elevational gradient in Andean temperate ecosystems. *The Auk*, 132(4), 826-835. <https://doi.org/10.1642/auk-15-28.1>
- Altamirano, T. A., Ibarra, J. T., Hernández, F., Rojas, I., Laker, J., y Bonacic, C. (2012). Hábitos de nidificación de las aves del Bosque Templado Andino de Chile. Recuperado de <https://bibliotecadigital.ciren.cl/items/1a475890-7adf-436f-a916-207634c98612>
- Altamirano, T. A., Ibarra, J. T., Martin, K., & Bonacic, C. (2017). The conservation value of tree decay processes as a key driver structuring tree cavity nest webs in South American temperate rainforests. *Biodiversity And Conservation*, 26(10), 2453-2472. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1369-x>
- Amico, G. C., Rodríguez-Cabal, M. A., & Aizen, M. A. (2009). The potential key seed-dispersing role of the arboreal marsupial *Dromiciops gliroides*. *Acta Oecologica*, 35(1), 8-13. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2008.07.003>
- Aplin, K., Suzuki, H., Chinen, A., Chesser, R., Have, J., Donnellan, S., ... Cooper, A. (2011). Multiple Geographic Origins of Commensalism and Complex Dispersal History of Black Rats. *PloS One*, 6(11), 1-20. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0026357>
- Arnal, S. (2021). *Modelización de patrones de distribución espacial de la rata negra en Madrid: estudio de su predicción y los factores de riesgo urbanos* (tesis de maestría). Universidad Complutense, Madrid, España.
- Arnold, T. W. (2010). Uninformative parameters and model selection using Akaike's Information Criterion. *The Journal of Wildlife Management*, 74(6), 1175-1178

- Banks, P. B., & Hughes, N. K. (2012). A review of the evidence for potential impacts of black rats (*Rattus rattus*) on wildlife and humans in Australia. *Wildlife Research*, 39(1), 78-88. <https://doi.org/10.1071/wr11086>
- Bauer, J.T. (2012). Invasive species: “Back-seat drivers” of ecosystem change? *Biol. Invasions* 14, 1295.
- Borroto-Páez, R. (2013). Nidos y refugios de ratas negras (*Rattus rattus*) en Cuba (Mammalia, Rodentia). *Solenodon*, 11, 109-119. Recuperado de caribbeanagroup.org/wp-content/uploads/2022/07/8Rata_negra.pdf
- Bozinovic, F., Ruiz, G., & Rosenmann, M. (2004). Energetics and torpor of a South American living fossil?, the microbiotheriid *Dromiciops gliroides*. *Journal Of Comparative Physiology. B, Biochemical, Systemic, And Environmental Physiology*, 174(4), 293-297. <https://doi.org/10.1007/s00360-004-0414-8>
- Burbidge, A., & Manly, B. (2002). Mammal extinctions on Australian islands: causes and conservation implications. *Journal Of Biogeography*, 29(4), 465-473. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2002.00699.x>
- Burnham, K.P. & Anderson, D.R. (2002). *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach, second edition*. New York: Springer.
- Bustamante, R. O., & Simonetti, J. A. (2005). Is *Pinus radiata* invading the native vegetation in central Chile? Demographic responses in a fragmented forest. *Biological Invasions*, 7(2), 243-249. <https://doi.org/10.1007/s10530-004-0740-5>
- Caviedes, J., & Ibarra, J. T. (2017). Influence of Anthropogenic Disturbances on Stand Structural Complexity in Andean Temperate Forests: Implications for Managing Key Habitat for Biodiversity. *PLoS ONE*, 12(1), e0169450. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0169450>
- Concha, V. C., Caviedes, J., Novoa, F. J., Altamirano, T. A., & Ibarra, J. T. (2023). Structural complexity is a better predictor than single habitat attributes of understory bird densities in Andean temperate forests. *Ornithological Applications*, 125(4), duad035
- Cortés, P., Franco, M., Sabat, P., Quijano, S., & Nespolo, R. (2011). Bioenergetics and intestinal phenotypic flexibility in the microbiotheriid marsupial (*Dromiciops gliroides*) from the temperate forest in South America. *Comparative Biochemistry And Physiology. Part A, Molecular & Integrative Physiology*, 160(2), 117-124. <https://doi.org/10.1016/j.cbpa.2011.05.014>
- De la Maza, M. & Bonacic, C. (Eds.). (2013). Manual para el Monitoreo de Fauna Silvestre en Chile. Recuperado de Manual para el monitoreo de fauna silvestre en Chile. (ciren.cl).

- Del Río, M., Montes, F., Cañellas, I., y Montero, G. (2003). Revisión: Índices de diversidad estructural en masas forestales. *Investigación agraria: Sistemas y recursos forestales* 12(1), 159-176. Recuperado de [Indices-de-diversidad-estructural-en-masas-forestales.pdf](https://www.researchgate.net/publication/264961000) (researchgate.net)
- Dirección General de Aeronáutica Civil (DGAC). (2023). *Anuario Meteorológico 2022*. Recuperado de <https://climatologia.meteochile.gob.cl/application/publicaciones/documentoPdf/anuario/anuario-2022.pdf>
- Donadio, E., & Buskirk, S. W. (2006). Diet, Morphology, and Interspecific Killing in Carnivora. *The American Naturalist*, 167(4), 524-536. <https://doi.org/10.1086/501033>
- Fontúrbel, F. E., & Jiménez, J. E. (2011). Environmental and ecological architects: Guidelines for the Chilean temperate rainforest management derived from the monito del monte (*Dromiciops gliroides*) conservation. *Revista Chilena de Historia Natural*, 84(2), 195-201. <https://doi.org/10.4067/s0716-078x2011000200006>
- Fontúrbel, F. E., Candia, A. B., & Botto-Mahan, C. (2014). Nocturnal activity patterns of the monito del monte (*Dromiciops gliroides*) in native and exotic habitats. *Journal Of Mammalogy*, 95(6), 1199-1206. <https://doi.org/10.1644/13-mamm-a-304>
- Fontúrbel, F., Franco, F., Rodríguez-Cabal, M., Rivarola, M., & Amico, G. (2012). Ecological consistency across space: a synthesis of the ecological aspects of *Dromiciops gliroides* in Argentina and Chile. *Naturwissenschaften*, 99, 873–881. <https://doi.org/10.1007/s00114-012-0969-2>
- Fontúrbel, F., Franco, L., Bozinovic, F., Quintero-Galvis, J., Mejías, C., Amico, G., ... Nespolo, R. (2022). The ecology and evolution of the monito del monte, a relict species from the southern South America temperate forests. *Ecology And Evolution*, 12(3). <https://doi.org/10.1002/ece3.8645>
- Fontúrbel, F., Silva-Rodríguez, E., Cardenas, NH., & Jiménez, J. (2010). Ecología espacial del monito del monte (*Dromiciops gliroides*) en un paisaje fragmentado del sur de Chile. *Mamm Biol* 75:1–9
- Franco, M., Quijano, A., & Soto-Gamboa, M. (2011). Communal nesting, activity patterns, and population characteristics in the near-threatened monito del monte, *Dromiciops gliroides*. *Journal Of Mammalogy*, 92(5), 994-1004. <https://doi.org/10.1644/10-mamm-a-256.1>
- Gallardo, M. (2003). *Conducta arborícola en micromamíferos: el efecto del diámetro de los árboles sobre la conducta trepadora*. (tesis de pregrado). Universidad de Chile, Chile. Recuperado de <https://doi.org/10.7764/tesisuc/agr/26496>

- Gálvez, N., Meniconi, P., Infante, I., y Bonacic, C. (2021). Response of mesocarnivores to anthropogenic landscape intensification: activity patterns and guild temporal interactions, *Journal of Mammalogy*, 102(4), 1149–1164. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyab074>.
- Godoy-Güinao, J., Silva-Rodríguez, E. A., Zambrano, B., & Díaz, I. A. (2023). Habitat use in three-dimensional environments: A camera-trap assessment of vertical profile use by wildlife in the temperate forests of Chile. *Forest Ecology And Management*, 529, 120668. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120668>
- Greenberg, S. (2023). *Timelapse: An Image Analyser for Camera Traps*. (Versión 2.3.0.0) [Software]. Recuperado de <http://saul.cpsc.ucalgary.ca/timelapse>
- Griffith, D. M., Veech, J. A., & Marsh, C. J. (2016). Cooccur: Probabilistic Species Co-Occurrence Analysis in R. *Journal Of Statistical Software*, 69(2), 1-17. <https://doi.org/10.18637/jss.v069.c02>
- Haleem, D. J. (2009). Exaggerated feedback control decreases brain serotonin concentration and elicits hyperactivity in a rat model of diet-restriction-induced anorexia nervosa. *Appetite*, 52(1), 44-50. <https://doi.org/10.1016/j.appet.2008.07.009>
- Harper, G. A., & Bunbury, N. (2015). Invasive rats on tropical islands: Their population biology and impacts on native species. *Global Ecology And Conservation*, 3, 607-627. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2015.02.010>
- Harris, D. B. (2008). Review of negative effects of introduced rodents on small mammals on islands. *Biological Invasions*, 11(7), 1611-1630. <https://doi.org/10.1007/s10530-008-9393-0>
- Havmøller, R. W., Jacobsen, N. S., Scharff, N., Rovero, F., & Zimmermann, F. (2020). Assessing the activity pattern overlap among leopards (*Panthera pardus*), potential prey and competitors in a complex landscape in Tanzania. *Journal Of Zoology*, 311(3), 175-182. <https://doi.org/10.1111/jzo.12774>
- Honorato, M., Altamirano, T., Ibarra, J. T., De la Maza, M., Bonacic, C., & Martin, K. (2016). Composition and preferences regarding nest materials by cavity-nesting vertebrates in the Andean temperate forest of Chile. *Bosque (Valdivia)*, 37(3), 485-492. <https://doi.org/10.4067/s0717-92002016000300005>
- Houngbégnon, G. A., Cornelis, D., Vermeulen, C., Sonké, B., Ntie, S., Fayolle, A., ... Doucet, J. (2020). Daily Activity Patterns and Co-Occurrence of Duikers Revealed by an Intensive Camera Trap Survey across Central African Rainforests. *Animals*, 10(12), 2200. <https://doi.org/10.3390/ani10122200>
- Ibarra, J. T., Altamirano, T. A., Rojas, I., Honorato, T., Vermehren, A., Gómez, G. O., ... & Boncacic, C. (2018). Sotobosque de bambú: Hábitat esencial para la biodiversidad del bosque templado andino de Chile. *La Chiricoca*, 23, 4-14. Recuperado de

sotobosque de bambu habitat esencial para la biodiversidad del bosque templado andino de Chile.pdf (fundacionphilippi.cl)

- Ibarra, J. T., Altamirano, T., Gálvez, N., Rojas, I., Laker, J., & Bonacic, C. (2010). Avifauna de los bosques templados de Araucaria araucana del sur de Chile. *Ecología Austral*, 20(1). Recuperado de http://www.scielo.org.ar/scielo.php?pid=S1667-782X2010000100004&script=sci_arttext&tlng=en
- Ibarra, J. T., Cockle, K. L., Altamirano, T. A., van der Hoek, Y., Simard, S. W., Bonacic, C., & Martin, K. (2020a). Nurturing resilient forest biodiversity: Nest webs as complex adaptive systems. *Ecology and Society*, 25(2), 1–11. <https://doi.org/10.5751/ES-11590-250227>
- Ibarra, J., Novoa, F., Jaillard, H., & Altamirano, T. (2020b). Large trees and decay: Suppliers of a keystone resource for cavity-using wildlife in old-growth and secondary Andean temperate forests. *Austral Ecology*, 45 (8), 1135-1144. <https://doi.org/10.1111/aec.12943>
- Infante, J. (2019). *New interactions in a mammalian community: introduced lagomorphs sustain native carnivores in the Andes of central Chile*. (tesis de maestría). Pontificia Universidad Católica de Chile, Chile. <https://doi.org/10.7764/tesisuc/agr/26496>
- Invasive Species Specialist Group (ISSG) (2011). *Global Invasive Species Database: Rattus rattus*. Recuperado de <http://www.iucngisd.org/gisd/speciesname/Rattus+rattus>.
- Jaksic, F. M. (1998). Vertebrate invaders and their ecological impacts in Chile. *Biodiversity And Conservation*, 7(11), 1427-1445. <https://doi.org/10.1023/a:1008825802448>
- Jiménez, J. (2005). Monito del monte (*Dromiciops gliroides*), fósil viviente y único marsupial gondwánico del Orden Microbiotheria. *Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile*. Editorial Universitaria, Santiago de Chile, 541-543.
- Jones, H. P., Tershy, B. R., Zavaleta, E. S., Croll, D. A., Keitt, B. S., Finkelstein, M. E., & Howald, G. R. (2008). Severity of the Effects of Invasive Rats on Seabirds: A Global Review. *Conservation Biology*, 22(1), 16-26. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00859.x>
- Kelly, M.J., & Holub, E. (2008). Camera Trapping of Carnivores: Trap Success Among Camera Types and Across Species, and Habitat Selection by Species, on Salt Pond Mountain, Giles County, Virginia. *Northeastern Naturalist*, 15(2), 249–262. [https://doi.org/10.1656/1092-6194\(2008\)15\[249:CTOCTS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1656/1092-6194(2008)15[249:CTOCTS]2.0.CO;2)
- Le Roux, D. S., Ikin, K., Lindenmayer, D. B., Manning, A. D., & Gibbons, P. (2018). The value of scattered trees for wildlife: Contrasting effects of landscape context and tree size. *Diversity and Distributions*, 24(1), 69-81. <https://doi.org/10.1111/ddi.12658>

- Leroux, S. J. (2019). On the prevalence of uninformative parameters in statistical models applying model selection in applied ecology. *PloS One*, *14*(2), e0206711. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0206711>
- Lindenmayer, D., & Noss, R. (2006). Salvage Logging, Ecosystem Processes, and Biodiversity Conservation. *Conservation Biology*, *20*(4), 949-958. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00497.x>
- Linkie, M., & Ridout, M. S. (2011). Assessing tiger–prey interactions in Sumatran rainforests. *Journal Of Zoology*, *284*(3), 224-229. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2011.00801.x>
- Lobos, G., Charrier, A., Carrasco, G., & Palma, R. (2005a). Presence of *Dromiciops gliroides* (Microbiotheria: Microbiotheriidae) in the deciduous forests of central Chile. *Mammalian Biology*, *70*(6), 376-380. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2005.06.002>
- Lobos, G., Ferres, M., y Palma, R. E. (2005b). Presencia de los géneros invasores *Mus* y *Rattus* en áreas naturales de Chile: un riesgo ambiental y epidemiológico. *Revista Chilena de Historia Natural*, *78*(1), 113-124. <https://doi.org/10.4067/s0716-078x2005000100008>
- Lopez-Arevalo, H., Montenegro-Diaz, O., y Cadena, A. (1993). Ecología de los pequeños mamíferos de la reserva biológica carpanta, en la cordillera oriental colombiana. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, *28*(4), 193–210. <https://doi.org/10.1080/01650529309360904>
- Loveridge, R., Wearn, O., Vieira, M., Bernard, H., & Ewers, R. (2016). Movement Behavior of Native and Invasive Small Mammals Shows Logging May Facilitate Invasion in a Tropical Rain Forest. *Biotropica*, *48*(3), 373-380. <https://doi.org/10.1111/btp.12306>.
- Luebert, F. y Pliscoff, P. (2006). *Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile*. Santiago, Chile: Editorial Universitaria.
- McGregor, J., Field, J., McLean, C., Beranek, C., & Gould, J. (2022). Observations of interference competition between the introduced black rat and native marsupial gliders in Australia. *Austral Ecology*, *47*(6), 1362-1366. <https://doi.org/10.1111/aec.13211>
- Meredith, M., & Ridout, M. Overview of the overlap package. R. Project. 1–9 (2014).
- Microsoft Corporation. (2023). Excel (Versión 2021) [Software]. Recuperado de <https://www.microsoft.com/excel/10>
- Ministerio de Medio Ambiente [MMA]. (2019). *Ficha de especie clasificada Dromiciops gliroides*. Clasificación de especies: Ministerio del Medio Ambiente. Recuperado de https://clasificacionespecies.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2019/10/Dromiciops_gliroides_P07.pdf

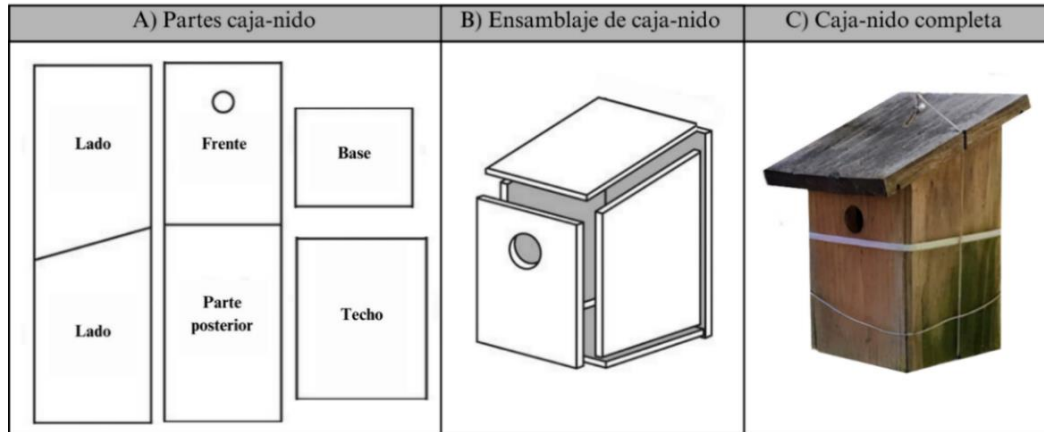
- Morris, D. (2023). *MegaDetector* (Versión 5a.0.0) [Software]. Recuperado de <https://github.com/agentmorris/MegaDetector>
- Mostacedo, B., y Fredericksen, T. (2000). *Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal*. Recuperado de [\(15\) Manual de Métodos Básicos de Muestreo y Análisis en Ecología Vegetal | Rubén Martínez - Academia.edu](#)
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A. B., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, *403*(6772), 853-858. <https://doi.org/10.1038/35002501>
- Nespolo, R. F., Mejías, C., Espinoza, A., Quintero-Galvis, J., Rezende, E. L., Fontúrbel, F. E., & Bozinovic, F. (2021). Heterothermy as the Norm, Homeothermy as the Exception: Variable Torpor Patterns in the South American Marsupial Monito del Monte (*Dromiciops gliroides*). *Frontiers In Physiology*, *12*. <https://doi.org/10.3389/fphys.2021.682394>
- Nespolo, R. F., Verdugo, C., Cortés, P. A., & Bacigalupe, L. D. (2010). Bioenergetics of torpor in the Microbiotherid marsupial, Monito del Monte (*Dromiciops gliroides*): the role of temperature and food availability. *Journal Of Comparative Physiology. B, Biochemical, Systemic, And Environmental Physiology*, *180*(5), 767-773. <https://doi.org/10.1007/s00360-010-0449-y>
- Noor, A., Mir, Z. R., Veeraswami, G. G., & Habib, B. (2017). Activity patterns and spatial co-occurrence of sympatric mammals in the moist temperate forest of the Kashmir Himalaya, India. *Folia Zoologica*, *66*(4), 231-241. <https://doi.org/10.25225/fozo.v66.i4.a4.2017>
- Novillo, A., & Ojeda, R. A. (2008). The exotic mammals of Argentina. *Biological Invasions*, *10*(8), 1333-1344. <https://doi.org/10.1007/s10530-007-9208-8>
- Novoa, F., Altamirano, T., Bonacic, C., Martin, K., & Ibarra, J. (2021). Fire regimes shape biodiversity: responses of avian guilds to burned forests in Andean temperate ecosystems of southern Chile. *Avian Conservation and Ecology*, *16*(2), 22. <https://doi.org/10.5751/ACE-01999-160222>
- Paratori, M., Novoa, F. J., Altamirano, T. A., Bonacic, C., & Ibarra, J. T. (2023). Tree-cavity survival for biodiversity in temperate forests of South America: A multi-scale approach. *Forest Ecology And Management*, *530*. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.120769>
- QGIS Development Team. (2021). QGIS Geographic Information System. Recuperado de <https://www.qgis.org/>
- R Core Team (2024). R: A language and environment for statistical computing. R version 4.3.3 (2024-02-29 ucrt). R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

- Ridout, M., & M. Linkie. (2009). Estimating overlap of daily activity patterns from camera trap data. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics* 14, 322–337. <https://doi.org/10.1198/jabes.2009.08038>
- Rodríguez, C. (2019). *Patrón espacial de especies arbóreas de importancia ecológica y su relación con la altitud, la pendiente y la precipitación en bosques húmedos tropicales del pacífico colombiano*. (tesis de pregrado). Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Bogotá, Colombia.
- Rodríguez, G. (2018). *Factores determinantes de la ocurrencia y actividad de Dromiciops gliroides en un gradiente de perturbación de hábitat*. (tesis de pregrado). Universidad de Chile, Santiago, Chile. Recuperado de <https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/159289>
- Rodríguez, J.P. (2001). La amenaza de las especies exóticas para la conservación de la biodiversidad sudamericana. *Interciencia*, 26(10), 479-483. Recuperado de http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S037818442001001000010&lng=es&tlng=es.
- Rodríguez-Cabal, M. A., Aizen, M. A., & Novaro, A. J. (2007). Habitat fragmentation disrupts a plant-disperser mutualism in the temperate forest of South America. *Biological Conservation*, 139(1-2), 195-202. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.06.014>
- Rodríguez-Cabal, M., & Branch, L. (2011). Influence of habitat factors on the distribution and abundance of a marsupial seed disperser. *Journal of Mammalogy*, 92:1245–1252
- Rojas, I., Becerra, P., Gálvez, N., Laker, J., Bonacic, C., & Hester, A. (2011). Relationship between fragmentation, degradation and native and exotic species richness in an Andean temperate forest of Chile. *Gayana Botánica*, 68(2), 163–175. Recuperado de http://revistas.udec.cl/index.php/gayana_botanica/article/view/4407.
- Rowcliffe, J. M., Kays, R., Kranstauber, B., Carbone, C., & Jansen, P. A. (2014). Quantifying levels of animal activity using camera trap data. *Methods In Ecology And Evolution*, 5(11), 1170-1179. <https://doi.org/10.1111/2041-210x.12278>
- Salgado, R., Barja, I., Hernández, M.d.C., Lucero, B., Castro-Arellano, I., Bonacic, C., & Rubio, A. (2022). Activity patterns and interactions of rodents in an assemblage composed by native species and the introduced black rat: implications for pathogen transmission. *BMC Zoology*, (7)48. <https://doi.org/10.1186/s40850-022-00152-7>
- Sánchez, C. A. (2023). *Comparación didáctica entre la correlación de Pearson y la de Spearman*. doi: 10.13140/RG.2.2.26148.76165/1
- Sefidi, K., Copenheaver, C. A., & Sadeghi, S. M. M. (2021). Anthropogenic pressures decrease structural complexity in Caucasian forests of Iran. *ÉCoscience*, 29(3), 199-209. <https://doi.org/10.1080/11956860.2021.2010333>

- Shapiro, S. S. & Wilk, M. B. (1965). An analysis of variance test for normality (complete samples). *Biometrika*, 52(3-4), 591-611. Recuperado de [http://www.bios.unc.edu/~mhudgens/bios/662/2008fall/Backup/wilkshapiro1965.p df](http://www.bios.unc.edu/~mhudgens/bios/662/2008fall/Backup/wilkshapiro1965.pdf)
- Simeone, A., Luna-Jorquera, G. (2012). Estimating rat predation on Humboldt Penguin colonies in north-central Chile. *Journal of Ornithology*, 153, 1079–1085. <https://doi.org/10.1007/s10336-012-0837-z>Stapp.
- Smith, T. M., y Smith, R. L. (2006). *Ecología: 6ta edición*. Madrid, España: Pearson Education.
- Stokes, V. L., Banks, P. B., Pech, R. P., & Williams, R. L. (2009). Invasion by *Rattus rattus* into native coastal forests of south-eastern Australia: are native small mammals at risk? *Austral Ecology*, 34(4), 395-408. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2009.01941.x>
- Sutherland, C., Hare, D., Johnson, P. J., Linden, D. W., Montgomery, R. A., & Droge, E. (2023). Practical advice on variable selection and reporting using Akaike information criterion. *The Royal Society. Biological Sciences*, 290(2007). <https://doi.org/10.1098/rspb.2023.1261>
- Van der Ree, R., Soderquist, T.R., Bennett, A.F. (2001). Home-range use by the brush-tailed phascogale (*Phascogale tapoatafa*) (Marsupialia) in high-quality, spatially limited habitat. *Wildlife Research*, 28, 517–525.
- Veech, J. A. (2012). A probabilistic model for analysing species co-occurrence. *Global Ecology And Biogeography*, 22(2), 252-260. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2012.00789.x>
- Woinarski, J., Braby, M., Burbidge, A., Coates, D., Garnett, S., Fensham, R., ... Murphy, B. (2019). Reading the black book: The number, timing, distribution and causes of listed extinctions in Australia. *Biological Conservation*, 239. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108261>
- Zuur, A., Ieno, E., Walker, N., Saveliev, A., & Smith, G. (2009). *Modelos de efectos mixtos y extensiones en ecología con R*. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-87458-6>

APÉNDICES

Apéndice I. Diseño de caja-nido, constituida por 6 partes que son ensambladas y unidas mediante una amarra cable.



Apéndice II. Planilla de Template para etiquetado de fotografías de CT en Timelapse.

Etiqueta	Tipo	Descripción
Archivo	Archivo	Nombre del archivo.
Directorio	Ruta relativa	Ruta de acceso al archivo.
Fecha y hora	Fecha y hora	Fecha y hora en que fue tomada la fotografía.
Temperatura	Nota	Temperatura en grados Celsius registrada en la captura de la cámara trampa.
Categoría MD	Elección fija	Categorías detectadas por MegaDetector: “Empty”, animal, persona, vehículo.
Responsable de revisión	Nota	Identificador único correspondiente a las iniciales del investigador que realiza la inspección y revisión de las imágenes capturadas por las cámaras trampa.
Especie 1	Elección fija	Nombre común de la especie identificada.
N° sp1	Contador	Número de individuos de la especie 1 identificada.
Ocupa cavidad	Marcador	Se marca cuando hay ocupación de la cavidad por parte de la especie 1, de lo contrario, no se marca (hay ocupación/no hay ocupación).
Especie 2	Elección fija	Nombre común de la especie identificada.
N° sp2	Contador	Número de individuos de la segunda especie identificada.
Especie 3	Elección fija	Nombre común de la especie identificada.

(continúa)

Apéndice II. (Continuación).

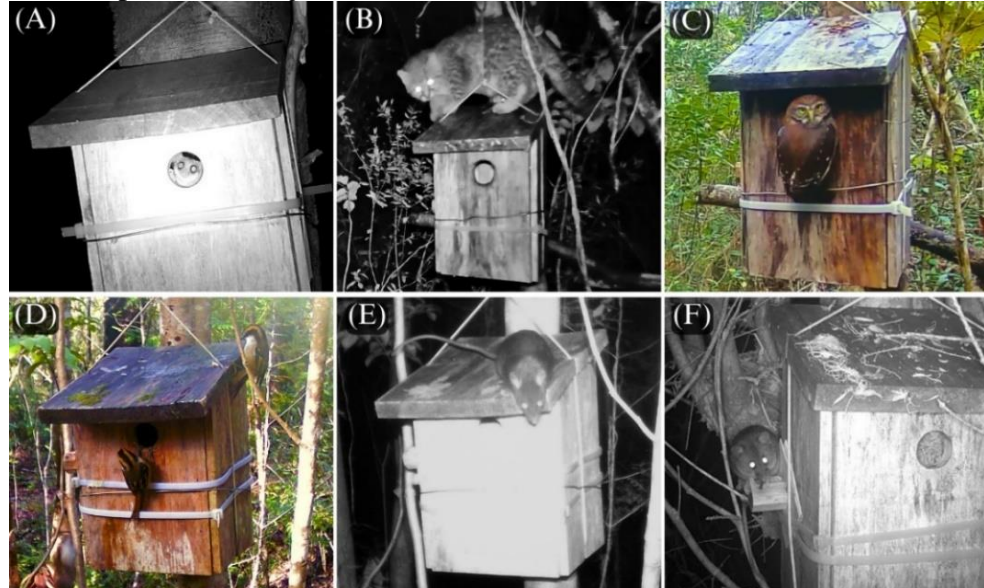
Etiqueta	Tipo	Descripción
N° sp 3	Contador	Número de individuos de la tercera especie identificada.
Interacción	Marcador	Se marca cuando hay interacción entre distintas especies, de lo contrario, no se marca (hay interacción/no hay interacción).

Apéndice III. Especies de mamíferos, aves y reptiles registradas mediante cámaras trampa, ya sea al utilizar o inspeccionar las cajas-nido, o al desplazarse por el entorno en los tres sitios de estudio. Se incluyen las detecciones de personas que se aproximaban al área de las cajas-nido, así como aquellas detecciones relacionadas a la manipulación de las cajas-nido y cámaras trampa por parte del investigador.

N°	Nombre científico	Nombre común	Detecciones
1	<i>Equus ferus</i>	Caballo*	327
2	<i>Campephilus magellanicus</i>	Carpintero negro	10
3	<i>Conepatus chinga</i>	Chingue	7
4	<i>Scelorchilus rubecula</i>	Chucao	15
5	<i>Glaucidium nana</i>	Chuncho	4
6	<i>Pygarrhichas albogularis</i>	Comesebo	92
7	<i>Phrygilus gayi</i>	Cometocino	6
8	<i>Strix rufipes</i>	Concón	1
9	<i>Oryctolagus cuniculus</i>	Conejo*	464
10	<i>Felis catus</i>	Gato domestico*	92
11	<i>Leopardus guigna</i>	Gato guiña	14
12	<i>Pteroptochos tarnii</i>	Hued hued	158
13	<i>Sus scrofa</i>	Jabalí*	96
14	<i>Liolaemus tenuis</i>	Lagartija esbelta	9
15	<i>Dromiciops gliroides</i>	Monito del monte	1534
16	<i>Canis familiaris</i>	Perro*	127
17	<i>Homo sapiens</i>	Humano	2944
18	<i>Sephanoides sephanioides</i>	Picaflor chico	8
19	<i>Puma concolor</i>	Puma	1
20	<i>Rattus rattus</i>	Rata negra*	5400
21	<i>Aphrastura spinicauda</i>	Rayadito	2432
22	<i>Oligoryzomys longicaudatus e</i> <i>Irenomys tarsalis</i>	Ratón de cola larga y rata arbórea	5309
23	<i>Patagioenas araucana</i>	Torcaza	12
24	<i>Zenaida auriculata</i>	Tórtola	6
25	<i>Lycalopex sp</i>	Zorro	65
26	<i>Turdus falcklandii</i>	Zorzal	25
Total general			19158

*Especies exóticas

Apéndice IV. Imágenes de animales detectados por CT utilizando cajas-nido en los tres sitios de estudio. Monito del monte usando caja-nido como refugio (A), al igual que pareja de rayaditos (D) y roedor nativo (F); Guiña (B), chuncho (C) y rata negra (E) tratando de depredar una caja-nido.



Apéndice V. Comparación de IE12 de *D. gliroides* y *R. rattus* y sus tasas de captura en los 3 sitios de estudio según el esfuerzo de muestreo.

Sitio	Noches trampa	<i>D. gliroides</i>		<i>R. rattus</i>	
		IE	CR	IE	CR
Kawelluco	3414	41	1,20	350	10,25
Kodkod	4160	74	1,78	76	1,83
Llancalil	4424	147	3,32	0	0

Apéndice VI. Abundancia relativa de las especies de árboles examinados alrededor de las cajas-nido, considerando los tres sitios de estudio

Nombre científico	Nombre común	Frecuencia	Abundancia Relativa
			%
<i>Laurelia sempervirens</i>	Laurel	21	2,5
<i>Aextoxicon punctatum</i>	Olivillo	9	1,1
<i>Luma apiculata</i>	Arrayan	63	7,5
<i>Persea Lingue</i>	Lingue	96	11,4
<i>Nothofagus oblicua</i>	Roble	240	28,4
<i>L. philippiana</i>	Tepa	25	3,0
<i>Lomatia dentata</i>	Piñol	11	1,3
<i>Peumus boldus</i>	Boldo	1	0,1
<i>Raphithamnus spinosus</i>	Arrayán macho	10	1,2
<i>Gevuina avellana</i>	Avellano	26	3,1

(continúa)

Apéndice VI. (Continuación).

Nombre científico	Nombre común	Frecuencia	Abundancia Relativa
-----	-----	-----	----- % -----
<i>Drimys winteri</i>	Canelo	8	0,9
<i>Nothofagus dombeyi</i>	Coihue	265	31,4
<i>Cryptocaria alba</i>	Peumo	1	0,1
<i>Dasyphyllum diacanthoides</i>	Trevo	9	1,1
<i>Lomatia hirsuta</i>	Radal	31	3,7
<i>Blepharocalyx cruckshanksii</i>	Temu	2	0,2
<i>Aristotelia chilensis</i>	Maqui	15	1,8
<i>Maytenus boaria</i>	Maitén	1	0,1
<i>Saxegothaea conspicua</i>	Mañío	4	0,5
<i>Acer pseudoplatanus</i>	Acer	2	0,2
<i>Pitavia punctata</i>	Pitao	4	0,5

Apéndice VII. Especie (nombre común), frecuencia y abundancia relativa de los árboles con DAP > 12,5 cm, dentro de un radio de 5,6 m considerando la caja-nido en el centro.

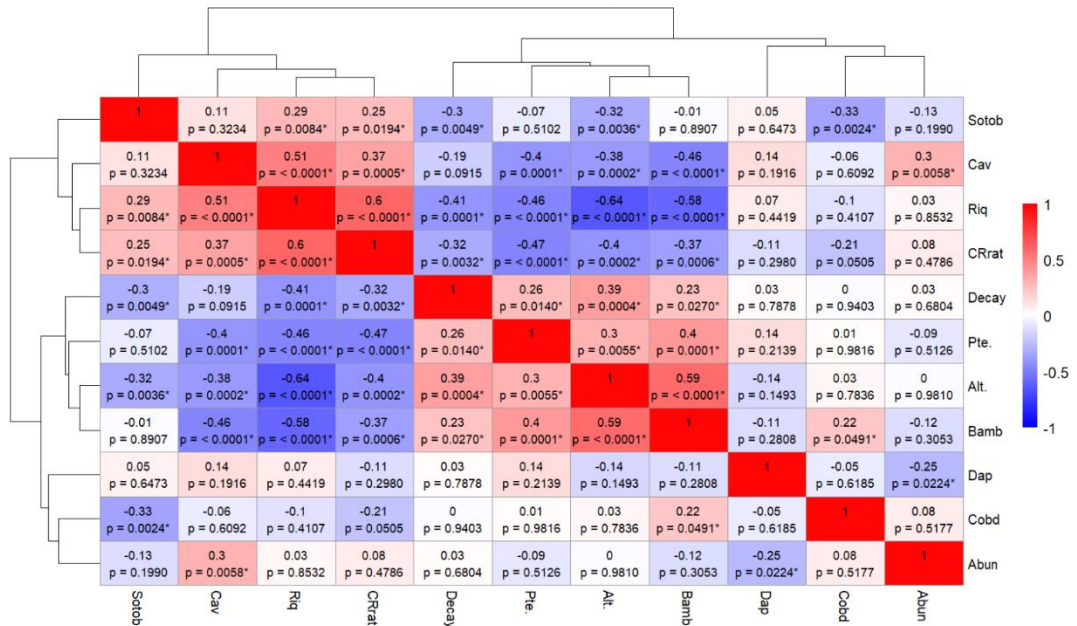
Lugar	Especie	Frecuencia	Abundancia por sitio
Kawelluco	Arrayan	41	0,14
Kawelluco	Arrayán macho	6	0,02
Kawelluco	Avellano	26	0,09
Kawelluco	Boldo	1	0,00
Kawelluco	Canelo	7	0,02
Kawelluco	Coihue	13	0,04
Kawelluco	Laurel	6	0,02
Kawelluco	Lingue	77	0,26
Kawelluco	Maitén	1	0,00
Kawelluco	Maqui	1	0,00
Kawelluco	Olivillo	8	0,03
Kawelluco	Peumo	1	0,00
Kawelluco	Piñol	8	0,03
Kawelluco	Radal	21	0,07
Kawelluco	Roble	69	0,23
Kawelluco	Temu	2	0,01
Kawelluco	Tepa	9	0,03
Kawelluco	Trevo	4	0,01
Kodkod	Arrayan	22	0,08
Kodkod	Arrayán macho	4	0,01
Kodkod	Canelo	1	0,00
Kodkod	Coihue	16	0,05
Kodkod	Laurel	12	0,04
Kodkod	Lingue	19	0,07

(continúa)

Apéndice VII. (Continuación).

Lugar	Especie	Frecuencia	Abundancia por sitio
Kodkod	Maqui	14	0,05
Kodkod	Olivillo	1	0,00
Kodkod	Piñol	3	0,01
Kodkod	Pitao	4	0,01
Kodkod	Radal	10	0,03
Kodkod	Roble	169	0,58
Kodkod	Tepa	16	0,05
Llancalil	Acer	2	0,01
Llancalil	Coihue	236	0,94
Llancalil	Laurel	3	0,01
Llancalil	Mañío	4	0,02
Llancalil	Roble	2	0,01
Llancalil	Trevo	5	0,02

Apéndice VIII. Matriz de correlación de Spearman y significancia de la correlación de las potenciales variables ambientales para ser usadas en el GLMM.



*Indica significancia estadística a un nivel de $p < 0,05$.