



Universidad Austral de Chile

Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales

Comportamiento de fauna sobre troncos caídos y su estacionalidad en zonas ribereñas de la cuenca del río Futa, La Unión, Chile

Patrocinante: Sr. Pablo Fierro R.
Co-patrocinante: Sr. Cristóbal Garcés.

Trabajo de Tesina presentado como parte de los requisitos para optar al Título de **Ingeniera en Conservación de Recursos Naturales**

SOFÍA CAROLINA ARDISANA BUSTAMANTE

VALDIVIA
2025

Índice de materias

Página

i	Calificación del Comité de Titulación	i
ii	AGRADECIMIENTOS	ii
iii	DEDICATORIA	iii
iv	RESUMEN	iv
1	INTRODUCCIÓN	1
1.1	Zonas ribereñas y cambio de uso de suelo	1
1.2	Fauna en zonas ribereñas y plantaciones forestales	1
1.3	Troncos caídos en zonas ribereñas	2
1.4	Cámaras trampa (CT)	3
1.5	Estacionalidad	3
1.6	Hipótesis	4
1.7	Objetivo general	4
1.8	Objetivos específicos	4
2	MÉTODOS	6
2.1	Área de estudio	6
2.2	Diseño de estudio	9
2.3	Análisis de datos	11
3	RESULTADOS	15
3.1	Número de registros	15
3.2	Tasa de detección y proporción de cámaras trampa con registro	15
3.3	Índice de diversidad	21
3.4	Comportamiento sobre troncos caídos	22
4	DISCUSIÓN	24
5	CONCLUSIONES	30
6	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	31
Anexos	1 Orden taxonómico de las especies observadas con las CT.	39
	2 Proporción de cámaras trampa con registros y tasa de detección media de cada especie en las estaciones del año.	41
	3 Tasa de detección anual de mamíferos.	43
	4 Tronco hundido.	44
	5 Imagen de <i>Lycalopex sp</i> imposible de identificar a nivel de especie	45

Calificación del Comité de Titulación

		Nota
Patrocinante:	Sr. Pablo Fierro R.	6,6
Co-Patrocinante	Sr. Cristóbal Garcés.	6,8
Informante:	Sr. Eduardo Silva.	5,7
Informante:	Sr. Iván Arismendi.	6,5

El Patrocinante acredita que el presente Trabajo de Titulación cumple con los requisitos de contenido y de forma contemplados en el Reglamento de Titulación de la Escuela. Del mismo modo, acredita que en el presente documento han sido consideradas las sugerencias y modificaciones propuestas por los demás integrantes del Comité de Titulación.



Sr. Pablo Fierro R.

AGRADECIMIENTOS

Para realizar con éxito esta investigación se tuvo aporte de variadas personas e instituciones, como lo fue Bentos Lab, y sus participantes (Sara Montiel, Don Erwin, Jorge Puchi, Carlos Vega y mis compañeros), ya que a pesar de no compartir intereses fueron un gran apoyo en todos los sentidos. Debo dar agradecimiento al Dr. Pablo Fierro por elegirme como la representante de este proyecto, ya que sin este no hubiera encontrado el encanto de los vertebrados, también agradecerle por su paciencia, comprensión y apoyo. A Cristóbal Garcés y Dr. Eduardo Silva por su gran ayuda para poder lograr los objetivos y mostrarme nuevas metodologías.

Estoy sumamente agradecida de mi padre Isaac Ardisana, ya que por él he podido tener el privilegio de estudiar una carrera universitaria cómodamente y con un apoyo incondicional. A mis amigos y amigas, que al estar lejos de casa han sido mi hogar.

Se agradece al proyecto FONDECYT Regular 1240497 liderado por el Dr. Pablo Fierro.

DEDICATORIA

A Mariano y Maite Ardisana.

RESUMEN

Las zonas ribereñas en plantaciones forestales son importantes para la conectividad de la fauna silvestre. El rol ecológico de los troncos caídos para la fauna terrestre en estas zonas ha sido escasamente estudiado en Chile. En esta investigación se evaluó a lo largo de un año el comportamiento animal y la estacionalidad de la tasa de detección y diversidad de especies usando 12 cámaras trampa instaladas en dirección a troncos que se encontraban atravesados en los ríos Colegual y Huequecura, en la cuenca del río Futa, en la Región de Los Ríos. De los resultados se destaca una alta presencia de especies nativas pero también se detectaron especies exóticas y el uso de troncos caídos como un facilitador de movimiento para mamíferos, puesto que el comportamiento dominante fue el de caminar y cruzar el tronco. Estos troncos podrían cumplir un rol fundamental para el ahorro energético de estos animales, además de ser sitios recorridos por la avifauna del lugar. Sobre la estacionalidad y la riqueza de especies, la diferencia se presenta por aves migratorias y el comportamiento reproductivo de los mamíferos, donde hubo mayor tasa de detección en verano, siendo la especie con mayor detección el perro (*Canis familiaris*). También se observó una mayor diversidad en los meses de las estaciones de verano y primavera. Se concluye que estos troncos se podrían utilizar como un elemento de restauración ecológica de zonas ribereñas por las distintas funciones que se demostraron en el estudio, como también a fauna acuática en otros estudios.

Palabras clave: Cámaras trampa, Fauna terrestre, Movimiento, Riberas, Troncos.

1. INTRODUCCIÓN

1.1 Zonas ribereñas y cambios de uso de suelo

Los ecosistemas de humedal cubren el 5 % del territorio chileno (CONAF/CONAMA 1997, como se citó en Möller y Muñoz 2014). Los hábitats ribereños, representan un ecotono entre ecosistemas acuáticos y terrestres, manteniendo una alta diversidad (Catterall *et al.* 2012) y complejidad en estos ecosistemas (Sweeney *et al.* 2004). Las zonas ribereñas son hábitats, refugio, ocupación, descanso, anidamiento y/o reproducción para la fauna presente. Los impactos antropogénicos negativos a estas zonas ribereñas pueden modificar la calidad del agua originando un desbalance en el ciclo de nutrientes de los sistemas fluviales (Catterall *et al.* 2012). Los árboles que caen naturalmente en los ríos generan heterogeneidad en el flujo (Tae-Kyung *et al.* 2014), induciendo la formación de rasgos geomorfológicos y creando hábitats para la biota acuática (Grabowski *et al.* 2019), así como para la fauna ribereña, debido a que los troncos proveen de recursos y refugio (Manson y Koon 1985 como se citó en Steel *et al.* 1999).

Las plantaciones de bosques de árboles exóticos que han reemplazado el bosque nativo ocupan más del 17% de bosques de Chile (CONAF, 2023, CONAF, sf.). Este cambio de uso de suelo ha incrementado durante los últimos 50 años (Little *et al.* 2009). El reemplazo de especies arbóreas tiene como consecuencias distintas perturbaciones para los ecosistemas dulceacuáticos, como: cambios fisicoquímicos del agua (cambio de temperatura, aumento de nutrientes) pudiendo modificar las comunidades acuáticas de los ríos (Fierro *et al.* 2017). Por otra parte, una disminución de la cobertura nativa boscosa provoca la disminución del caudal (Lara *et al.* 2010) y escorrentía (Irumé y Palacios 2013); y de la capacidad de retención de agua del suelo por tala rasa, maquinaria pesada y poca cobertura vegetal (Alvarez *et al.* 2019). Se ha estimado que en la Selva Valdiviana en la Región de Los Ríos, en el año 2011 el 21,8% del suelo era representado por plantaciones forestales con 56.010 hectáreas y el 6,5% (16.650 hectáreas) de matorrales, tierras agrícolas y pastoreo (Zamorano *et al.* 2015).

1.2 Fauna en zonas ribereñas y plantaciones forestales

El cambio en el uso de suelo provoca cambios en la composición de la fauna presente. Por ejemplo, Colihueque *et al.* (2023) demostraron una alteración de la abundancia de carnívoros en plantaciones de *Eucalyptus* en comparación en bosque nativo. Esta diferencia se debe a desarrollo del sotobosque de la

plantación, ya que en otras investigaciones no se ha demostrado una diferencia significativa. También puede deber al rango de hogar de la especie, es decir, el área en donde el animal realiza las actividades y comportamientos necesarios para su sobrevivencia, como su reproducción e interacciones con otras especies (Boratynski 2019), al mismo tiempo este cambio depende de que tan generalista es la especie (Simonetti *et al.* 2013), sabiendo que la selección de hábitat de los mamíferos carnívoros depende de la disponibilidad de alimento y refugio (Zúñiga *et al.* 2009).

Las zonas ribereñas y su vegetación son consideradas corredores biológicos, definiéndose como un “espacio que conecta paisajes, ecosistemas y hábitats, facilitando el desplazamiento de las poblaciones y el flujo genético de las mismas, que permite asegurar el mantenimiento de la biodiversidad y procesos ecológicos y evolutivos y evitar la fragmentación de hábitats” (Gregory *et al.* 1991, Ministerio de Medio Ambiente 2023). Por lo tanto, las zonas ribereñas pueden conectar bosques aislados reduciendo su fragmentación (Naiman *et al.* 1993), como en el caso de aves de la familia de *Rhinocryptidae* (Tapaculo), que seleccionan su movilidad por vegetación ribereñas, al igual que *Leopardus guigna* (Molina) (güiña) que principalmente utiliza estos corredores para su movimiento dentro del mosaico, evitando áreas descubiertas de vegetación los cuales son comunes en plantaciones de especies exóticas debido a su manejo (Tomasevic y Estados 2007, Rojas *et al.* 2020).

1.3 Troncos caídos en zonas ribereñas

Dentro de las zonas ribereñas, los troncos caídos sobre los ríos cumplen un importante rol sobre los ecosistemas. El interés sobre la investigación al respecto de troncos caídos se originó hace más de 40 años como una rama interdisciplinaria de los estudios del control de cuencas en plantaciones forestales en Estados Unidos, aunque el estudio de la interacción con vertebrados es reducido (Swanson *et al.* 2020).

Los troncos caídos tienen distintos efectos en las cuencas, sobre todo en pequeños ríos, dependiendo de la cantidad de estos, pueden regular el flujo y la energía del río. Por otro lado, se ha observado que la disminución de troncos caídos produce una pérdida de materia orgánica y alteración del ciclo de nutrientes (Gurnell *et al.* 2002), además de afectar a la dinámica de la biota acuática, ya que sirven como refugio para comunidades de peces y alimento y sustrato para macroinvertebrados (Swanson *et al.* 2020).

Sin embargo, información más limitada existe sobre el uso y presencia de fauna terrestre en madera o troncos caídos en ríos, destacándose los estudios de Steel *et al.* (1999), quienes reportan que la madera

tiene un importante rol tanto para aves como para pequeños mamíferos, ya que se ha observado una mayor abundancia sobre estos, además de registrar distintos tipos de comportamiento. Además, los troncos pueden proporcionar recursos alimenticios a estos animales, como insectos (Zúñiga *et al.* 2021).

Recientemente, Trevarrow y Arismendi (2022) registraron que los troncos caídos que cruzan arroyos actúan como facilitadores de movimiento para animales terrestres. En su estudio, mediante cámaras trampa, observaron el comportamiento de estos animales sobre los troncos, encontrando que la conducta predominante fue caminar sobre ellos para cruzar el arroyo. Este uso de los troncos probablemente reduce el gasto energético necesario para atravesar el río.

1.4 Cámaras trampa (CT)

Para establecer los comportamientos de la fauna existen métodos como la radio telemetría, que para su utilización es necesario la manipulación del individuo, siendo un método invasivo que puede modificar la conducta de los animales (Bridges y Noss 2011). Por el contrario, existen otros instrumentos no invasivos como las cámaras trampa (CT) (O'Brien 2011). Estas funcionan a través de sensores pasivos de infrarrojos (los cuales detectan por diferencia de temperatura) (Ministerio de Medio Ambiente *et al.* 2021, Corva *et al.* 2022) y registros digitales, logrando detectar diversas especies, incluso aquellas que son difíciles de observar (Burton *et al.* 2015). Estas herramientas son efectivas debido a que la presencia humana podría modificar los patrones de comportamiento de la fauna objetivo, mientras que el uso de CT, con un funcionamiento autónomo por un periodo de tiempo extendido permiten reducir el impacto sobre la presencia y comportamiento de los animales (O'Brien 2011).

Mediante estas cámaras, se pueden conocer distintos comportamientos, como es la depredación, forrajeo, reproducción y uso de hábitat (Bridges y Noss 2011). Sin embargo, con CT es poco probable conocer y detectar la totalidad de individuos y riqueza (Burton *et al.* 2015), y en algunos casos la identificación a nivel de especie y/o la discriminación de diferentes individuos dentro de una especie haciendo complejo el análisis de abundancia (MacKenzie *et al.* 2002).

1.5 Estacionalidad

Las cámaras trampa pueden detectar los cambios estacionales de la diversidad producto de la dinámica temporal de las poblaciones de cada especie (Keddy 2002). Kays *et al.* (2020) reportaron una alta variabilidad estacional en la tasa de detección de animales, con valores más altos y eficientes de

detectabilidad durante las estaciones cálidas en climas templados de Estados Unidos (Oregón), atribuida a comportamientos como la hibernación, migración, almacenamiento de alimento o cambios en el área forrajeo. Esto coincide con el estudio de Trevarrow y Arismendi (2022), quienes registraron la mayor detección de actividad de animales sobre troncos de árboles caídos en ríos durante el verano, seguida por la primavera.

En el centro sur de Chile, mayores abundancias de roedores se observan durante la estación de otoño, donde los individuos juveniles son incorporados a la población (Zúñiga *et al.* 2021). De igual forma, mayor presencia de roedores en la dieta de *Lycalopex griseus* (Zorro Chilla) en las estaciones de otoño e invierno, posiblemente demostrando una mayor disponibilidad de alimento (Martinez *et al.* 1993). Por otro lado, en el caso de la avifauna, González *et al.* (2011) reportaron una mayor diversidad en las estaciones de verano y otoño, debido al arribo de especies migratorias, como lo es el Fío-Fío en la Selva Valdiviana (Jara *et al.* 2024). En un estudio en Villarrica Chile, se estudió la riqueza de aves en diferentes tipos de bosques estacionalmente, registrándose que en verano se encontró la mayor riqueza y abundancia de especies, mientras que la menor fue en invierno (Ibarra *et al.* 2017). De esta forma, pareciera ser que la mayor riqueza de especies de aves y mamíferos se detecta en bosques en las épocas secas (verano) en el área sur de Chile.

En el presente estudio se analizará la presencia, el uso y la estacionalidad de la fauna que utiliza troncos de árboles caídos sobre ríos en el centro-sur de Chile, con el fin de aportar evidencia sobre su rol ecológico y generar antecedentes relevantes para la gestión de los bosques ribereños, así como para proponer nuevas medidas de mitigación que favorezcan la conservación de la conectividad y funcionalidad ecológica de estos ecosistemas.

1.6 Hipótesis

Se espera que la tasa de detección y diversidad de especies sea mayor en verano, tanto para aves como para mamíferos, siendo los troncos caídos en los ríos un facilitador de movimiento para mamíferos.

1.7 Objetivo general Evaluar los comportamientos de la fauna sobre los troncos caídos a través de su detección con cámaras trampa en distintas estaciones del año.

1.8 Objetivos específicos

1.8.1 Determinar la riqueza y tasa de detección de especies según la estación del año en troncos caídos

sobre ríos asociados a plantaciones forestales de especies exóticas.

1.8.2 Categorizar y conocer la dominancia de los tipos de usos de la fauna sobre los troncos caídos sobre ríos.

2 MÉTODOS

2.1 Área de estudio

El estudio se realizó en el río Colegual y río Huequecura de la cuenca del río Futa, comuna de La Unión, en la región de Los Ríos. Ambos ríos están cercanos a las áreas protegidas del Parque Nacional Alerce Costero y la Reserva Costera Valdiviana. En la figura 1 se puede observar el diagrama ombrotérmico, en los ejes Y a la izquierda está representada la temperatura (°C) y a la derecha la precipitación (mm). El clima es templado lluvioso con una precipitación promedio de 300 milímetros mensuales, una precipitación anual de 2.418 mm, con superávit en las estaciones de otoño, invierno y primavera; una temperatura promedio de 11.2°C, con un promedio de temperatura mínima de 3.4°C y máxima 22.8°C, según los últimos 20 años (Cr2 s.f.). Por otra parte, la vegetación es de tipo bosque templado lluvioso, el cual es dominado por especies de hoja ancha y coníferas (Armesto *et al.* 1992).

Como registro propio del lugar, se identificó la presencia de *Drimys winteri* (J. Forst) G. Forst., *Gunnera tinctoria* (Molina) Mirb., *Luma apiculata* (DC) Burret, *Caldcluvia paniculata* (Cav) D.Don., *Lapageria rosea* (Ruiz) Pavon, *Chusquea quila* (Kunth), *Gevuina apiculata* (Mol), *Nothofagus dombeyi* (Mirb.) Oerst., *Lomatia ferruginea* (Cav.) R. Br., entre otras especies.

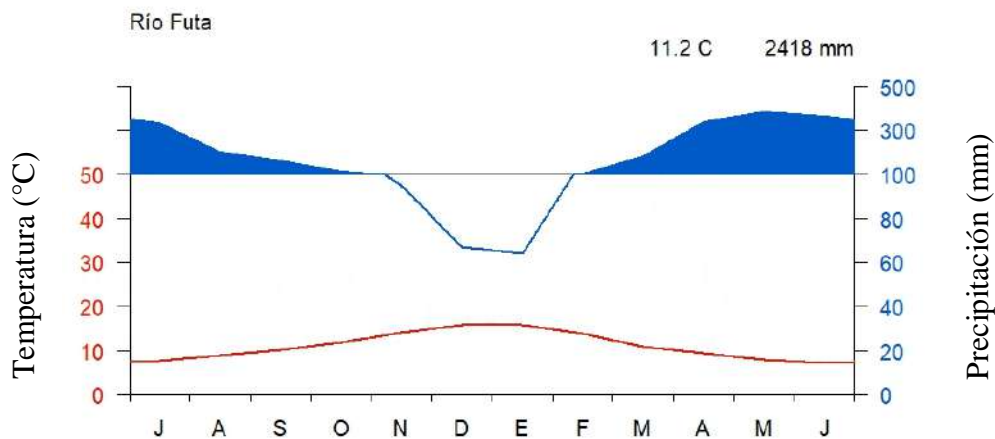


Figura 1. Diagrama ombrotérmico de 20 años, de la cuenca del río Futa, donde la línea roja corresponde a la temperatura (°C) y la azul la precipitación (mm) anual (elaboración propia con datos de www.cr2.cl).

En total se utilizaron 12 cámaras trampa, de las cuales seis fueron puestas en el sitio A en el río Colegual y seis en los sitios B, C y D en el río Huequecura con una totalidad de 11 troncos caídos (figura 2), ambos ríos desembocan en el río Futa.

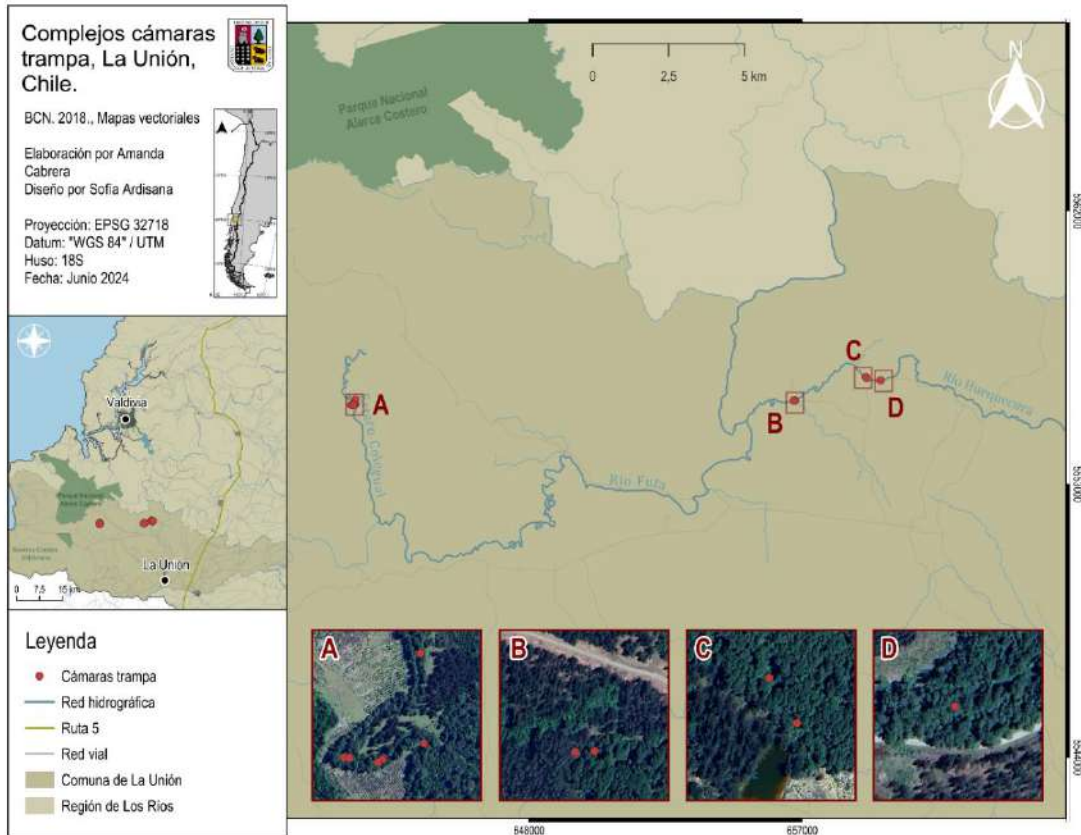


Figura 2. Mapa área de estudio, ubicación de cámaras y cuenca río Futa en la comuna de La Unión, región de Los Ríos.

En la figura 3 se observa que el uso de uso de suelo en donde se encuentra el área de estudio, el cual corresponde principalmente a plantaciones forestales de especies exóticas, las cuales han presentado tala de árboles durante los últimos años (sitio B; figura 3b), reforestación de plantaciones (sitio C y D; figura 3c), y pradera de pastoreo en un sitio anteriormente cultivados (sitio A; figura 3a).

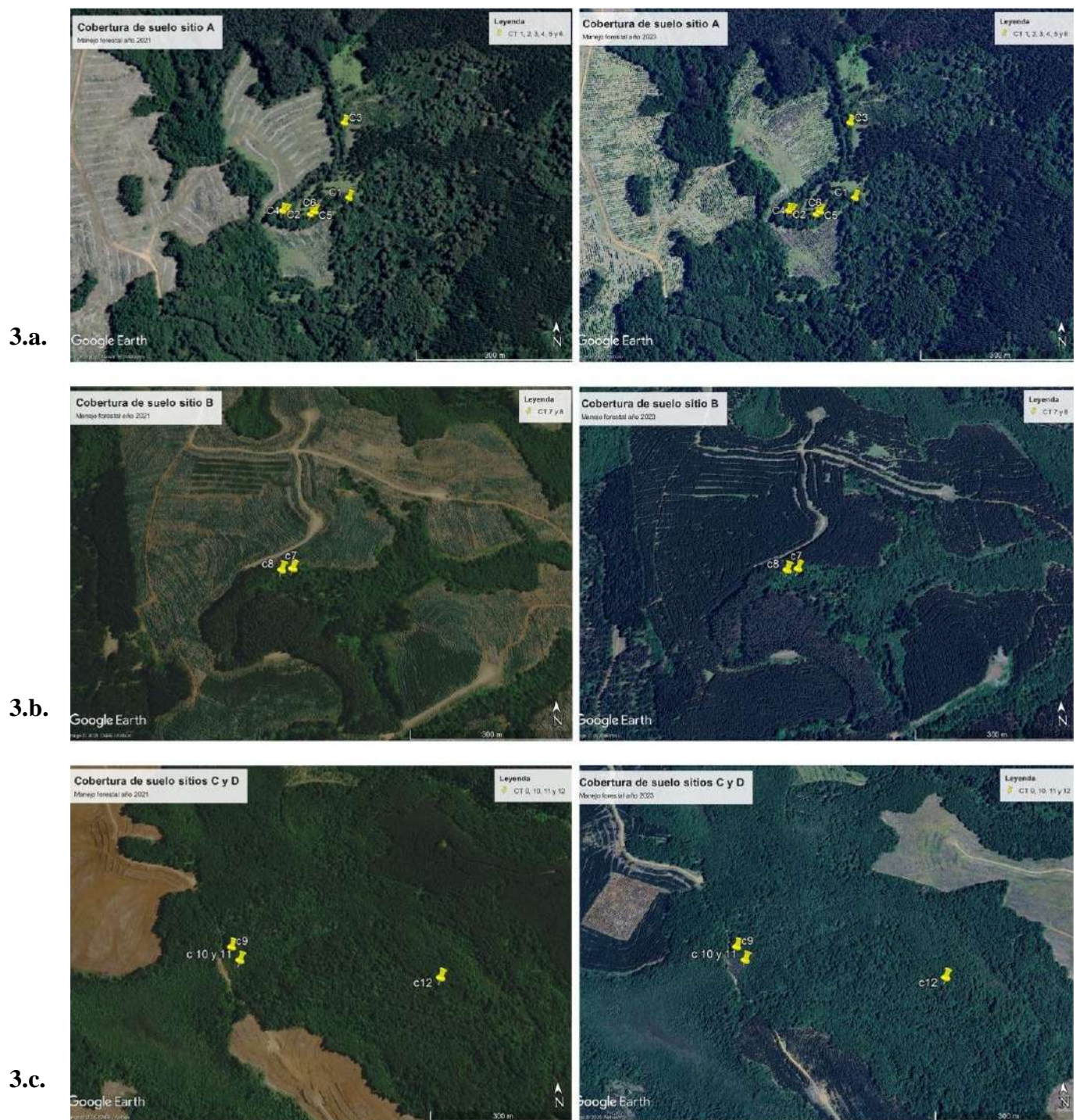


Figura 3. Comparación de cobertura de suelo en los tres sitios con sus respectivas cámaras en los años 2021 y 2023 respectivamente. 3.a. corresponde al río Huequecura, y 3.b. y 3.c. al río Colegual (Google Earth Pro 2024).

2.2 Diseño del estudio

Los troncos caídos se seleccionaron de manera oportunista, es decir, aquellos troncos que atravesaran el río de lado a lado, rodeados por vegetación ribereña. Se escogieron troncos de diferentes diámetros para obtener mayor variación de tamaño, pensando en que diferentes especies podrían utilizar troncos de distintos tamaños (figura 4). De estos troncos se registró el largo y el perímetro en su parte más ancha, además del ancho del río (cuadro 1).

Se utilizaron 10 cámaras trampa modelo HC-801A de la marca Suntekkam y dos del modelo 119676C de la marca Bushnell. En el sitio A se instalaron las cámaras 1 a la 6, en el sitio B las cámaras 7 y 8, y en los sitios C y D presentan las cámaras 10, 11 y 12 (figura 2). En el caso de las cámaras 11 y 12, se encuentran en troncos contiguos, es decir, las cámaras están en el mismo complejo (figura 5).

Cuadro 1: Características de troncos caídos, ancho del río y número de cámaras puestas en los ríos Colegual y Huequecura, cuenca del río Futa.

Río	Sitio	Cámara	Largo tronco (m)	Perímetro tronco (m)	Ancho del río (m)
Colegual	A	1	18	1,55	8
		2	11,7	2,6	9,5
		3	13,3	1,5	12,2
		4	10,6	2,8	9,2
		5	15,4	1,95	9,2
		6	9,2	1,8	9,3
Huequecura	B	7	12,8	1,1	11
		8	12,6	1,52	11
	C	9	11	0,89	7,8
		10	12	0,78	6
	D	11	14	0,61	6
		12	12	0,61	6



Figura 4. Imagen tronco caído cámara 1, río Colegual, detección de un juvenil *Turdus falcklandii*, (Zorzal) 30 de diciembre del 2023 a las 10:59 de la mañana.



Figura 5. Imagen de la cámara trampa 11 del complejo de las cámaras 10 y 11, 20 de diciembre del 2023 a las 09:11 de la mañana.

La instalación de las cámaras trampa se llevó a cabo el día 12 de octubre del 2023 con un control mensual del día 12 de cada mes, donde se realizó el cambio de tarjetas de memoria de 32 GB y de baterías recargables (4 baterías por cámara). Las capturas consistieron en videos de 15 segundos de duración, con una resolución de 1280 x 720 píxeles (alta definición), con un intervalo entre disparos (*shot lag*) de 5 segundos y alta sensibilidad de detección de movimiento (Trevarrow y Arismendi 2022). Las cámaras según su manual presentaron un ángulo de detección de 120° y un alcance aproximado de 24 metros de día y 19 metros de noche. Cada registro incluyó la fecha y hora correspondiente. La orientación de las cámaras se implementó dependiendo del sentido del tronco caído y el estudio se realizó sin ningún tipo de cebo, si al monitorear las CT alguna de estas falló y fue hurtada, se reemplazó con una nueva. Finalmente, la desinstalación de las cámaras se realizó el 14 de octubre del 2024, pero, los datos de los días 13 y 14 de este mes no fueron considerados.

Para evitar la ocurrencia de disparos vacíos de CT, se debió despejar algunas ramas frente a las cámaras, y estas posicionaron en estacas y troncos firmes. La ubicación de las CT, se sugiere a la misma altura del movimiento que se espera del animal (Jackson *et al.* 2005), no obstante, como este estudio se realizó sobre troncos en ríos y sin una especie objetiva específica, se prefirió tener una perspectiva general del tronco, además en épocas húmedas las crecidas de los ríos eran bruscas y se vio en la obligación de instalar las cámaras en mayor altura.

2.3 Análisis de datos

La totalidad de los videos captados por las cámaras trampa fueron filtrados por un model Megadetector y códigos de Python, así pudiendo usar la aplicación con inteligencia artificial llamado “Ecoassist” la cual reconoce los videos como presencia de humano, animal o vacía (Beery *et al.* 2019, Lunteren 2023). Los videos filtrados se clasificaron manualmente, registrándose aquellos que presentaban animales a través del software “Timelapse” y “TimelapseTemplateEditor” (Greenberg y Godin 2015). A continuación, los archivos resultantes de TimelapseTemplateEditor (TimelapseTemplate.tdb) y de Ecoassist (video_recognition_file.json) son ingresados al software Timelapse para comenzar con la clasificación manual. Se creó una base de datos, en la cual se registró: número del archivo, fecha y hora, actividad (si la detección fue de día o noche), número de cámara, estación del año, número de individuos, mes, especies, comportamiento, si el evento ocurrió sobre el tronco caído y alguna nota sobre alguna particularidad de la detección (figura 6).

What the interface will (roughly) look like. Drag and drop controls by their labels to re-arrange their order

File	RelativePath	DateTime	01-Jan-1900 12:00:00	Delete?	<input type="checkbox"/>	Actividad		Camara		Estacion		Rio	
N Individuos	0	Mes		Especie		Comportamiento		Sobre el tronco	<input type="checkbox"/>	Comportamiento 2		Destacada	<input type="checkbox"/>
Comportamineto 3												nota	

Figura 6. Planilla TimelapseTemplateEdits con los datos que se reunieron por video.

Para la identificación de especies de avifauna se utilizó Couve *et al.* (2016) como libro guía, mientras que para mamíferos se siguió a Muñoz y Yáñez (2009). De forma adicional se consultó a expertos, colegas y estudiantes del rubro de la Facultad de Ciencias y Ciencias Forestales y Recursos Naturales de la Universidad Austral de Chile.

Al finalizar con la clasificación, se evaluó independencia de los eventos, es decir, se identificaron las detecciones independientes. En este caso, se consideró como evento independiente cualquier registro de un individuo de la misma especie separado por al menos una hora (60 minutos) respecto al video anterior (Burton *et al.* 2015).

La diversidad *beta* utiliza los datos de riqueza de especie, en este caso se utilizó la fórmula de Whittaker. Si este cálculo da como resultado 1 significa que las comunidades presentan las mismas especies, por el contrario, al ser un número mayor a 1 patenta un cambio de las especies, mientras más grande sea el número, hubo más diferencia de estas (Magurran 2004). Para el cálculo de este índice, se utilizó la siguiente fórmula:

$$\beta_w = S/\bar{a} \quad [1]$$

Donde S es el número total de especies en el sistema y a el promedio del número de especies por comunidad individual (Magurran 2004).

Se realizó el cálculo de tasa de detección como el número de detecciones dividido el total de días-cámaras, ya que constituye una estimación útil para el monitoreo al evaluar las relaciones con el hábitat (Waldstein *et al.* 2017). Este índice fue utilizado para comparar estacionalidad y el comportamiento de la fauna registrada. También se utilizó la proporción de cámaras con registros de especies por estación, es decir, la cantidad de CT que detectaron a cada especie (Kays *et al.* 2021).

$$Tasa\ de\ detección = \frac{Número\ de\ detecciones}{Esfuerzo} \quad [2]$$

Se analizó la dominancia de comportamientos sobre los troncos por estación del año y especie, donde el comportamiento de “camina” se refiere a la acción de dar pasos sobre el tronco, “cruza” es la acción de cruzar de un extremo a otro del tronco, “Recolecta” aves transportando restos con su pico como recurso y “Escarba” comportamiento típico de *Rhinocryptidae* (Vergara *et al.* 2020) (cuadro 2).

Cuadro 2. Descripción de las acciones de comportamientos en aves y mamíferos (justificación propia).

Comportamiento	Acción
Caminar	Dar pasos sobre el tronco
Cruza	Caminar sobre el tronco de un extremo a otro
Posa	Aves se detienen sobre el tronco
Sienta	Posición de descanso
Salta	Brinca sobre el tronco
Come	Sostiene su alimento o se alimenta
Defeca	Excreta
Mira al agua	Posición inclinada observando el agua del arroyo
Lanza al agua	Se impulsa hacia el agua
Bebe agua	Hidratación con el agua del arroyo
Juguetea	Dos individuos o más interactúan lúdicamente sociabilizando
Picotea	Aves usan su pico como recolección y/o alimentación
Recuesta	Posición de descanso
Rasca	Refregar con su mismo cuerpo u objeto
Recolecta	En aves usan de su pico para conseguir recursos y mamíferos hocico
Huele	Olfatea
Escarba	Busca recursos con sus patas en el suelo o troncos
Aletea	Movimiento de alas
Intenta cruzar	Camina en troncos mediamente hundidos impidiéndole cruzar

3 RESULTADOS

3.1 Número de registros

El total de videos con registros de individuos fue de 750 videos, siendo 431 registros independientes. Se identificaron un total de 36 especies (figura 7) (anexo 1), donde en los casos de roedores y zorros no fue posible la identificación hasta el nivel de especie, los cuales se clasificaron como *Rodentia* y *Lycalopex*, respectivamente.

Los registros independientes muestran que existe una dominancia de *C. familiaris* en las estaciones de otoño e invierno (40 y 8 detecciones, respectivamente); *L. guigna* y *Oligoryzomys longicaudatus* (Bennett) (Colilarga) en primavera (19 detecciones cada uno); y el ave *Coragyps atratus* (Bechstein), en verano (28 detecciones). Al mismo tiempo el mayor número de detecciones del total de especie ocurrió en las estaciones de verano con 204 detecciones y primavera con 110 detecciones, mientras que 40 y 77 detecciones se obtuvieron en invierno y otoño respectivamente. A nivel mensual, el mayor número de detecciones ocurrió en los meses de diciembre, enero, febrero, marzo y abril (57, 69, 80, 57 y 48 detecciones respectivamente). En el caso específico del registro de aves su detección también fue mayor en los meses secos, es decir, enero, febrero y marzo (29, 68 y 34 detecciones, respectivamente) (figura 10).

3.2 Tasa de detección y proporción de cámaras trampa con registros

Al estandarizar los datos con la tasa de detección se obtuvo que en los meses de febrero, diciembre y marzo fueron los meses con mayor tasa de detección del total de especies (figura 9) (cuadro 3) *C. familiaris* fue la especie con la mayor tasa de detección, con una tasa anual mayor dos, donde la estación con mayor tasa de detección fue en otoño con un valor de cuatro. Lo siguió *L. guigna* con una tasa total de cinco, siendo su mayor tasa en las estaciones de primavera y verano, y *T. falcklandii* con una tasa anual de cercana a cuatro, y la mayor es en la estación de verano con tres aproximadamente. Sin embargo, la mayor tasa de detección en verano son tres por *C. atratus*, en otoño e invierno por *C. familiaris* y en primavera por *L. guigna* y *O. longicaudatus* con una tasa de dos (figura 8).

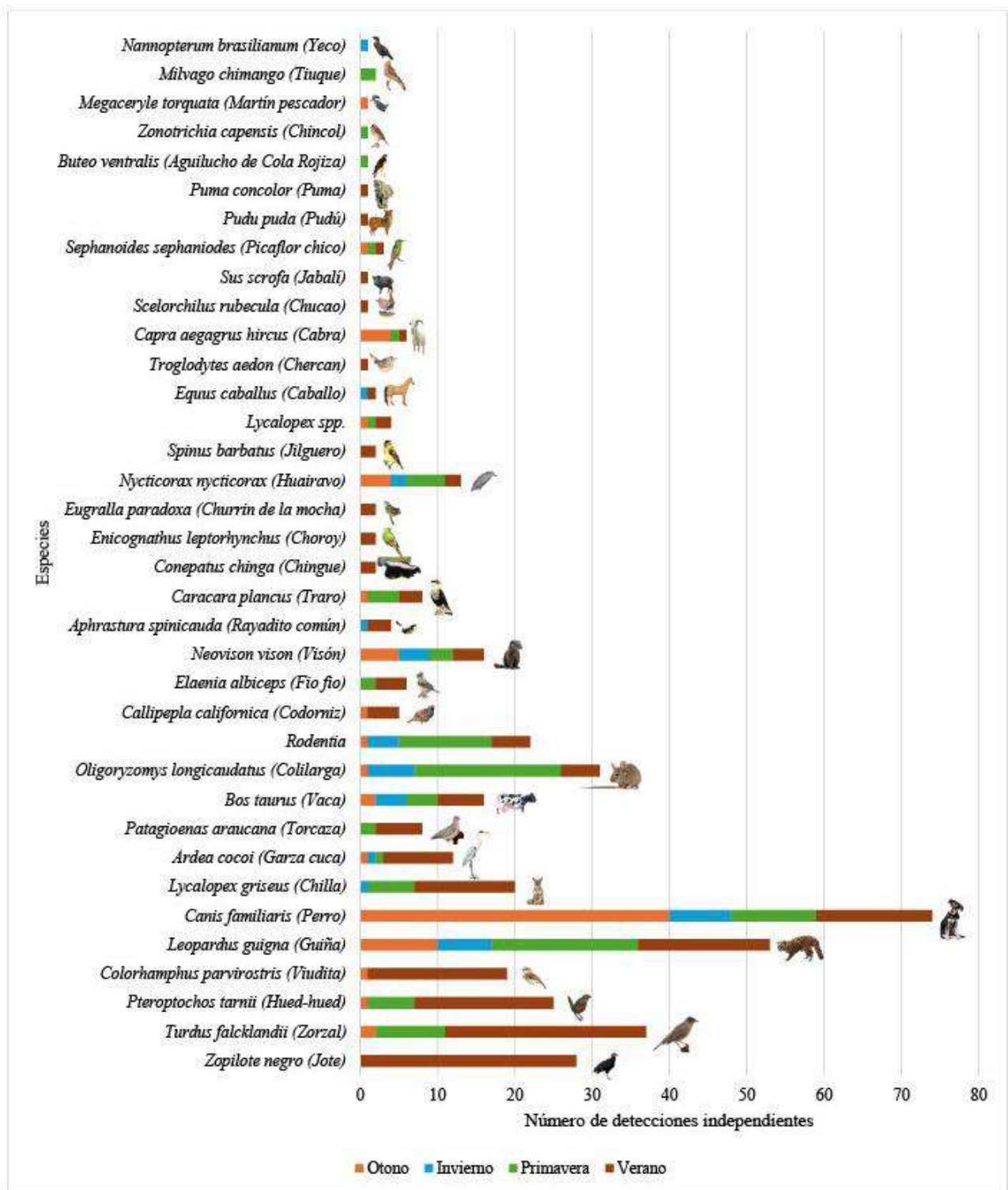


Figura 7. Número de registros de especies por estaciones del año.

Cuadro 3. Valores de los números de registros y registros independientes, esfuerzo (días cámaras) y la tasa de detección de cada de mes del año y su respectiva estación del año.

Estación	Mes	Número de registros	Número de registros independientes	Esfuerzo	Tasa de detección
Verano	Enero	70	69	341	20.5
	Febrero	214	80	319	67.1
	Marzo	117	57	372	31.5
Otoño	Abril	80	48	360	22.2
	Mayo	18	18	279	5.7
	Junio	14	12	360	3.9
Invierno	Julio	30	27	341	8.8
	Agosto	0	0	341	0
	Septiembre	22	13	360	6.1
Primavera	Octubre	29	28	341	8.5
	Noviembre	33	22	360	9.2
	Diciembre	119	57	372	32

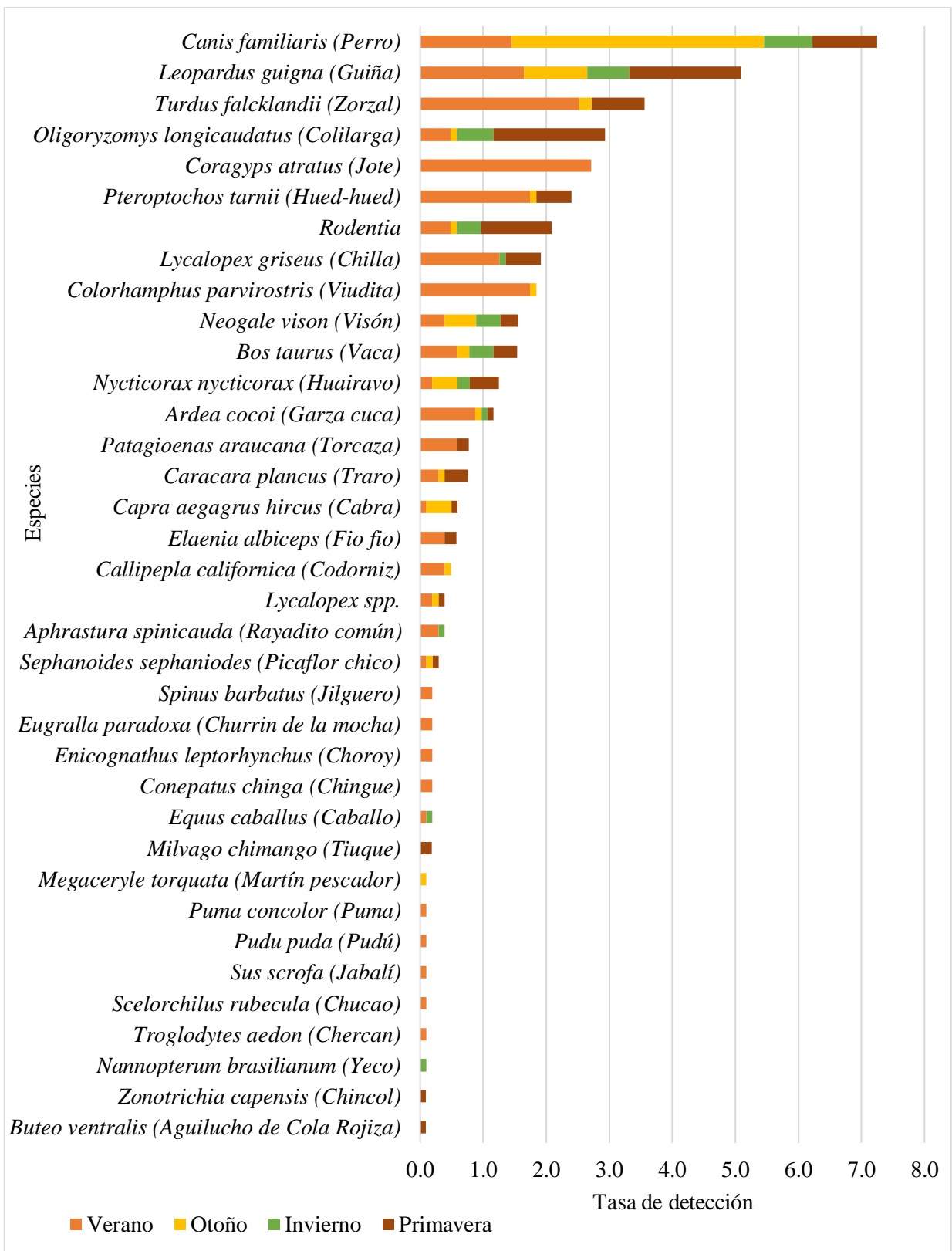


Figura 8. Tasa estacional de detecciones registradas por cámaras trampa para cada especie.

Por parte de las aves, su mayor tasa de detección ocurrió en verano (figura 9). La única especie exótica registrada de aves es *Callipepla californica* (Shaw) (Codorniz). En el caso de mamíferos, de los 14 encontrados 6 son exóticos (*Bos taurus* (Linnaeus) (Vaca), *Equus caballus* (Linnaeus) (Caballo), *Capra aegagrus* (Linnaeus) (Chivo), *Sus scrofa* (Linnaeus) (Jabalí), *Neogale vison* (Schreber) (Visón), *C. familiaris*) (figura 8).

En el caso de los mamíferos, se registraron especies exótica, incluyendo cinco especies de uso doméstico, de los cuales cuatro fueron agrupados como ganado (*E. caballus*, *C. aegagrus*, *S. scrofa* y *B. taurus*), además del *C. familiaris* y *N. vison*. Por otro lado, las especies de fauna nativa (*Conepatus chinga* (Molina) (Chingue), *L. guigna*, *Pudu puda* (Molina) (Pudú), *P. concolor*, *Lycalopex*) y Roedores no determinados (figura 11). En cuanto a las tasas de detección de mamíferos, se observó una similitud de *C. familiaris* y Ganado, así como un leve aumento en la detección de fauna silvestre en los meses de primavera y verano.

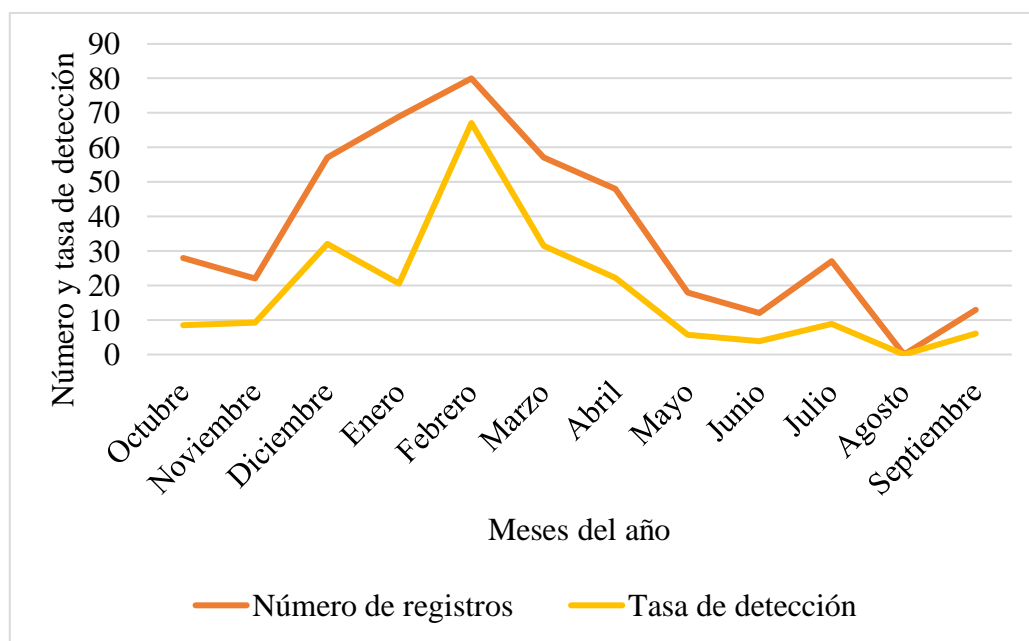


Figura 9. Total de número de registros independientes (línea naranja) y tasa de detección (línea amarilla) estacional entre el 12 de octubre 2023 al 12 de octubre 2024.

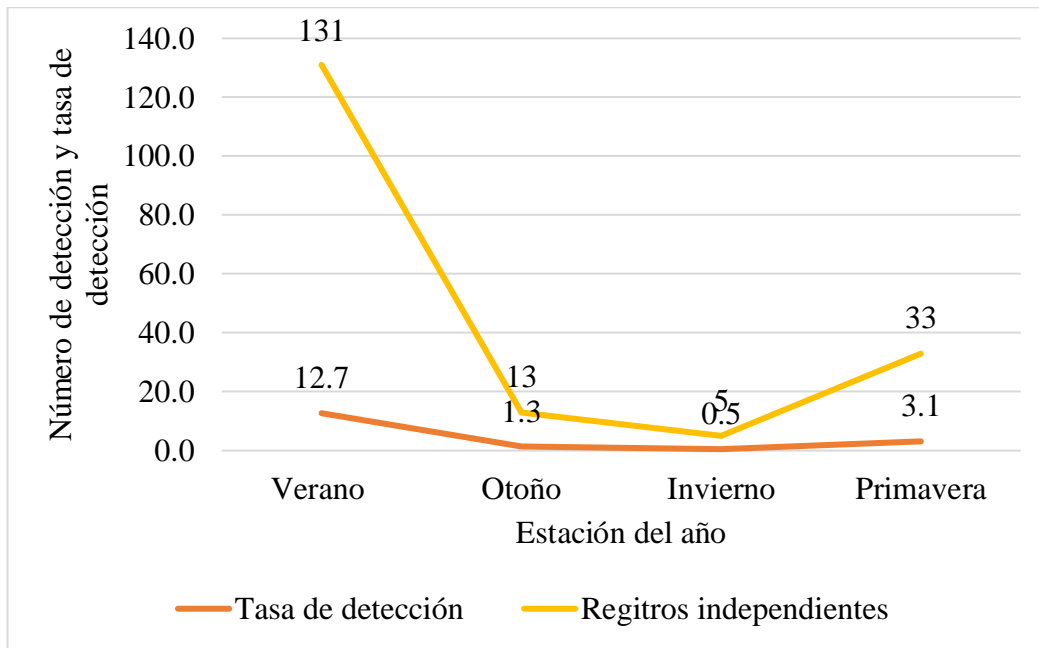


Figura 10. Total de número de registros independientes (línea amarilla) y tasa de detección (línea naranja) de avifauna por estación del año entre 12 de octubre de 2023 y 12 de octubre de 2024.

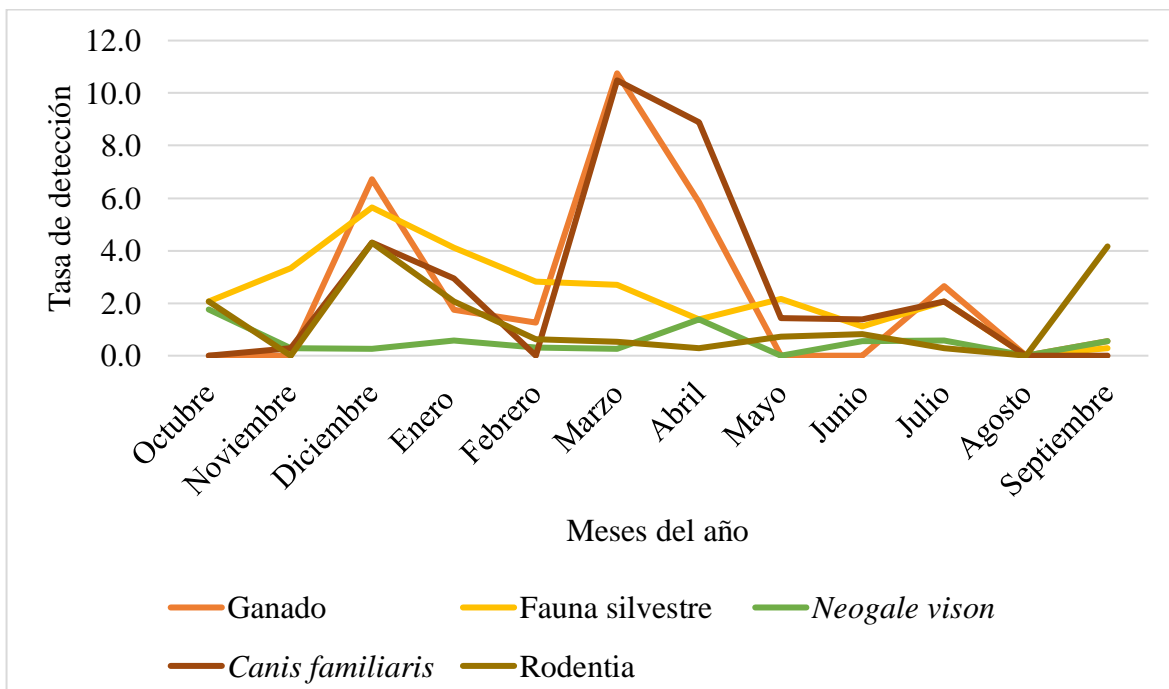


Figura 11. Tasa de detección de mamíferos por mes, clasificado por ganado, roedores, fauna nativa, *C. familiaris* y *N. vison*.

En la proporción de cámaras trampa con registros se observó que la especie que estuvo en más cámaras fue *L. guigna* (en un total de 7 CT) y roedores (con un total de 9 CT) con su mayoría en verano y primavera. La estación con mayor proporción de CT fue la de verano seguida de primavera. En comparación, *C. familiaris* no fue la mayor proporción no así en la tasa de detección, siendo detectado en 4 CT, con su mayoría en invierno (anexo 2).

3.3 Índices de diversidad

Los mayores valores de la fórmula de Whittaker (B_w) (cuadro 4) se registraron en los meses de mayo, julio y noviembre, mientras que los valores más cercanos a 1 se observaron en enero y febrero. Estos resultados indican que los meses de verano se aproximan en mayor medida a la riqueza total de especies detectadas, mientras que en mayo, julio y noviembre se registró una menor cantidad de especies. De forma paralela, al analizar la dominancia y/o proporción mensuales de especies con respecto a la riqueza total, se observa que los meses de enero y febrero concentran más del 55% de las especies detectadas. Se destaca además que en el mes de agosto no se tuvieron registros, por fallo de cámaras.

Cuadro 4. Valores de los índices ecológicos de diversidad para cada mes y su respectiva estación del año, donde riqueza (S) y fórmula de Whittaker (B_w).

	Mes	S	B_w	Dominancia (%)
Verano	Enero	21	1.7142	58.3
	Febrero	21	1.7142	58.3
	Marzo	18	2	50
Otoño	Abril	13	2.7692	36.1
	Mayo	7	5.1428	19.4
	Junio	5	7.2	13.8
Invierno	Julio	7	5.1428	19.4
	Septiembre	8	4.5	22.2
	Octubre	8	4.5	22.2
Primavera	Noviembre	7	5.1428	19.4
	Diciembre	18	2	50

3.4 Comportamiento sobre los troncos caídos

En relación con el comportamiento sobre troncos caídos, la totalidad de comportamientos detectados fueron 20, pero 19 se observaron sobre el tronco, descartándose los comportamientos “vuela” y “nada”. Se observa una dominancia en la acción de “camina”, con una tasa anual de 12, con mayores valores mensuales durante verano (22.2). Este es seguido por “Posa”, el cual es un comportamiento particular de las aves. La acción de “cruza” presentó una tasa total anual de 8.6, observándose principalmente durante el otoño (valor de tasa siete) (figura 12).

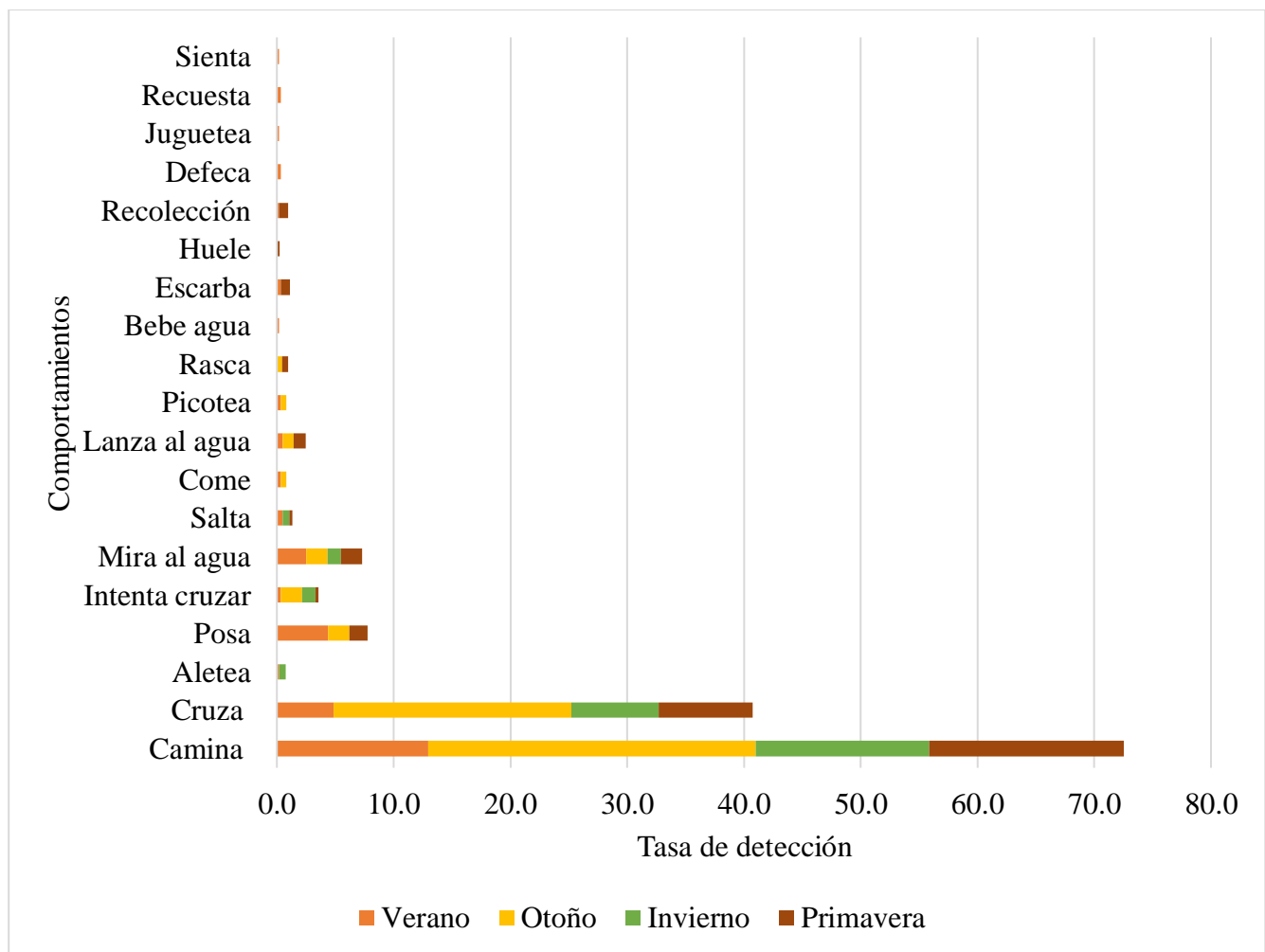


Figura 12. Estacionalidad en la tasa de detección de los comportamientos sobre los troncos caídos.

En orden descendente, el número de comportamientos registrados sobre los troncos por estación fue: verano (57.8), otoño (22.7), primavera (20) e invierno (siete). Se registraron además

comportamientos exclusivos, aunque en bajo número, durante verano, tales como “bebe agua” (*E. leptorhynchus*), “defeca” (*T. falcklandii*), “juguetea” (*N. vison*), “sienta” con una detección y “recuesta” (*L. guigna*) (figura 12).

Al clasificar los comportamientos por grupos se observa que hay una dominancia en caminar en fauna nativa, los cuales son mamíferos, posar en la avifauna y cruzar los troncos caídos que se encuentran sobre los arroyos. Esto es mayor en fauna nativa y en *C. familiaris*, es decir, mamíferos (figura 13). También se destaca el caso de aves que cruzaron troncos, como *C. californica* y *P. tarnii*. Y defecar por *T. falcklandii* sobre el tronco.

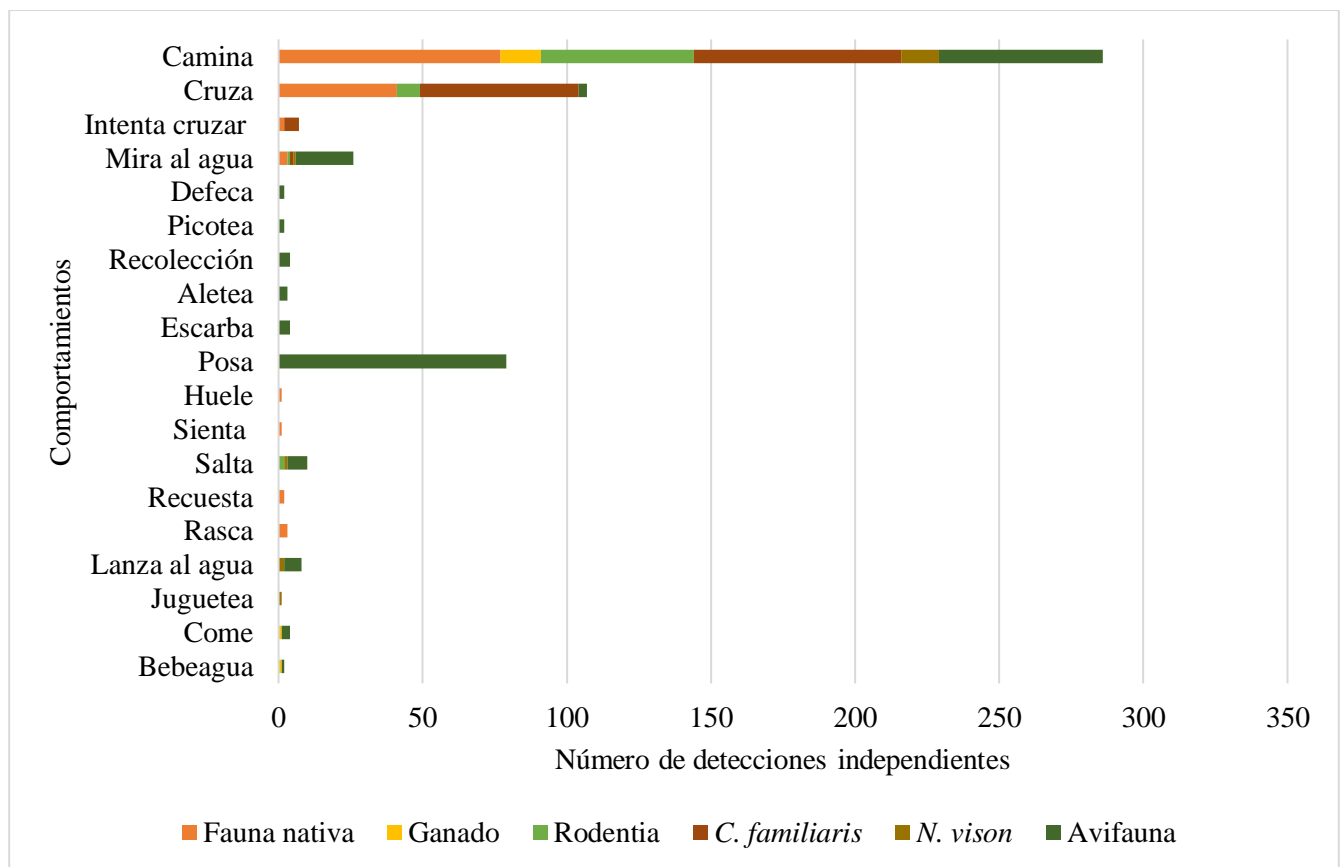


Figura 13. Número de detecciones independientes de comportamientos detectados sobre los troncos caídos.

4 DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos permiten aceptar la hipótesis, debido a que se registra una mayor detección en la estación de verano y, el comportamiento dominante efectivamente fue el de “caminar” y “cruzar” el tronco caído por la fauna presente, es decir, desplazamiento. Estos resultados coinciden con el estudio de Trevarrow y Arismendi (2022) en la costa de Oregón, Estados Unidos, quienes reportaron que la riqueza encontrada en cámaras trampa es mayor en verano en comparación con las otras estaciones del año, igualmente el comportamiento con mayores eventos en su estudio fue el de movilidad (caminar y cruzar) en troncos caídos.

Se ha reportado la estacionalidad de la presencia de aves en el estudio de González-Vásquez y Manquehual-Cheuque (2024), a través de censo de aves en el Parque Ecológico y Cultural Rucamanque en la Región de la Araucanía, Chile, quien registra una mayor riqueza en primavera, seguida de verano y menor en otoño. Otro patrón sobre la estacionalidad de aves, en este caso acuáticas, es el censo en el estudio de González *et al.* (2011) donde en el río Itata en la región del Bío-Bío se registra también una mayor riqueza y abundancia en verano y otoño, siendo las aves migratorias visitantes las que aumentan el registro, como *Larus pipixcan* (Wagler) y *Thalasseus elegans* (Gambel).

La mayor tasa de detección y de riqueza de aves durante el verano, se debe en particular a especies que solo se detectaron predominantemente en esta estación del año. Esto se dio por ejemplo en la especie de *E. albiceps* (Fío-Fío), la cual es un ave migratoria. Esta especie utiliza regiones no reproductivas en Brasil, primero en la costa y luego en el centro de Brasil, donde permanece aproximadamente por seis meses y medio, para luego migrar entre septiembre y marzo hacia el sur de Sudamérica. En Chile, se reproduce desde la zona de Copiapó hasta la Reserva de la Biosfera de Cabo de Hornos (Jara *et al.* 2024). En este estudio, *E. albiceps* se detecta mediante CT en los meses de enero (dos individuos), febrero (dos individuos), octubre (un individuo) y diciembre (un individuo).

Al mismo tiempo, se detectó un total de 18 veces a *Colorhamphus parvirostris* cuyos registros ocurriendo mayormente en verano. Esta especie es migratoria dentro del país y Argentina, siendo su migración latitudinal, donde en los meses de primavera y verano la mayoría de la población se dirige a mayores latitudes, alcanzando la región de Magallanes en Chile y Patagonia Argentina; mientras que en los meses de invierno migra a la zona central del país (Chesser y Marín 1994).

La presencia de esta especie en el área de estudio podría deberse entonces a que se debe a un paso migratorio, sin embargo, no todos los individuos migran, debido a esto se pueden encontrar individuos

casi todo el año en el área de muestreo (Región de Los Ríos) o por su rango anual (McGehee *et al.* 2004). Además, esta especie prefiere habitar la vegetación ribereña, en la cual estuvo enfocado este estudio. De esta manera, los individuos detectados en los meses de verano, probablemente sea por el desplazamiento y dispersión después de la reproducción o también pueden ser de los individuos no migratorios (Chesser y Marín 1994).

Respecto a los mamíferos pequeños, Zúñiga *et al.* (2021), reportaron que el aumento estacional en las capturas de roedores está relacionado con su época de reproducción. Generalmente, la mayor cantidad de capturas se registra en invierno, debido a que la reproducción ocurre principalmente en otoño, lo que provoca un aumento en la abundancia relativa durante la estación siguiente. Sin embargo, este patrón varía en función de las especies analizadas. En el presente estudio, la mayor tasa de detección de roedores se registra en primavera (dos) e invierno (1.5), con mayor actividad en los meses de diciembre (cuatro), septiembre (4.2) y enero (dos). En particular, *O. longicaudatus* fue detectado con mayor frecuencia en invierno, alcanzando una tasa de siete, patrón que concuerda con lo reportado por Zúñiga *et al.* (2021).

Por otro lado, un estudio con CT en Sidney, Australia detectó que la mayor actividad de pequeños mamíferos arbóreos y semi arbóreos es en primavera y menor en invierno, no obstante, se destaca que esto depende de la especie, ya que, las ratas siguieron este patrón, pero un marsupial y una rata en particular fue a la inversa, o sea, su detección fue mayor en invierno (Gracanin y Mikac 2022). Las diferencias entre dichas investigaciones y los datos analizados en este estudio se podría explicar por las limitaciones de las CT por su posición lejana al suelo. Además, Zúñiga *et al.* (2021) utilizaron trampas Sherman, las cuales son específicas para la captura de micro mamíferos, y que el sitio de estudio de Gracanin y Mikac (2022) tiene una diferencia en la estacionalidad de la precipitación en comparación de la Región de Los Ríos.

En cuanto a los mamíferos medianos y grandes, Yang *et al.* (2024) concluyen que se necesitan mayor cantidad de cámaras trampa para detectar la riqueza en periodos secos en comparación a los húmedos. Por su parte, Martin *et al.* (2016) no encontraron diferencias en la detectabilidad de mamíferos entre las época húmedas y secas, y, si hubo alguna diferencia, es probable que haya sido por el defecto de alguna CT. De este modo, se infiere que la detección de especies está ligada al sitio de estudio, la metodología empleada, los objetivo del estudio y el comportamiento propio de las especies.

Asimismo, los mamíferos que habitan el área de estudio no presentan migración estacional, pero pueden alternar el uso de diferentes áreas de alimentación en función de la disponibilidad de recursos.

De acuerdo con los resultados, la especie más detectada es *L. guigna*, cuya tasa de detección se mantuvo entre uno y dos durante casi todo el año, destacando noviembre con tres, como también fue la que tuvo mayor presencia en cantidad de cámaras (anexo 2). En cambio, *Lycalopex spp* muestra un incremento notable en su tasa de detección durante diciembre y enero (anexo 3). El caso particular de *L. griseus*, esta especie forma pareja a comienzos de la primavera y tiene a sus crías a fines de la misma estación o inicios del verano. Por tanto, el aumento en la detección podría explicarse por la búsqueda de pareja, la presencia de crías y una mayor cantidad asociada a la depredación de presas que requieren de un mayor gasto energético (MMA 2019). Otra justificación del aumento de detección en estos meses es posible que haya sido porque cuando en el cauce había un aumento en su caudal, estos troncos por días quedaban hundidos, así imposibilitando el uso de estos por los animales (anexo 4).

Actualmente, existe poca literatura actualizada sobre las interacciones entre troncos caídos/residuos de tala de madera/ restos leñosos con mamíferos tanto pequeños como grandes. No obstante, algunos estudios, como el de Sullivan *et al.* (2017), señalan que este tipo de restos proporciona refugio y hábitat a pequeños mamíferos en áreas sometidas a tala.

Según Loeb (1993) en los troncos caídos en suelo se encuentra un refugio de depredadores para pequeños mamíferos y un instrumento para evitar la competencia inter-especie, puesto que estos se desplazan entre las distintas alturas de los troncos. Otras funciones es que se pueden utilizar como sitios de anidamiento y un lugar para un punto de vista más alto, para observar depredadores y/o presas, como también una fuente de alimento (Hanula 1996).

En este estudio, los comportamientos dominantes registrados son los de “caminar” y “cruzar” sobre los troncos. Para los pequeños mamíferos, desplazarse sobre troncos caídos resulta más eficiente y rápido que moverse por ciertos tipos de suelo, como aquellos cubiertos de hojas secas (Loeb 1993). A diferencia de investigaciones previas, sugiere que caminar o cruzarlos podría reducir el gasto energético al facilitar el desplazamiento (Trevarrow y Arismendi 2022) en comparación con la alternativa de nadar para atravesar el cauce. Así, los troncos pueden considerarse como elementos facilitadores de movimiento para la fauna terrestre en ecosistemas ribereños.

Los comportamientos con mayores detecciones en las aves fueron el de “Posar”, “Caminar” y “Mirar al agua” en los troncos caídos, los que coinciden con Steel *et al.* (1999) quienes registran que los desechos madereros en suelo de vegetación ribereña son utilizados como un lugar para cazar, refugio y fuente de alimentación por la disponibilidad de insectos, hongos y semillas para las aves y que incluso más del 50% de las aves censadas se encontraron en algún momento sobre estos desechos madereros en

los cuales sus comportamientos más comunes fueron posándose, cazando y saltando, los cuales son similares a los encontrados.

Según Gurnell *et al.* (1995), la tala en bosques destinados a la producción maderera genera restos leñosos, como consecuencia del manejo forestal, aumentando su presencia en los cauces de agua. Estos restos cumplen diversas funciones ecológicas en los arroyos: actúan como sumideros de nutrientes, sirven de sustrato para el crecimiento de hongos que a su vez constituyen a la formación de pozas. Estas pozas son fundamentales para peces juveniles, ya que les proporcionan de refugio y alimentación, y su tamaño se encuentra directamente relacionado con la biomasa de los individuos que las habitan.

Otra atribución es la acumulación de sedimentos que se relaciona con la estructura del cauce, los cuales proporcionan sitios de almacenamiento, que están relacionado con la formación de hábitat para peces y macroinvertebrados, también proporcionan seguridad visual a peces contra la depredación de mamíferos y aves. Relacionado a los hábitats bentónicos se pueden identificar hasta cinco tipos de hábitats en los ríos, al mismo tiempo estos troncos le pueden sustentar recursos a macroinvertebrados cuando hay poca disponibilidad de hojas (Gurnell *et al.* 1995)

La presencia de estos restos leñosos se vincula directamente con la diversidad y densidad de presencia de peces y macroinvertebrados, entonces si estos son removidos estos disminuyen en gran medida, como también los pozos y la acumulación de sedimento. Igualmente, el exceso de acumulación de restos leñosos puede generar una barrera para la migración de peces, sobrante de sedimentos y alterar la erosión (Gurnell *et al.* 1995, Hilderbrand *et al.* 1997).

Entonces para el manejo de estos restos, se debe de hacer una selección de los residuos, es decir, que puedan aportar estos roles, pero sin provocar una desproporción, así crear alteraciones en las dinámicas. Como también, se debe tener en cuenta el nivel de descomposición en que encuentran, la pendiente del cauce y la energía de la corriente. Dependiendo de estas características se tienen distintas recomendaciones para la remoción o depósito de restos, como por ejemplo los restos que deben permanecer en el lugar deben de estar anclados a las orillas del arroyo (Gurnell *et al.* 1995).

La presencia de zona buffer es un método preventivo para el exceso de restos leñosos en los cauces (Gurnell *et al.* 1995), en Chile estas zonas están protegidas en el artículo del reglamento del decreto 82 (reglamento de suelos aguas y humedales) de la Ley 20283 “Ley sobre recuperación del bosque nativo y fomento forestal”, donde según la pendiente que se encuentra el cuerpo de agua, serán los metros de la zona, o sea, si la pendiente es entre 30 y 40% el ancho de la zona es de 10 metros, pero si la pendiente es superior a 45% está es de 20 metros (Ministerio de Agricultura 2025). Sin embargo, se ha mencionado

que estos metros no son suficientes para la protección de los ecosistemas ribereños (Gutiérrez *et al.* 2018, como se cita en Cruz-Tagle y Lara 2020).

La mayor especie detectada en el año fue *C. familiaris*, con una mayoría en otoño, estos se observaron de manera libre en la zona, si es que son provistos de alimento hay una alta posibilidad de que se encuentren cazando y/o acosando a fauna silvestre (Silva-Rodríguez y Sieving 2011). Otra perturbación causada por *C. familiaris* se debe a que pueden ser portadores de enfermedades tanto para humanos como para la fauna nativa (Contreras-Abarca *et al.* 2022).

Otra especie invasora que se registra en el área de estudio es el *N. vison*, los cuales llegaron a Chile entre 1930-1940, en la actualidad esta especie se encuentra desde la Región de La Araucanía a la Región de Magallanes. Se da hincapié esta especie debido a que tiene distintas consecuencias negativas en la fauna silvestre, como que es portadora de enfermedades (Salgado *et al.* 2020) y su alimentación de basa en una alta depredación de aves (Jiménez *et al.* 2014). También, *S. cofra* se alimenta principalmente de vegetales, seguido de invertebrados, mamíferos y hongos (Hernández *et al.* 2017), siendo una especie oportunista según los recursos disponibles, teniendo un impacto negativo a la flora y fauna (Skewea *et al.* 2007), sin embargo, se ha demostrado que este es consumido por *P. concolor* (Skewes *et al.* 2012).

Como se mencionó anteriormente, tanto los animales domésticos como invasores son responsable en la propagación de enfermedades a la fauna silvestre, como por ejemplo, Sepúlveda *et al.* (2014), sugieren que con respecto al comúnmente conocido virus del moquillo canino y/o distemper canino, *N. visón* es una especie que cumple el rol de puente entre perros y fauna silvestre, principalmente a *L. griseus* y *Lycalopex fulvipes*, debido a que esta es la especie en común en las interacciones sean directas o indirectas, ya que este virus puede sobrevivir 14 días en los sitios, hospedándose con mayor medida en flujos (orina, feca, etc), pudiendo ser común el contagio.

El presente estudio enfrentó algunas complicaciones relacionadas con el robo y el mal funcionamiento de cámaras trampa. En particular, la cámara 9 fue robada en tres ocasiones (mayo, agosto y octubre), mientras que la cámara 12 fue sustraída una vez (en julio). También se registraron fallas técnicas en varias cámaras. La cámara 4 presentó problemas en enero, febrero, julio y agosto; específicamente, en enero no realizó grabaciones debido a una programación incorrecta. Por otro lado, las cámaras 5 y 6 fallaron en mayo como consecuencia de una crecida del río, la cual inundó los equipos a pesar de estar ubicados a aproximadamente dos metros de altura, causando daños permanentes en ambas cámaras.

Las limitaciones del uso de CT en el presente estudio fueron que no se calculó específicamente en

el área de estudio los metros de alcance de detección de cada CT, como también de altura, debido a que las características descritas por los manuales de las CT no son las mismas en terreno. Esto habría servido para tener un conocimiento de la instalación según los tamaños de los objetivos de estudios, aun así, como este objetivo no era una orden y/o especie específica. También, otra limitación fue la imposibilidad de clasificar todos los individuos registrados hasta el nivel de especie. En el caso de los zorros, algunas detecciones no permitieron su identificación específica, lo cual podría deberse a la forma en que fueron instaladas las cámaras trampa. La altura de instalación es un factor clave que varía según la especie objetivo, especialmente en función del tamaño corporal y la altura del animal respecto al suelo (Jackson et al., 2005, citado en MMA et al., 2021). En este estudio, algunos registros muestran únicamente la mitad del cuerpo de los caninos (ver anexo 5), lo que dificultó su identificación, limitando la clasificación al nivel de género (*Lycalopex*).

Otra limitación se relaciona con el proceso de clasificación de los videos. Según Silva-Rodríguez et al. (2025), el procedimiento recomendable incluye una revisión en dos etapas. En este caso, si bien se utilizó inteligencia artificial como asistencia previa a la clasificación manual, no se realizó una segunda revisión independiente, la cual habría permitido un mejor control de calidad en la identificación de los registros. Para futuros estudios, se sugiere incorporar una doble clasificación realizada por personas con experiencia en el análisis de imágenes de cámaras trampa.

En cuanto a las aves, se considera pertinente proponer que las cámaras trampa no sean el método más adecuado para estimar su riqueza, abundancia o comportamiento. Esto se debe a que el funcionamiento de estas cámaras es pasivo, y su activación depende del calor corporal y del movimiento del animal frente al sensor. Randler y Kalb (2018) reportaron que en Alemania solo un promedio del 20 % de las aves presentes fueron registradas mediante cámaras trampa. Sin embargo, en la selva valdiviana de Chile, Fontúrbel *et al.* (2020) demostraron que más del 60 % de la riqueza de aves fue detectada con esta metodología. Aun así, estos porcentajes siguen siendo bajos en comparación con los mamíferos, lo cual se atribuye a que las aves suelen tener menor masa y tamaño corporal, además de patrones de comportamiento y desplazamiento más veloces (Randler y Kalb, 2018).

5. CONCLUSIONES

El estudio permitió evidenciar la relevancia ecológica de los troncos caídos por fauna terrestre en zonas ribereñas, específicamente de la cuenca del río Futa. Se identifica que estos elementos actúan como facilitadores de movimientos para mamíferos, y como sitios de descanso, observación y alimentación para las aves. Con respecto a la estacionalidad en la detección de especies, probablemente la variación estacional se debe al cambio de comportamiento debido a su reproducción y alimentación. En el caso de las aves, la variación estacional está relacionada directamente con las especies migratorias, lo que explica la detección de una mayor riqueza en verano. Por otro lado, se registró la presencia de especies exóticas, las cuales representan una amenaza importante para los ecosistemas ribereños, en particular la presencia de *N. vison*, el cual hace uso de los troncos caídos al igual que *C. familiaris*.

Las zonas ribereñas son de gran importancia para la fauna presente en plantaciones forestales, ya que son corredores ecológicos, las cuales deben tener una mayor zona buffer. En estas zonas se encuentran troncos caídos en los cauces, los cuales tienen importantes roles tanto para la fauna acuática como para la terrestre, como muestra el presente estudio.

Finalmente, se recomienda el estudio y práctica de la presencia de troncos caídos en cauces en planes de restauración y conservación tanto como para la calidad del agua con macroinvertebrados y peces como fauna terrestre en actividades forestales.

6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alvarez C, A Lara, JP Boisier, M Galleguillos. 2019. The impacts of native forests and forest plantations on water supply in Chile. *Forests* 10(6):473. DOI: <https://doi.org/10.3390/f10060473>
- Armesto JJ, C Smith-Ramírez, P León, MK Arroyo. 1992. Biodiversidad y conservación del bosque templado en Chile. *Ambiente y Desarrollo* 8:19-24.
- Beery S, D Morris, S Yang. 2019. Efficient pipeline for camera trap image review. arXiv:1907.06772v1
- Boratynski Z. 2019. Energetic constraints on mammalian home-range size. *Functional Ecology* 34:468-474. DOI: 10.1111/1365-2435.13480
- Bridges A, A Noss. 2011. Behavior and activity patterns. In O'Connell A, J Nichols, K Ullas. Camera traps in animal Ecology: Methods and Analyses. Exin. p. 57-70.
- O'Brien TG. 2011. Introduction. In O'Connell A, Nichols J, Ullas K. Camera traps in animal Ecology: Methods and Analyses. Exin. p. 1-9
- Burton A, E Neilson, D Moreira, A Ladle, R Steenweg, JT Fisher, E Bayne, S Boutin. 2015. Wildlife camera trapping: a review and recommendations for linking surveys to ecological processes. *Journal of Applied Ecology* 52(3):675-685. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12432>
- Catterall CP, RJ Lynch, A Jansen. 2012. Riparian wildlife and habitats. In Lovett S, P Price. Principles for riparian lands management. Exin. p. 141-158.
- Chesser RT, MM Marín. 1994. Seasonal distribution and natural history of the patagonian tyrant (*Colorhamphus parvirostris*). *Wilson Ornithological Society* 106(4):649-667.
- Colihueque N, V Vidal, C Vásquez, A Gantz. 2023. Comparing diversity of the terrestrial mammal communities inhabiting native forests and exotic plantations in southern Chile. *Neotropical Biology and Conservation* 18(4):261-282. DOI: 10.3897/neotropical.18.e110272
- CONAF (Corporación Nacional Forestal). S.f. Plantaciones forestales. Consultado 03 abr. 2025. Disponible en [https://www.conaf.cl/manejo-de-ecosistemas/gestion-forestal-suelos-y-agua/plantaciones-forestales/#:~:text=Actualmente%20las%20plantaciones%20forestales%20cubren,Chile%20\(CONAF%2C%202023.](https://www.conaf.cl/manejo-de-ecosistemas/gestion-forestal-suelos-y-agua/plantaciones-forestales/#:~:text=Actualmente%20las%20plantaciones%20forestales%20cubren,Chile%20(CONAF%2C%202023.)

- Contreras-Abarca R, SJ Crespin, D Mareira-Arce, JA Simonetti. 2022. Redefining feral dogs in biodiversity conservation. *Biological Conservation* 265(1): 190434. DOI: 10.1016/j.biocon.2021.109434
- Corva DM, NI Semianiw, AC Eichholtzer, SD Adams, MA Parvez, K Gaur, AJ Pestell, DA Driscoll, AZ Kouzani. 2022. A smart camera trap detection of endotherms and ectotherms. *Sensors* 22(11): 4094. DOI: <https://doi.org/10.3390/s22114094>
- Couve E, C Vidal, J Ruiz. 2016. Aves de Chile. Sus Islas Oceánicas y Península Antártica. *Far South Editorial*.
- Cruz-Tagle E, A Lara. 2020. Documento técnico de Recomendaciones de la Ley 20.283 de Bosque Nativo y Fomento Forestal y Reglamento de Suelos, Aguas y Humedales. Fundación Centro de los Bosques Nativos Forecos.
- Fierro P, C Bertrán, J Tapia, E Hauenstein, F Peña-Cortés, C Vergara, C Cerna, L Vargas-Chacoff. 2017. Effects of local land-use on riparian vegetation, water quality, and the functional organization of macroinvertebrate assemblages. *Science of the Total Environment* 609:724-734. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.197>
- Fontúrbel F, GB Rodríguez-Gómez, N Fernández, B García-Urdangarin, JI Orellana, G Castaño-Villa. 2020. Sampling understory birds in different habitat types using point count and camera traps. *Ecological Indicators* 119:106863. DOI: 10.1016/j.ecolind.2020.106863
- González AL, MA Vukasovic. CF Estados. 2011. Variación temporal en la abundancia y diversidad de aves en el humedal del Río Itata, región del Bío-Bío, Chile. *Gayana* 75(2):170-181. DOI: <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-65382011000200006>
- González-Vásquez R, F Manquehual-Cheuque. 2024. Composición y variación estacional de la avifauna presente en el Parque Ecológico y Cultural Rucamanque, región de la Araucanía. *Boletín del Museo Nacional de Historia Natural* 73(1):45-54. DOI: <https://doi.org/10.54830/bmnhn.v73.n1.2024.465>
- Grabowski RC, AM Gurnell, L Burgess-Gamble, J Englands, D Holland, MJ Klaar, I Morrissey, C Uttley, G Wharton. 2019. The current state of the use of large wood in river restoration and management. *Water and Environment Journal* 33(1). DOI: 10.1111/wej.12465
- Gracanin A, KM Mikac. 2022. Camera traps reveal overlap and seasonal variation in the diel activity

of arboreal and semi-arboreal mammals. *Mammalian Biology* 102:341.355. DOI: <https://doi.org/10.1007/s42991-021-00218-y>

Greenberg S, T Godin. 2015. A tool supporting the extraction of angling effort data from remote camera images. *Fisheries* 40(6):276-287. DOI: <http://dx.doi.org/10.1080/03632415.2015.1038380>

Gregory SV, FJ Swanson, WA McKee, KW Cummins. 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. *BioScience* 41(8):540-551.

Gurnell A, H Piegay, FJ Swanson, SV Gregory. 2002. Large wood and fluvial processes. *Freshwater Biology* 47(4):601.619. DOI: 10.1046/j.1365-2427.2002.00916.x

Gurnell AM, KJ Gregory, GE Petts. 1995. The role of coarse Woody debris in forest aquatic habitats: implications for management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 5:143-166. DOI: <https://doi.org/10.1002/aqc.3270050206>

Hanula JL. 1996. Relationship of Wood-Feeding Insects and Coarse Woody Debris. In Athens GA. Biodiversity and coarse woody debris in southern forests. Exion. p. 55-81.

Hernández C, S Sade, JR Rau. 2017. Dieta del jabalí (*Sus cofra*), invasor biológico reciente del Parque Nacional Puyehue, sur de Chile. *Mastozoología Neotropical* 24(2):467-473.

Hilderbrand RH, AD Lemly, CA Dollof, KL Harpster. 1997. Effects of large Woody debris placement on stream channels and benthic macroinvertebrates. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54:931-939.

Ibarra, J.T, N Gálvez, TA Altamirano, J Caviedes, IM Rojas, C Bonacic, K Martin. 2017. Seasonal dynamics of avian guilds inside and outside core protected areas in an Andean Biosphere Reserve of southern Chile. *Bird Study* 64(3):410-420. DOI: 10.1080/00063657.2017.1368447

Irumé A, H Palacios. 2013. Afforestation and changes in forest composition affect runoff in large river basins with pluvial regime and Mediterranean climate, Chile. *Journal of Hydrology* 505(8):113-125. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2013.09.031

Jackson RM, JD Roe, R Wangchuk, DO Hunter. 2005. Surveying snow Leopard populations with emphasis on camera trapping. *Andro*. p. 73.

Jara R, JE Jiménez, R Rozzi. 2024. White-crested elaenia (*Elaenia albiceps chilensis*) breeding across Patagonia exhibit similar spatial and temporal movement patterns throughout the year. *PLOS One*

19(4): e0299954. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0299954>

- Jiménez JE, R Crego, G Soto, I Román, R Rozzi, PM Vergara. 2014. Potential impact of the Alien American Mink (*Neovison vison*) on Magellanic woodpeckers (*Campephilus magellanicus*) in Navario Island, Southern Chile. *Biological Invasions* 16(4):961-966. DOI: 10.1007/s10530-013-0549-1
- Kays R, A Hody, DS Jachowski, AW Parsons. 2021. Empirical evaluation of the spatial scale and detection process of camera trap surveys. *Movement Ecology* 9:41. DOI: <https://doi.org/10.1186/s40462-021-00277-3>
- Kays R, BS Arbogast, M Baker-Whattton, C Beirne, HM Boone, M Bowler, SF Burneo, MV Cove, P Ding, S Espinosa, A Sousa, CP Hansen, PA Jansen, JM Kolowski, TW Knowles, M Moreira, J Millspaugh, WJ McShea, K Pacifici, AW Parsons, BS Pease, F Rovero, F Santos, SG Schuttler, D Sheil, X Si, M Snider, WR Spironello. 2020. An empirical evaluation of camera trap study design: How many, how long and when?. *Methods in Ecology and Evolution* 11:700-713. DOI: 10.1111/2041-210X.13370
- Keddy PA. 2002. *Wetland Ecology Principles and Conservation*. Adros. 594.
- Lara A, R Urrutia, C Little, A Martínez. 2010. Servicios ecosistémicos y Ley del Bosque Nativo: No basta con definirlos. *Bosque Nativo* 47:3-9.
- Little C, A Lara, J McPcpee, R Urrutia. 2009. Revealing the impact of forest exotic plantations on water yield in large scale watersheds in South-Central Chile. *Journal of Hydrology* 374:162-170. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.06.011>
- Loeb SC. 1993. The role of coarse woody debris in the ecology of southeastern mammals. *In* Athens GA. Biodiversity and coarse woody debris in southern forests. Exion. p. 108-118.
- Lunteren P. 2023. AddaxAI: A no-code platform to train and deploy custom YOLOv5 object detection models. *The journal of open source software*.
- MacKenzie D, JD Nichols, GB Lachman, S Droege, JA Royle, CA Langtimm. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83(8):2248-2255. DOI: 10.1890/0012-9658(2002)083[2248:ESORWD]2.0.CO;2
- Magurran A. 2004. *Measuring Biological Diversity*. *Blackwell Science Ltd*.

- Martin E, V Ndibalema, F Rovero. 2016. Does variation between dry and wet seasons affect tropical forest mammals' occupancy and detectability by camera traps? Case study from the Udzungwa Mountains, Tanzania. *African Journal of Ecology* 55(1):37-46. DOI: 10.1111/aje.12312
- Martinez DR, JR Rau, RE Murua, MS Tilleria. 1993. Depredación selectiva de roedores por zorros chillas (*Pseudalopex griseus*) en la pluviselva valdiviana, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 66:419-426.
- McGehee SM, R Rozzi, C Anderson, S Ippi, R Vásquez, S Woodland. 2044. Late-summer presence of the Patagonian tyrant *Colorhamphus parvirostris* (Darwin) on Navarino Island, Cape Horn County, Chile. *Anales Instituto Patagonia* 32:25-33.
- Ministerio de Agricultura. 2025. Decreto 82. Aprueba Reglamento de Suelos, Aguas y Humedales. Consultado 21 jun. 2025. Disponible en <https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=1022943&idParte=9109448>
- Ministerio del Medio Ambiente (MMA). 2019. *Pseudalopex griseus* Gray, 1837. Consultado 20 jun. 2025. Disponible en https://clasificacionespecies.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2019/10/Pseudalopex_griseus_P05_R5-9_RCE.pdf
- MMA (Ministerio del Medio Ambiente). 2023. Ley 21600. Crea el servicio de biodiversidad y áreas protegidas y el sistema nacional de áreas protegidas. Consultado 10 jun. 2025. Disponible en <https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=1195666>
- MMA-ONU Medio Ambiente-CONAF. 2021. Manual de uso de trampas cámaras para el monitoreo de carnívoros nativos y exóticos. Andros. 80 p.
- Möller P, A Muñoz-Pedreros. 2014. Legal protection assessment of different inland wetlands in Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 87:23. DOI: <http://dx.doi.org/10.1186/S40693-014-0023-1>
- Muñoz-Pedreros A, J Yáñez. 2009. Mamíferos de Chile. Segunda edición. *CEA ediciones*.
- Naiman RJ, H Décamps, M Pollock. 1993. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological Applications* 3(2): 209-212. DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122
- Randler C, N Kalb. 2018. Distance and size matters: A comparison of six wildlife camera traps and their usefulness for wild birds. *Ecology and Evolution* 8:7151-7163. DOI: <https://doi.org/10.1002/ece3.4240>

- Rojas IM, AM Pidgeon, VC Radeloff. 2020. Restoring riparian forests according to existing regulations could greatly improve connectivity for forest fauna in Chile. *Landscape and Urban Planning* 203. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103895>
- Salgado MA, E Raffo, MI Bustos, C Tomckowiack, C Tejada, L Collado, G Medina-Vogel. 2020. New insight on the infection of pathogenic *Leptospira* species in American mink (*Neovison vison*) in southern Chile. *Tropical Animal Health and Production* 53(1):2. DOI: 10.1007/s11250-020-02469-2
- Sepúlveda MA, RS Singer, EA Silva-Rodríguez, A Eguren, P Stowhas, K Pelican. 2014. Invasive American Mink: Linking pathogen risk between domestic and endangered carnivores. *Eco health* 11(3):409. DOI: 10.1007/s10393-014-0917-z.
- Silva-Rodríguez E, EI Cortés, V Vasquez-Ibarra, N Gálvez, J Cusack, O Ohrens, D Moreira-Arce, AA Farías, J Infante-Varela. 2025. A protocol for error prevention and quality in camera trap datasets. *Journal of Applied Ecology* 62(4):773-782. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.70010>
- Silva-Rodríguez E, KE Sieving. 2011. Influence of Care of Domestic Carnivores on Their Predation on Vertebrates. *Conservation Biology* 25(4):808-815. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2011.01690.x
- Simonetti JA, AA Grez, CF Estades. 2013. Providing habitat for native mammals through understory enhancement in forestry plantations. *Conservation Biology* 27(5):1117-1121. DOI: <https://doi.org/10.1111/cobi.12129>
- Skewea O, R Rodríguez, FM Jaksic. 2007. Ecología trófica del jabalí (*Sus cofra*) silvestre en Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 80:295-307. DOI: <http://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2007000300004>
- Skewes O, CA Moraga, P Arriagada, JR Rau. 2012. Jabalí europeo (*Sus cofra*): Un invasor biológico como presa reciente del puma (*Puma concolor*) en el sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 85:227-232. DOI: <http://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2012000200009>
- Steel EA, RJ Naiman, SD West. 1999. Use of woody debris piles by birds and small mammals in riparian corridors. *Northwest Science* 73(1):19-26.
- Sullivan TP, DS Sullivan, JH Sullivan. 2017. Mammalian responses to windrows of woody debris on clearcuts: Abundance and diversity of forest-floor small mammals and presence of small mustelids. *Forest Ecology and Management* 399:143-154. DOI:

<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2017.05.028>

- Swanson F, SV Gregory, A Iroumé, V Ruiz-Villanueva, E Wohl. 2020. Reflections on the history of research on large wood in rivers. *Earth Surface Processes and Landforms* 46(1):55-66. DOI: <https://doi.org/10.1002/esp.4814>
- Sweeney B, TL Bott, JK Jackson, LA Kaplan, D Newbold, LJ Standley, WC Hession, RJ Horwitz. 2004. Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 101(39):14132-14137. DOI: 10.1073/pnas.0405895101
- Tae-Kyung E, H Hyun-Su, L Jae-Kang, R Shin-Jae. 2014. Ecological factors influencing the winter abundance of mammals in temperate forest. *Folia Zoologica* 63(3-4):296-300. DOI: 10.25225/fozo.v67.i3-4.a5.2018
- Tomasevic JA, CF Estades. 2007. Effects of structure of pine plantations on their “softness” as barriers for ground-dwelling forest birds in south-central Chile. *Forest Ecology and Management* 255(3-4):810-816. DOI: 10.1016/j.foreco.2007.09.073
- Trevarrow E, I Arismendi. 2022. The role of large wood in streams as ecological corridors for wildlife biodiversity. *Biodiversity and Conservation* 31(8-9). DOI: 10.1007/s10531-022-02437-2
- Vergara PM, A Fierro, AA Alaniz, MA Carvajal, M Lizama, J Llanos. 2020. Landscape-scale effects of forest degradation on insectivorous birds and invertebrates in austral temperate forests. *Landscape Ecology* 36:191-208. DOI: 10.1007/s10980-020-01133-2
- Waldstein A, T Forrester, W McShea, MC Baker-Whatton, JJ Millsbaugh, R Kays. 2017. Do occupancy or detection rates from camera traps reflect deer density?. *Journal of Mammalogy* 98(6):1547-1557. DOI: 10.1093/jmammal/gyx128
- Yang C, J Mou, J Qtao, G Ruan, Y Ztang, J Wang. 2024. Assessing the impact of elevation and seasonality on the detection of medium- to large-sized mammals by camera traps. *Integrative Zoology* 0:1-5.
- Zamorano-Elgueta C, JM Rey, L Cayuela, S Hantson, D Armenteras. 2015. Native forest replacement by exotic plantations in southern Chile (1985-2011) and partial compensation by natural regeneration. *Forest Ecology and Management* 345:10-20. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.02.025>

Zúñiga A, A Muñoz-Pedrerros, A Fierro. 2009. Uso de habitat de cuatro carnívoros terrestres en el sur de Chile. *Gayana* 73(2):200-210. DOI: <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-65382009000200004>

Zúñiga A, A Muñoz-Pedrerros, V Quintana. 2021. Seasonal variation in a small-mammal assemblage in a priority site for conservation in south-central Chile. *Zoodiversity* 55(5):395-404. DOI: [10.15407/zoo2021.05.395](https://doi.org/10.15407/zoo2021.05.395)

ANEXOS

Anexo 1. Orden taxonómico de las especies observadas con las CT.

Clase	Orden	Familia	Nombre científico	Nombre común	
Mammalia	Artiodactyla	Bovidae	<i>Bos taurus</i>	Vaca	
		Suidae	<i>Sus scrofa</i>	Jabalí	
		Cervidae	<i>Pudu puda</i>	Pudú	
		Camelidae	<i>Capra aegagrus hircus</i>	Cabra	
	Carnivora	Canidae		<i>Canis familiaris</i>	Perro
				<i>Lycalopex griseus</i>	Chilla
			<i>Lycalopex spp.</i>	Zorro	
		Mustelidae	<i>Neovison vison</i>	Visón	
		Felidae	<i>Puma concolor</i>	Puma	
			<i>Leopardus guigna</i>	Güiña	
	Mephitidae	<i>Conepatus chinga</i>	Chingue		
	Rodentia	Cricetidae		<i>Oligoryzomys</i>	
				<i>longicaudatus</i>	Colilarga
	Perissodactyla	Equidae	<i>Equus caballus</i>	Caballo	
Aves	Passeriformes	Tyrannidae	<i>Elaenia albiceps</i>	Fio fio	
		Furnariidae	<i>Aphrastura spinicauda</i>	Rayadito común	
		Troglodytidae	<i>Troglodytes aedon</i>	Chercán	
		Emberizidae	<i>Zonotrichia capensis</i>	Chincol	
		Fringillidae	<i>Spinus barbatus</i>	Jilguero	
		Turdidae	<i>Turdus falcklandii</i>	Zorzal	
		Rhinocryptida	<i>Pteroptochos tarnii</i>	Hued-hued	
			<i>Scelorchilus rubecula</i>	Chucao	
			<i>Eugralla paradoxa</i>	Churrín de la mocha	
			<i>Colorhamphus</i>		
Hirundinidae	<i>parvirostris</i>	Viudita			

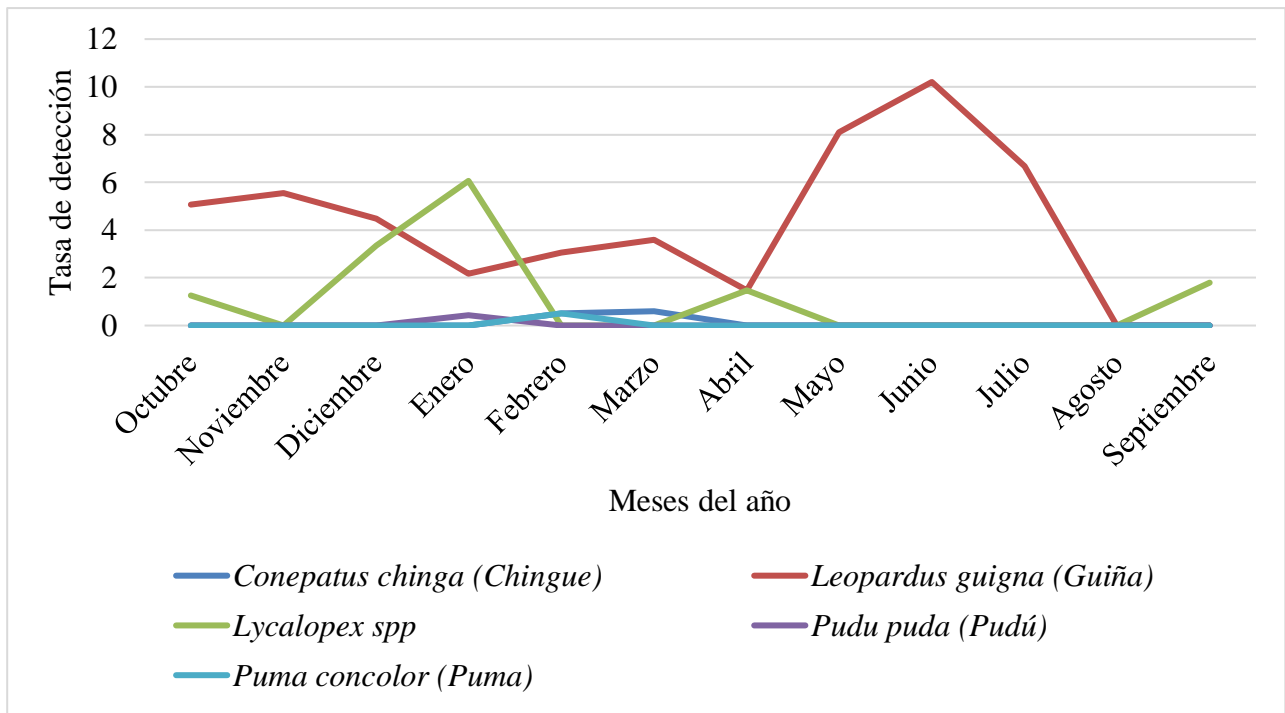
Psittaciformes	Psittacidae	<i>Enicognathus leptorhynchus</i>	Choroy
Columbiformes	Columbidae	<i>Patagioenas araucana</i>	Torcaza
Falconiformes	Falconidae	<i>Milvago chimango</i> <i>Caracara plancus</i>	Tiuque Traro
Accipitriformes	Accipitridae	<i>Buteo ventralis</i>	Aguilucho de cola rojiza
Suliformes	Phalacrocoracidae	<i>Nannopterum brasilianum</i>	Yeco
Ciconiiformes	Ardeidae	<i>Ardea cocoi</i> <i>Nycticorax nycticorax</i>	Garza cuca Huairavo
Cathartiformes	Cathartidae	<i>Coragyps atratus</i>	Jote
Galliformes	Odontophoridae	<i>Callipepla californica</i>	Codorniz
Apodiformes	Trochilidae	<i>Sephanoides sephaniodes</i>	Picaflor chico
Coraciiformes	Alcedinidae	<i>Megaceryle torquata</i>	Martín pescador

Anexo 2. Proporción de cámaras trampas con registros y tasa de detección media de cada especie en las estaciones del año.

Especie	Proporción de cámaras con registros (%)				Tasa de detección media (\pm SE)			
	Verano	Otoño	Invierno	Primavera	Verano	Otoño	Invierno	Primavera
<i>Buteo ventralis</i>	0	0	0	8.3	0	0	0	0.1
<i>Zonotrichia capensis</i>	0	0	0	8.3	0	0	0	0.1
<i>Nannopterum brasilianum</i>	0	0	8.3	0	0	0	0.1	0
<i>Troglodytes aedon</i>	8.3	0	0	0	0.1	0	0	0
<i>Scelorchilus rubecula</i>	8.3	0	0	0	0.1	0	0	0
<i>Sus scrofa</i>	8.3	0	0	0	0.1	0	0	0
<i>Pudu puda</i>	8.3	0	0	0	0.1	0	0	0
<i>Puma concolor</i>	8.3	0	0	0	0.1	0	0	0
<i>Megaceryle torquata</i>	0	8.3	0	0	0.0	0.1	0	0
<i>Milvago chimango</i>	0	0	0	8.3	0.0	0	0	0.2
<i>Equus caballus</i>	0	0	8.3	0	0.1	0	0.1	0
<i>Conepatus chinga</i>	16.7	0	0	0	0.2	0	0	0
<i>Enicognathus leptorhynchus</i>	16.7	0	0	0	0.2	0	0	0
<i>Eugralla paradoxa</i>	8.3	0	0	0	0.2	0	0	0
<i>Spinus barbatus</i>	16.7	0	0	0	0.2	0	0	0
<i>Sephanoides sephanioides</i>	8.3	8.3	0	8.3	0.1	0.1	0	0.1
<i>Aphrastura spinicauda</i>	16.7	0	8.3	0	0.3	0	0.1	0
<i>Lycalopex spp.</i>	8.3	8.3	0	8.3	0.4	0.1	0	0.1
<i>Callipepla californica</i>	25	8.3	0	0	0.4	0.1	0	0
<i>Elaenia albiceps</i>	25	0	0	8.3	0.4	0	0	0.2
<i>Capra aegagrus hircus</i>	8.3	8.3	0	8.3	0.1	0.4	0	0.1
<i>Caracara plancus</i>	25	8.3	0	16.7	0.3	0.1	0	0.4
<i>Patagioenas araucana</i>	16.7	0	0	16.7	0.6	0	0	0.2
<i>Ardea cocoi</i>	25	8.3	8.3	8.3	0.9	0.1	0.1	0.1
<i>Nycticorax nycticorax</i>	8.3	25	8.3	16.7	0.2	0.4	0.2	0.5
<i>Bos taurus</i>	25	16.7	16.7	8.3	0.6	0.2	0.4	0.4
<i>Neogale vison</i>	25	5	16.7	16.7	0.4	0.5	0.4	0.3
<i>Colorhamphus parvirostris</i>	16.7	8.3	0	0	1.7	0.1	0	0
<i>Lycalopex griseus</i>	25	0	8.3	16.7	1.3	0	0.1	0.6

<i>Rodentia</i>	25	8.3	16.7	58.3	0.5	0.1	0.4	1.1
<i>Pteroptochos tarnii</i>	25	8.3	0	25	1.7	0.1	0	0.6
<i>Coragyps atratus</i>	8.3	0	0	0	2.7	0	0	0
<i>Oligoryzomys longicaudatus</i>	25	8.3	16.7	25	0.5	0.1	0.6	1.8
<i>Turdus falcklandii</i>	25	16.7	0	33.3	2.5	0.2	0	0.8
<i>Leopardus guigna</i>	50	33.3	25	41.7	1.7	1	0.7	1.8
<i>Canis familiaris</i>	16.7	16.7	25	16.7	1.5	4	0.8	1

Anexo 3. Tasa de detección anual de mamíferos.



Anexo 4. Tronco hundido.



Anexo 5. Imagen de *Lycalopex sp* imposible de identificar a nivel de especie.



