



**UNIVERSIDAD DE PANAMÁ
FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES EXACTAS Y TECNOLOGÍA
ESCUELA DE BIOLOGÍA**

**“EVALUACIÓN DE LOS MAMÍFEROS ARBÓREOS A LARGO DE TRES
RANGOS ALTITUDINALES, MEDIANTE EL USO DE CÁMARAS TRAMPA EN
LA RESERVA NATURAL PRIVADA CERRO CHUCANTÍ, DARIÉN, PANAMÁ”**

**PREPARADO POR:
Carolina P. Mitre Ramos
8-940-1067**

Trabajo de graduación presentado
a la Escuela de Biología como
requisito parcial para optar por el
título de licenciada en Biología
con Orientación en Zoología.

**República de Panamá
2025**



TRIBUNAL EXAMINADOR

Título:

“EVALUACIÓN DE LOS MAMÍFEROS ARBÓREOS A LARGO DE TRES RANGOS ALTITUDINALES, MEDIANTE EL USO DE CÁMARAS TRAMPA EN LA RESERVA NATURAL PRIVADA CERRO CHUCANTÍ, DARIÉN, PANAMÁ”

Por:

Carolina P. Mitre Ramos 8-940-1067

Trabajo de Graduación presentado a consideración de la Escuela de Biología como requisito parcial para optar por el título de Licenciatura en Biología con Orientación en Zoología.

Profesores asesores:

Dr. Dumas Gálvez
Asesor principal

Mgtr. Ana María Jiménez
Coasesora

Dr. Yostin Añino
Coasesor

MSc. Josué Ortega
Coasesor externo

República de Panamá
2025

Dedicatoria

Quiero dedicar este trabajo a Dios y a todas aquellas personas que se esfuerzan por proteger la biodiversidad y fomentar el respeto a la naturaleza a través de la educación. A quienes, con su ejemplo y dedicación, inspiran a otros a valorar y cuidar la vida silvestre.

A las especies que hicieron posible esta investigación; a aquellas que luchan por sobrevivir frente a la pérdida de su hábitat y la indiferencia humana. A las que encuentran en la Reserva Natural Privada Cerro Chucantí un refugio seguro en medio del conflicto. Para que su existencia no quede en el olvido, y para que las futuras generaciones puedan aprender sobre su importancia y admirar su belleza.

Este esfuerzo es por esas especies que no tienen voz, con la esperanza de que esta acción pueda contribuir a cambiar su destino de manera positiva.

Agradecimientos

Agradezco sinceramente a todas las personas e instituciones que hicieron posible esta investigación.

A la Secretaría Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación (SENACYT), cuyo financiamiento permitió desarrollar este proyecto. A la Asociación ADOPTA Bosque de Panamá, especialmente a sus directores, Guido Berguido y Chelina Batista, por abrir las puertas de la Reserva Natural Privada Cerro Chucantí, facilitar sus instalaciones y brindar el apoyo logístico necesario para las actividades de campo.

A mis tutores de la SENACYT, Josué Ortega, Ninon Meyer y Roland Kays, gracias por su acompañamiento durante el trabajo de campo, el análisis de datos y la revisión del documento. Su experiencia y disposición fueron clave en el proceso. Quiero agradecer por sus aportes al estudiante Brandol Ortega y al guardabosques Juan Camaño por su apoyo durante las giras de campo. Su colaboración fue fundamental para el desarrollo del trabajo.

A mis asesores de la Universidad de Panamá, Dumas Gálvez, Ana María Jiménez y Yostin Añino, les agradezco por sus comentarios, sugerencias y aportes que fortalecieron y mejoraron este documento.

A mi familia, mis padres y mi abuela, gracias por su apoyo incondicional y por estar siempre a mi lado durante los momentos más desafiantes. También agradezco a Dios por darme fuerzas y acompañarme en este camino.

Finalmente, a todas las personas que no mencioné directamente, pero que de una u otra forma aportaron al desarrollo de esta investigación, les expreso mi más sincera gratitud. Su ayuda y colaboración fueron realmente valiosas.

¡A todos, muchas gracias!

Índice general Pág.

Portada	I
Dedicatoria	III
Agradecimientos	IV
Índice general	V
Índice de cuadros	VI
Índice de figuras	VI
Resumen	1
Abstract	3
1. Introducción	4
2. Objetivo general	6
2.1 Objetivos específicos	6
3. Hipótesis	6
4. Antecedentes	7
5. Materiales y métodos	11
5.1 Área de estudio	11
5.2 Diseño experimental	12
5.3 Análisis de datos	13
5.3.1 Riqueza y diversidad de especies	13
5.3.2 Tasa de detección	14
5.3.3 Patrones de actividad	15
6. Resultados	16
6.1 Diversidad y riqueza de especies	16
6.2 Fotografías obtenidas de cámaras trampa	22
6.3 Tasa de detección	25
6.4 Patrones de actividad	28
7. Discusión	35
8. Conclusiones	45
9. Recomendaciones	46
10. Referencias bibliográficas	47

11. Anexos: Fotografías de giras de campo, equipo de trabajo e instalación de las cámaras trampa	56
--	----

Índice de cuadros

Pág.

Cuadro 1. Registro de mamíferos arbóreos de la Reserva Natural Privada Cerro Chucantí, con estados de conservación y rango altitudinal en los que fueron registrados.	17
Cuadro 2. Valores promedio de la tasa de detección por especie en la reserva y para cada rango.	26
Cuadro 3. Resultados del Modelo Lineal Generalizado de Poisson para las tasas de detección en la Reserva.	56
Cuadro 4. Resultados del Modelo Lineal Generalizado de Poisson para las tasas de detección en el Rango Bajo.	57
Cuadro 5. Resultados del Modelo Lineal Generalizado de Poisson para las tasas de detección en el Rango Medio.	58
Cuadro 6. Resultados del Modelo Lineal Generalizado de Poisson para las tasas de detección en el Rango Alto.	59

Índice de figuras

Pág.

Figura 1. Mapa del área de la reserva, estaciones de cámaras trampa (CT) y estaciones biológicas.	11
Figura 2. Distribución de especies por orden taxonómico.	19
Figura 3. Curvas de rarefacción y extrapolación de la riqueza de especies según el rango altitudinal.	19
Figura 4. Relación entre el índice de diversidad Shannon y la altitud a lo largo de los tres rangos altitudinales.	20
Figura 5. Matriz de correlación entre la altitud, la riqueza de especies, equidad y los índices de diversidad de Shannon y Simpson.	20
Figura 6. Análisis de ordenación de PCoA basado en disimilitudes de Bray-Curtis entre los rangos altitudinales.	21
Figura 7. Dispersión de la distancia al centroide entre rangos altitudinales.	21

Figura 8. <i>Ateles fusciceps</i> (Mono araña negro del Darién).	22
Figura 9. <i>Cebus capucinus</i> (Mono carablanca).	22
Figura 10. <i>Alouatta palliata</i> (Mono aullador).	22
Figura 11. <i>Saguinus geoffroyi</i> (Mono tití panameño).	22
Figura 12. <i>Sciurus granatensis</i> (Ardilla cola roja).	22
Figura 13. <i>Tamandua mexicana</i> (Hormiguero).	22
Figura 14. <i>Choloepus hoffmanni</i> (Perezoso de dos dedos).	23
Figura 15. <i>Bradypus variegatus</i> (Perezoso de tres dedos).	23
Figura 16. <i>Caluromys derbianus</i> (Zarigüeya lanuda).	23
Figura 17. <i>Didelphis marsupialis</i> (Zarigüeya común).	23
Figura 18. <i>Marmosops invictus</i> (Zarigüeya ratón de Panamá).	23
Figura 19. <i>Nasua narica</i> (Gato solo).	23
Figura 20. <i>Leopardus pardalis</i> (Ocelote).	24
Figura 21. <i>Bassaricyon medius</i> (Olingo).	24
Figura 22. <i>Potos flavus</i> (Kinkajú).	24
Figura 23. <i>Coendou quichua</i> (Puerco espín).	24
Figura 24. Tasa de detección para la reserva.	27
Figura 25. Tasa de detección por rango altitudinal.	27
Figura 26. Patrón de actividad de <i>Ateles fusciceps</i> .	29
Figura 27. Patrón de actividad de <i>Cebus capucinus</i> .	30
Figura 28. Patrón de actividad de <i>Alouatta palliata</i> .	30
Figura 29. Patrón de actividad de <i>Sciurus granatensis</i> .	30

Figura 30. Patrón de actividad de <i>Tamandua mexicana</i> .	31
Figura 31. Patrón de actividad de <i>Caluromys derbianus</i> .	31
Figura 32. Patrón de actividad de <i>Choloepus hoffmanni</i> .	31
Figura 33. Patrón de actividad de <i>Potos flavus</i> .	32
Figura 34. Patrón de actividad <i>Bassaricyon medius</i> .	32
Figura 35. Patrón de actividad de <i>Coendou quichua</i> .	32
Figura 36. Patrón de actividad de <i>Nyctiomys sumichrasti</i> .	33
Figura 37. Patrón de actividad de <i>Tylomys panamensis</i> .	33
Figura 38. Patrón de actividad de <i>Rhipidomys latimanus</i> .	33
Figura 39. Patrón de actividad de <i>Oecomys bicolor</i> .	34
Figura 40. Viajes de campo y equipo de trabajo.	60
Figura 41. Equipo de trabajo, Juan Camaño, Carolina Mitre, Brandol Ortega y Josué Ortega	60
Figura 42. Cámara trampa en el dosel.	60
Figura 43. Preparación para ascenso al dosel, Josué Ortega (escalador) y Juan Camaño (guardabosques).	60
Figura 44. Josué Ortega durante la instalación de las cámaras.	60
Figura 45. Equipo en campo.	60
Figura 46. Equipo en campo. Brandol Ortega (escalador), Irene Gómez (estudiante) y Juan Pablo (colaborador de la reserva).	61
Figura 47. Filmación con SerTv para difusión del proyecto.	61
Figura 48. Jornada de educación y difusión del proyecto con los niños y padres de familia del Centro Educativo Río Pavo.	61
Figura 49. Grupo de primaria del Centro Educativo Río Pavo.	61
Figura 50. Grupo de primaria del Centro Educativo Platanilla.	61
Figura 51. Grupo primer ciclo del Centro Educativo Platanilla.	61

Resumen

Los mamíferos arbóreos desempeñan roles ecológicos esenciales en los ecosistemas boscosos, y su alta sensibilidad a las alteraciones del hábitat los convierte en indicadores clave del estado de conservación forestal. En Panamá, la información sobre su ecología y distribución altitudinal sigue siendo limitada, especialmente debido a la dificultad que implica estudiar especies que habitan el dosel. En este contexto, se evaluaron la riqueza, diversidad, tasas de detección y patrones de actividad de mamíferos arbóreos en la Reserva Natural Privada Cerro Chucantí (RNPCC), Darién, a lo largo de tres rangos altitudinales (bajo, medio y alto), mediante el uso de cámaras trampa instaladas en el dosel. El muestreo se desarrolló entre diciembre de 2022 y julio de 2023, con un esfuerzo acumulado de 3,176 noches trampa. Se registraron 22 especies distribuidas en cinco órdenes y 13 familias, incluyendo especies amenazadas a nivel nacional e internacional como *Ateles fusciceps* (EN/CR) y *Cebus capucinus* (EN). El rango medio presentó el mayor índice de diversidad ($H' = 2.25$), mientras que el rango alto mostró menor riqueza (16 especies) y diversidad ($H' = 1.93$), con una composición distintiva de especies. La diversidad mostró una relación negativa con la altitud, lo que indica que los gradientes altitudinales influyen significativamente en la distribución de las especies. En cuanto a los patrones de actividad, los primates fueron exclusivamente diurnos, con actividad concentrada en la mañana y la tarde. En contraste, marsupiales y roedores presentaron actividad predominantemente nocturna. *Tamandua mexicana* fue la única especie con un patrón catemeral, mostrando actividad tanto diurna como nocturna. Estos resultados aportan información novedosa sobre la ecología temporal y espacial de los mamíferos arbóreos en Panamá, y demuestran la eficacia del uso de cámaras trampa en el dosel como herramienta para el monitoreo no invasivo de estas especies.

Se resalta la importancia de conservar la conectividad y la estructura del dosel, elementos fundamentales para el mantenimiento de sus hábitats. Los datos presentados constituyen una línea base sólida para el diseño de estrategias de

conservación que garanticen la viabilidad a largo plazo de estas especies, especialmente en un contexto de creciente presión antropogénica.

Palabras clave:

Conservación, dosel, rango altitudinal, patrones de actividad, pérdida de hábitat.

Abstract

Arboreal mammals play essential ecological roles in forest ecosystems, and their high sensitivity to habitat disturbances makes them key indicators of forest conservation status. In Panama, knowledge about their ecology and altitudinal distribution remains limited, particularly due to the challenges of studying species that inhabit the forest canopy. In this context, we assessed the species richness, diversity, detection rates, and activity patterns of arboreal mammals in the Cerro Chucantí Private Nature Reserve (RNPCC), Darién, across three altitudinal ranges (low, mid, and high), using canopy-mounted camera traps. Sampling was conducted from December 2022 to July 2023, with a total effort of 3,176 trap-nights. We recorded 22 species across five orders and 13 families, including nationally and internationally threatened species such as *Ateles fusciceps* (EN/CR) and *Cebus capucinus* (EN). The mid-altitudinal range showed the highest diversity index ($H' = 2.25$), while the high range had the lowest species richness (16 species) and diversity ($H' = 1.93$), with a distinct species composition. Diversity showed a negative correlation with altitude, indicating that altitudinal gradients significantly influence species distribution. Regarding activity patterns, primates were exclusively diurnal, with activity peaks in the morning and afternoon. In contrast, marsupials and rodents were predominantly nocturnal. *Tamandua mexicana* was the only species exhibiting a cathemeral pattern, with activity during both day and night.

These results provide novel insights into the temporal and spatial ecology of arboreal mammals in Panama and demonstrate the effectiveness of canopy camera traps as a non-invasive tool for monitoring elusive species. Moreover, the findings highlight the importance of preserving canopy connectivity and structural integrity, which are crucial for maintaining suitable habitats. The data generated offer a solid baseline for developing conservation strategies that ensure the long-term viability of these species, particularly in the face of increasing anthropogenic pressure.

Key words:

Conservation, canopy, altitudinal gradient, activity patterns, habitat loss.

Introducción

Entre los vertebrados tropicales, los mamíferos arbóreos representan uno de los grupos más complejos y diversos en los bosques. Son considerados bioindicadores del estado de conservación de los ecosistemas debido a su alta sensibilidad a las alteraciones antropogénicas (Moore et al., 2021; Cudney-Valenzuela, 2023). Desempeñan roles cruciales en el funcionamiento, dinamismo y equilibrio de los ecosistemas boscosos, participando en procesos esenciales como depredación, herbívora, polinización, dispersión y depredación de semillas (Wright et al., 2000; Kays et al., 2011; Meyer et al., 2019). Por lo tanto, es de vital importancia conocer la salud de las poblaciones de mamíferos arbóreos en áreas determinadas, especialmente en regiones de alta biodiversidad como Panamá.

Los mamíferos suelen ocupar grandes territorios, pueden ser solitarios, crípticos o elusivos, y muchos habitan específicamente el dosel del bosque, lo que dificulta su investigación (Moreno, 2006; Monroy-Vilchis et al., 2009; Moore et al., 2021). El dosel, es la capa más alta de vegetación conformada por las copas de los árboles y otras plantas altas, proporciona sombra, refugio y rutas de desplazamiento para una gran cantidad de vida silvestre, incluidos los mamíferos arbóreos (Erwin, 1988; Teskey, 2004; Moore et al., 2021). Históricamente, el estudio de la fauna en el dosel ha sido limitado debido a las restricciones logísticas, técnicas y tecnológicas que implica la documentación de la vida silvestre en estas áreas elevadas. Sin embargo, en las últimas décadas, las cámaras trampa han evolucionado significativamente, ofreciendo una herramienta eficaz y confiable para explorar y documentar la diversidad de especies que habitan el dosel (Whitworth et al., 2016; Haysom et al., 2021; Moore et al., 2021; Cudney-Valenzuela, 2023; Masseloux et al., 2022).

Las cámaras trampa son un método no invasivo que permite la colecta de datos de manera continua durante las 24 horas del día, bajo cualquier condición ambiental y por periodos prolongados, requiriendo menor esfuerzo humano en comparación con otras metodologías (Moreno, 2006; Ortega, 2016; Whitworth et al., 2016; Wearn & Glover-Kapfer, 2019). Además, facilitan la identificación de especies mediante fotografías y videos, observando

características físicas y comportamientos en su hábitat natural (Silver et al., 2004; Kays et al., 2011; Meyer et al., 2015).

En Panamá, los estudios con cámaras trampa en el dosel han sido limitados y se han centrado principalmente en primates (Méndez-Carvajal, 2014) y en procesos como la dispersión y depredación de semillas (Monteza-Moreno et al., 2022), evidenciando la necesidad de ampliar investigaciones que integren de manera más completa los aspectos ecológicos de los mamíferos arbóreos.

La Reserva Natural Privada Cerro Chucantí, ubicada en la provincia de Darién, es una región de gran relevancia para la conservación de la fauna y flora de Panamá, Caracterizada por su alto endemismo, diversidad biológica y topografía variable (Ortiz et al., 2016; Flores et al., 2017; Batista et al., 2020), esta área abarca tres rangos altitudinales que van desde el bosque de tierras bajas hasta el bosque muy húmedo premontano (ANAM, 2010). Estos rangos no solo determinan la distribución y presencia de las especies de mamíferos arbóreos, sino que también generan microhábitats únicos, que albergan una amplia diversidad de vida silvestre (Sakane et al., 2019)

La reserva ecológica a pesar de su importancia enfrenta amenazas significativas, como la deforestación, la fragmentación del hábitat y la caza furtiva, que comprometen la integridad de sus ecosistemas y las especies que los habitan (Cudney-Valenzuela et al., 2023; Ministerio de Ambiente, 2024). Estas problemáticas, sumadas a la limitada información científica disponible sobre los mamíferos arbóreos en Panamá, evidencian la necesidad urgente de generar datos que respalden estrategias de conservación efectivas y sostenibles (Méndez-Carvajal, 2014; Monteza-Moreno et al., 2022).

En este contexto, la presente investigación tiene como objetivo aportar información sobre el estado actual de las poblaciones de mamíferos arbóreos a lo largo de tres rangos altitudinales en La Reserva Natural Privada Cerro Chucantí, abordando aspectos clave como la diversidad, la riqueza de especies, tasas de detección y patrones de actividad. Los resultados no solo establecerán una base científica sólida para futuros monitoreos, sino que también servirán como una herramienta para el diseño de estrategias de

conservación adaptadas a las particularidades de este ecosistema. Esto contribuirá a la implementación de medidas efectivas que protejan a estas especies y fortalezcan la gestión de la biodiversidad en una de las regiones más vulnerables y biodiversas de Panamá.

Objetivos

Objetivo general

- Evaluar la población de los mamíferos arbóreos, a lo largo de los tres rangos altitudinales en La Reserva Natural Privada Cerro Chucantí, Darién, Panamá.

Objetivos específicos

- Determinar la diversidad, riqueza de especies, tasa de detección y patrones de actividad de los mamíferos arbóreos en toda la Reserva Natural Privada Cerro Chucantí.
- Comparar la diversidad, riqueza de especies, y tasa de detección de mamíferos arbóreos a lo largo de los tres rangos altitudinales presentes en la Reserva Natural Privada Cerro Chucantí.

Hipótesis

H0: La diversidad, riqueza, y tasa de detección de los mamíferos arbóreos de la Reserva Natural Privada Cerro Chucantí no varían a lo largo de los tres rangos altitudinales a estudiar.

H1: La diversidad, riqueza, y tasa de detección de los mamíferos arbóreos de la Reserva Natural Privada Cerro Chucantí varían a lo largo de los tres rangos altitudinales a estudiar.

Antecedentes

Centroamérica es una de las regiones con mayor biodiversidad a nivel mundial, albergando entre el 5% y el 12% de las especies globales en tan solo el 0.5% de la superficie terrestre (Grandia, 2007). Sin embargo, esta riqueza biológica ha enfrentado desafíos considerables debido al rápido desarrollo económico, el crecimiento poblacional y la expansión agrícola, que han resultado en una pérdida significativa y fragmentación de los bosques (Harvey et al., 2008). Entre 1990 y 2010, Panamá perdió el 14.7% de su cobertura boscosa (SINIA, 2019). Aunque informes del Ministerio de Ambiente (2023) indican un incremento del 3% en la cobertura boscosa entre 2019 y 2021, es crucial señalar que esta cifra incluye tanto bosques como rastrojos y vegetación arbustiva, lo que no necesariamente refleja una mejora en la calidad del hábitat. Por otro lado, entre 2022 y 2023, Panamá perdió 352,873 hectáreas de bosques y otras tierras boscosas, lo que representa una reducción del 4% en la cobertura forestal del país (Ministerio de Ambiente, 2024).

El Darién, junto con el Chocó colombiano, es reconocido a nivel mundial como uno de los hotspots de biodiversidad, ya que forma parte de una de las regiones biogeográficas más diversas del planeta y de gran prioridad para la conservación global (Grandia, 2007; Myers et al., 2000). Esta región se destaca por su gran cobertura boscosa, su función ecológica estratégica como puente biogeográfico entre Centro, Sudamérica, y sus elevados niveles de endemismo (Gentry, 1982). El Darién alberga una gran diversidad de mamíferos que son de interés para la conservación tanto a nivel nacional como regional. Entre ellos se destacan especies emblemáticas como el mono araña negro del Darién (*Ateles fusciceps*), el jaguar (*Panthera onca*), el puma (*Puma concolor*), el tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*), el pecarí de labios blancos (*Tayassu pecari*) y el oso hormiguero gigante (*Myrmecophaga tridactyla*) (Moreno, 2006; Meyer et al., 2019). Todas estas especies, todas clasificadas como amenazadas o en peligro de extinción, desempeñan un papel fundamental en el dinamismo ecológico y el funcionamiento adecuado de los ecosistemas tropicales (Moreno, 2006; Meyer et al., 2015; Ministerio de Ambiente, 2016).

El bosque del Darién es crucial no solo por su biodiversidad, sino también por su capacidad de sostener procesos ecológicos vitales que son fundamentales para la conservación global. Específicamente, la Reserva Natural Privada Cerro Chucantí, situada en la cadena montañosa de Majé en Darién, destaca como un área de alto endemismo debido a sus características únicas de aislamiento geográfico y altitudinal (Ortiz et al., 2016; Flores et al., 2017; Batista et al., 2020). Estudios botánicos y herpetológicos han revelado la presencia de numerosas especies endémicas y nuevas para la ciencia en esta área (Batista et al., 2020; Flores et al., 2017), lo que subraya su importancia para la conservación de la biodiversidad en Panamá. Sin embargo, la ausencia de una categoría de protección nacional y las amenazas crecientes por actividades humanas como la agricultura, la deforestación, la caza furtiva y el tráfico de especies han puesto en peligro la integridad de estos bosques y las especies que los habitan (Heckadon-Moreno, 2009; Méndez-Carvajal, 2012). La expansión de la frontera agrícola y el desarrollo de infraestructuras sin planificación sostenible, amenazan con fragmentar aún más los hábitats naturales, afectando directamente a las especies más sensibles (Ministerio de Ambiente, 2023).

Los mamíferos arbóreos son particularmente sensibles a las alteraciones del hábitat causadas por la actividad humana. Se ha demostrado que existe una relación negativa significativa entre la pérdida de conectividad del bosque y la riqueza de las poblaciones de mamíferos arbóreos (Cudney-Valenzuela, 2023). Esta relación se debe en gran medida a que estos mamíferos dependen específicamente de la calidad y estructura de los bosques, ya que han desarrollado adaptaciones morfológicas y de comportamiento especializadas para la vida en el dosel (Chaves et al., 2011). La fragmentación del hábitat reduce la disponibilidad de recursos y aumenta el riesgo de depredación y competencia. Está demostrado que la pérdida de hábitat y la fragmentación pueden conducir a la extinción local de especies y a la disminución de la diversidad genética, comprometiendo la viabilidad de las poblaciones (Estrada et al., 2012; Lino et al., 2019).

La Reserva Natural Privada Cerro Chucantí, abarca tres rangos altitudinales que van desde el bosque húmedo de tierras bajas, hasta los bosques húmedos y muy húmedos premontanos, generando microhábitats únicos que permiten la coexistencia de diversas especies (Batista et al., 2020; ANAM, 2010). Los rangos altitudinales son factores determinantes en la distribución y abundancia de los mamíferos arbóreos, ya que las condiciones ambientales, como la temperatura, la humedad y la disponibilidad de recursos, varían significativamente con la altitud (Rico-Cernohorska et al., 2020; Gregory et al., 2020). La variación altitudinal no solo afecta la estructura del hábitat, sino también la conectividad del dosel, influenciando directamente los patrones de comportamiento y el uso del espacio de los mamíferos arbóreos (Gregory et al., 2020; Masseloux et al., 2022). Especies como los primates, dependen del dosel interconectado y ajustan sus patrones de actividad y comportamiento en respuesta a los cambios (Chaves et al., 2011). A mayor altitud, las condiciones climáticas más extremas pueden modificar la disponibilidad de alimentos y refugios, afectando la viabilidad de las especies en esas zonas (McCain, 2005; Cáceres et al., 2011; Cudney-Valenzuela et al., 2023).

En algunos estudios se indica que la diversidad de mamíferos arbóreos tiende a disminuir a medida que aumenta la altitud debido a la reducción en la disponibilidad de recursos y las condiciones ambientales más adversas (Patterson et al., 1998; McCain, 2005; Rico-Cernohorska et al., 2020). En América Latina, los estudios realizados en rangos altitudinales, como en los Andes, refuerzan la importancia de la continuidad del dosel para la supervivencia y el desplazamiento de las especies (Patterson et al., 1998; Rico-Cernohorska et al., 2020; Cudney-Valenzuela et al., 2023). En Cerro Chucantí, la fragmentación del hábitat a distintas altitudes añade desafíos adicionales al aislamiento de las poblaciones (Cudney-Valenzuela et al., 2023).

La investigación y monitoreo de las poblaciones de mamíferos arbóreos son fundamentales para comprender estas dinámicas en los ecosistemas boscosos. Sin embargo, estudiar a los mamíferos arbóreos puede presentar desafíos considerables, ya que muchos habitan específicamente en el dosel del bosque, son de hábitos nocturnos, tienen comportamientos crípticos o se

encuentran en bajas densidades (Whitworth et al., 2016). En este contexto, las cámaras trampa instaladas en el dosel se han consolidado como una herramienta indispensable para el desarrollo de estas investigaciones, demostrando ser uno de los métodos más efectivos y no invasivos para monitorear mamíferos arbóreos en diversas condiciones ambientales (Whitworth et al., 2016; Moore et al., 2020; Haysom et al., 2021; Masseloux et al., 2022). La capacidad de las cámaras trampa para captar patrones de actividad y distribución en áreas fragmentadas resulta crucial para comprender cómo la variación altitudinal y la pérdida de conectividad afectan a estas especies.

En Panamá, el uso de cámaras trampa en el dosel para el estudio de mamíferos arbóreos ha sido limitado. Por ejemplo, Méndez-Carvajal (2014) empleó el sistema Orión para investigar primates arbóreos, donde se incluyó la RNPCC, pero este método presentó varias limitaciones, particularmente en cuanto a la colocación y orientación de las cámaras, lo que restringió el alcance del muestreo. Aunque estos estudios preliminares aportaron información sobre las especies presentes, los datos obtenidos eran insuficientes para profundizar en aspectos como la tasa de detección o patrones de actividad. En años más recientes, Monteza-Moreno et al. (2022) utilizaron cámaras trampa en el dosel para estudiar la dispersión y depredación de semillas. Si bien esta publicación aportó valiosa información sobre interacciones específicas, aún existe una carencia significativa de estudios que aborden de manera integral la ecología y diversidad de los mamíferos arbóreos en Panamá.

Materiales y métodos

Área de estudio

Este estudio se llevó a cabo en la Reserva Natural Privada Cerro Chucantí de la Asociación ADOPTA el bosque de Panamá (8.8046°N, 78.4595°O), situada en el extremo sureste de la Serranía de Majé (Fig. 1). Destaca por ser el punto más elevado de la zona, alcanzando una altitud máxima de 1,440 metros sobre el nivel del mar (msnm). Este sitio está integrado en la ecorregión "Bosques Montanos del Este de Panamá" (WWF, 2014), con temperaturas promedio entre los 20°C y 27°C, y una precipitación anual que oscila entre los 3000 mm y 4000 mm (González-Pinzón, 2021).

La reserva abarca aproximadamente 1,200 hectáreas, presenta una topografía variable, lo que se refleja en una variación de la vegetación a lo largo tres rangos altitudinales (Mijango-Ramos et al., 2020). Que incluyen el bosque húmedo de tierras bajas tropicales, que se extiende desde altitudes cercanas al nivel del mar hasta los 600 msnm; el bosque húmedo premontano, ubicado entre los 600 y 1,000 msnm; y el bosque muy húmedo premontano, que se encuentra por encima de los 1,000 msnm (ANAM, 2010). Esta diversidad de ambientes ha convertido a Cerro Chucantí en uno de los puntos más biodiversos y con un alto grado de endemismo en Panamá (Ortiz et al., 2016; Flores et al., 2017; Batista et al., 2020).

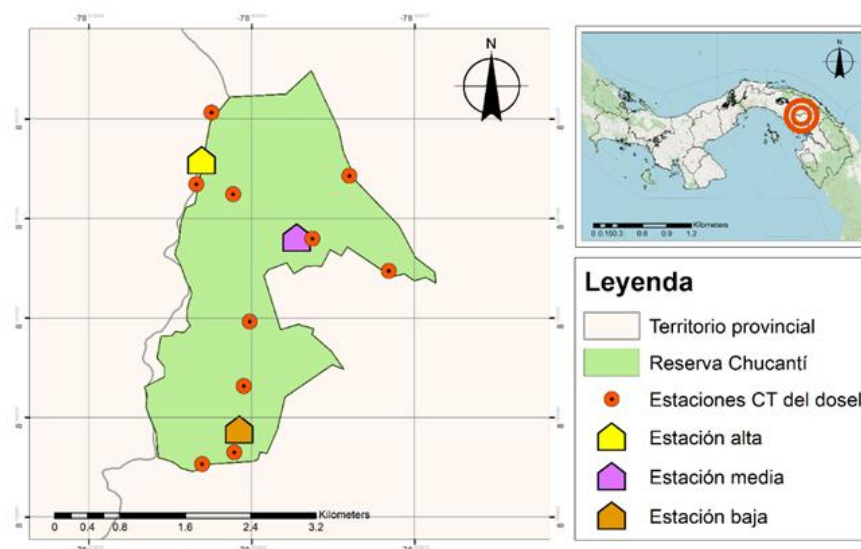


Figura 1. Mapa del área de la reserva, estaciones de cámaras trampa (CT) y estaciones biológicas.

Diseño experimental

Con el propósito de alcanzar los objetivos planteados en esta investigación, se utilizó el método de cámaras trampa en el dosel. Este enfoque implica la instalación de un número determinado de cámaras en la parte superior de los árboles en una región específica, con el fin de recopilar la máxima cantidad de información a través de fotografías y videos (Whitworth et al., 2016; Apps & McNutt, 2018; Masseloux et al., 2022). Para llevar a cabo este proceso, se distribuyeron 20 cámaras trampa en 10 árboles que permanecieron activas desde el 31 de diciembre de 2022 al 26 de julio de 2023, registrando un total de 3,176 noches trampa. Las cámaras fueron distribuidas en tres rangos altitudinales: Rango Bajo, entre 400 y 600 msnm (tres estaciones); Rango Medio, entre 601 y 1,000 msnm (cuatro estaciones); y Rango Alto, entre 1,001 y 1,440 msnm (tres estaciones). Cada una de las estaciones estuvo separada por una distancia de 500 m (mínima) a 1 Km (máxima).

Los árboles elegidos cumplieron con ciertas características como tener una altura de entre 15 y 30 metros, mostrar una buena conectividad con el dosel del bosque circundante y ser seguros para el escalador. Implementamos el método de doble y single cuerda de Perry (1978), lo que facilitó el acceso al dosel con mayor comodidad y seguridad (Figuras 49, 50). Luego de acceder al dosel se seleccionó las ramas más adecuadas para la colocación de las cámaras. Estas se sujetaron al tronco central del árbol, en un ángulo paralelo, orientadas hacia las ramas gruesas que muestren mayor conectividad, ya que los mamíferos arbóreos suelen utilizar estas ramas como rutas de movimiento, lo que aumenta las posibilidades de captura fotográfica (Cotsell & Vernes, 2016; Haysom et al., 2021). Las cámaras se programaron para funcionar durante las 24 horas del día, en secuencia de tres fotografías por evento, con intervalos de activación de cinco segundos entre cada fotografía. Cada 45 días, se llevó a cabo un proceso de revisión para reemplazar las baterías y recopilar los datos. Esto es esencial debido a que la humedad excesiva, suele deteriorar el equipo y provocar la pérdida de datos (Glover-Kapfer et al., 2019).

Análisis de datos

Las imágenes obtenidas durante el estudio fueron procesadas en dos etapas. Primero, se realizó una depuración manual para filtrar las fotos en blanco y garantizar la identificación correcta de las especies registradas. Posteriormente, se empleó el software Wildlife Insights (WI), una plataforma automatizada basada en inteligencia artificial, diseñada para el análisis eficiente de grandes conjuntos de fotografías de cámaras trampa. WI facilitó el proceso de clasificación inicial de las especies, mejorando la eficiencia y reduciendo el tiempo de procesamiento de las imágenes. Sin embargo, es importante destacar que todas las imágenes fueron revisadas y validadas manualmente por el equipo de trabajo, quienes garantizaron la precisión de las sugerencias de identificación realizadas por la inteligencia artificial. Esto permitió un doble control de calidad sobre los datos, asegurando la exactitud en la identificación de especies.

Riqueza y Diversidad de Especies

Los datos obtenidos mediante Wildlife Insights (WI) fueron exportados y procesados en Excel utilizando macros y Visual Basic, generando un archivo depurado y compatible con los paquetes BiodiversityR y Vegan en R. Posteriormente, esta base de datos fue cargada en R para llevar a cabo los análisis de diversidad alfa, diversidad beta y rarefacción.

La riqueza de especies se definió como el número total de especies registradas en la reserva. Para analizar las variaciones altitudinales, se calculó la riqueza específica de mamíferos arbóreos en cada uno de los tres rangos altitudinales. Para evaluar la diversidad alfa, se calcularon los índices de Shannon (1948), Simpson (1949) y la equidad de Pielou (1966), que consideran tanto el número de especies como la distribución proporcional de los individuos entre ellas. Estos índices permiten capturar la presencia de especies, las variaciones en su abundancia relativa y describir de manera más precisa la estructura ecológica de las comunidades (Magurran, 2004; Zlatanova & Popova, 2018). Además, se llevaron a cabo análisis de correlación con el fin de evaluar la influencia del rango altitudinal sobre la diversidad. Para evaluar la diversidad

beta, se realizaron dos análisis complementarios basados en distancias de Bray-Curtis: un Análisis Multidimensional No Métrico (nMDS) para representar gráficamente las diferencias en la composición de especies entre los rangos altitudinales, y un análisis de dispersión multivariada para evaluar las diferencias en la variabilidad de las comunidades.

Tasa de Detección

La Tasa de Detección fue calculada utilizando el método del modelo Generalizado de Poisson, que permite estimar el número de eventos de detección independientes por especie, ajustando por las ubicaciones de cámaras y meses de muestreo. Consideramos capturas independientes con intervalos de 60 minutos de diferencia en la misma cámara para evitar sobreestimaciones, siguiendo las recomendaciones de Sollman et al., (2013), ya que, en hábitats como el dosel las especies pueden permanecer cerca de las cámaras por periodos prolongados.

Para cada especie, los datos de detección se agruparon por ubicación y mes. Modelo Lineal Generalizado de Poisson (Consul & Jain, 1973) estima el número de eventos de detección esperados en función del esfuerzo de muestreo (días que la cámara estuvo funcionando) en cada estación de muestreo. Este método permite ajustar la tasa de detección considerando tanto el número de días que las cámaras estuvieron activas y las diferencias en la detección entre estaciones y tiempo. El modelo predice el número esperado de eventos de detección por cada 100 días de trampa. Para cada especie, el número de eventos independientes se ajustó según el número de días de trampa activos en cada mes, y la tasa de detección se presentó como el número esperado de eventos de detección por cada 100 días de trampa. De esta manera, se puede corregir el esfuerzo de muestreo de forma más precisa y evitar los posibles sesgos que podrían surgir al utilizar el Índice de Abundancia Relativa, que no siempre corrige adecuadamente las diferencias en la detectabilidad entre especies (Rovero & Marshall, 2009; Sollmann et al., 2013).

Patrones de Actividad

Para determinar los patrones de actividad utilizamos los registros independientes de las especies, considerándolos independientes si ocurrieron con al menos 60 minutos de diferencia, como sugiere Sollmann et al. (2013). Los patrones de actividad fueron generados únicamente para aquellas especies que contaron con al menos 24 eventos de detección independientes durante el periodo de muestreo, para asegurar que los resultados fueran lo suficientemente representativos del comportamiento de cada especie.

En lugar de clasificarlos en categorías diurnas y nocturnas, empleamos un análisis más detallado utilizando la función *fitact* del paquete *activity* en R (Rowcliffe, 2021), que permite evaluar la actividad de las especies a lo largo de un ciclo completo de 24 horas, proporcionando una representación más precisa de su comportamiento diario.

Resultados

Riqueza y diversidad de especies

Este estudio comprende un esfuerzo de muestreo de siete meses continuos, acumulando un total de 3,176 noches trampa. Se identificaron 22 especies de mamíferos arbóreos, distribuidas en 13 familias y cinco órdenes (Cuadro 1). El orden Rodentia fue el más representado, con seis especies pertenecientes a tres familias, seguido por Primates, con cuatro especies en tres familias, y Carnivora, con cuatro especies en dos familias. El orden Pilosa estuvo representado por tres especies de dos familias, mientras que Didelphimorphia incluyó cinco especies de una sola familia.

Respecto a la riqueza por rango altitudinal, se registraron 18 especies en el Rango Bajo, 17 en el Rango Medio y 16 en el Rango Alto.

El gráfico de rarefacción (Figura 3) mostró que el Rango Medio presentó la mayor riqueza de especies estimada, alcanzando una asíntota superior en comparación con los Rangos Bajo y Alto, lo que sugiere una mayor diversidad potencial en este rango. En contraste, el Rango Alto presentó una riqueza acumulada menor, y su curva de rarefacción mostró un aumento reducido en el número de especies detectadas, incluso con un mayor esfuerzo de muestreo.

Respecto a la diversidad alfa, el índice de diversidad de Shannon (H') para toda la Reserva fue de 2.10, reflejando una diversidad moderada de mamíferos arbóreos. A nivel de rangos, el Rango Medio presentó el mayor índice de diversidad (2.25), seguido por el Rango Bajo (2.09) y, finalmente, el Rango Alto (1.93). Al graficar los datos, se observó una disminución progresiva en el índice de Shannon a medida que aumentaba la altitud (Figura 4). De manera complementaria, el análisis de correlación confirmó una relación negativa significativa entre la altitud y la riqueza, así como con los índices de diversidad (Shannon, Simpson y equidad), indicando que las comunidades del Rango Alto presentan una menor riqueza, menor diversidad y una distribución menos equitativa (Figura 5). En cuanto a la diversidad beta, el análisis nMDS mostró una diferenciación clara entre las comunidades, indicando que la comunidad

del Rango Alto difiere de las comunidades de los Rangos Medio y Bajo, las cuales son más similares entre sí (Figura 6). Adicionalmente, la prueba de dispersión multivariada mostró diferencias significativas en la variabilidad interna de las comunidades, lo que sugiere que la composición de mamíferos registrada por las CT del Rango Alto es diferente en comparación con las registradas en los Rangos Medio y Bajo (Figura 7).

Cuadro 1. Registro de mamíferos arbóreos de la Reserva Natural Privada Cerro Chucantí, con estados de conservación y rango altitudinal en los que fueron registrados.

Orden	Familia	Especie	Nombre común	Estado de conservación	
				IUCN	Mi ambiente
Didelphimorpha	Didelphidae	<i>Didelphis marsupialis</i>	Zarigüeya común	LC	NI
		<i>Caluromys derbianus</i>	Zarigüeya lanuda	LC	NI
		<i>Marmosops invictus</i>	Zarigüeya ratón de Panamá	LC	VU
		<i>Marmosa sp.1</i>	Marmosa	LC	NI
		<i>Marmosa sp.2</i>	Marmosa	LC	NI
Pilosa	Myrmecophagidae	<i>Tamandua mexicana</i>	Hormiguero	LC	NI
	Bradypodidae	<i>Bradypus variegatus</i>	Perezoso de tres dedos	LC	NI
	Choloepodidae	<i>Choloepus hoffmanni</i>	Perezoso de dos dedos	LC	NI
Rodentia	Sciuridae	<i>Sciurus granatensis</i>	Ardilla roja	LC	NI
	Erethizontidae	<i>Coendou quichua</i>	Puercoespín andino	DD	VU

	Cricetidae	<i>Nyctomys sumichrasti</i>	Rata vespertina	LC	NI
		<i>Rhipidomys latimanus</i>	Ratón trepador de patas anchas	LC	VU
		<i>Oecomys bicolor</i>	Ratón arrocero arborícola de vientre blanco	LC	NI
		<i>Tylomys panamensis</i>	Rata trepadora panameña	DD	VU
Carnivora	Procyonidae	<i>Nasua narica</i>	Gato solo	LC	NI
		<i>Bassaricyon medius</i>	Olingo de Panamá	LC	NI
		<i>Potos flavus</i>	Kinkajú	LC	NI
	Felidae	<i>Leopardus pardalis</i>	Ocelote	VU	VU
Primates	Atelidae	<i>Alouatta palliata</i>	Mono aullador	LC	VU
		<i>Ateles fusciceps</i>	Mono araña negro	EN	CR
	Cebidae	<i>Cebus capucinus</i>	Mono carablanca	VU	EN
	Callitrichidae	<i>Saguinus geoffroyi</i>	Mono tití	LC	VU

Leyenda:

Data deficiente (DD), Preocupación Menor (LC), Casi Amenazado (NT), Vulnerable (VU), En peligro (EN), En Peligro Crítico (CR), No incluido (NI).

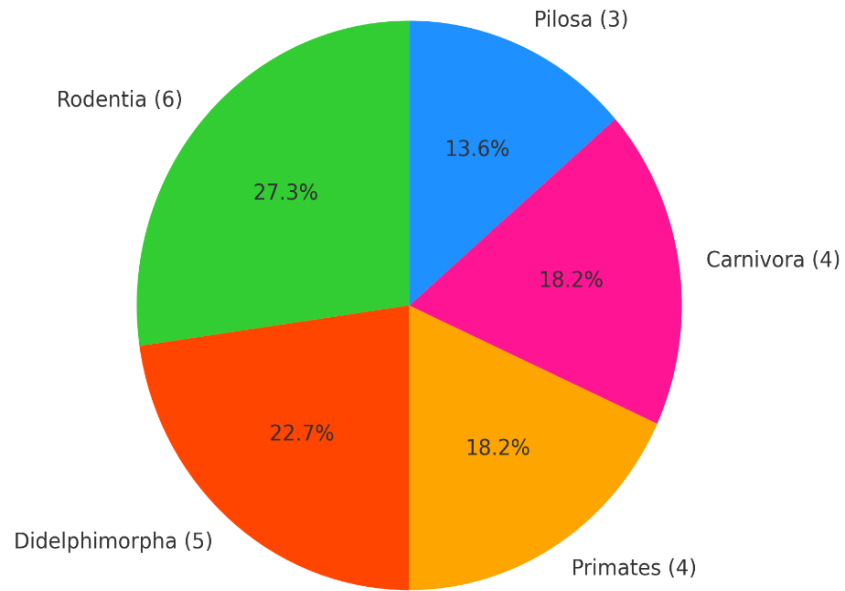


Figura 2. Distribución de especies por orden taxonómico.

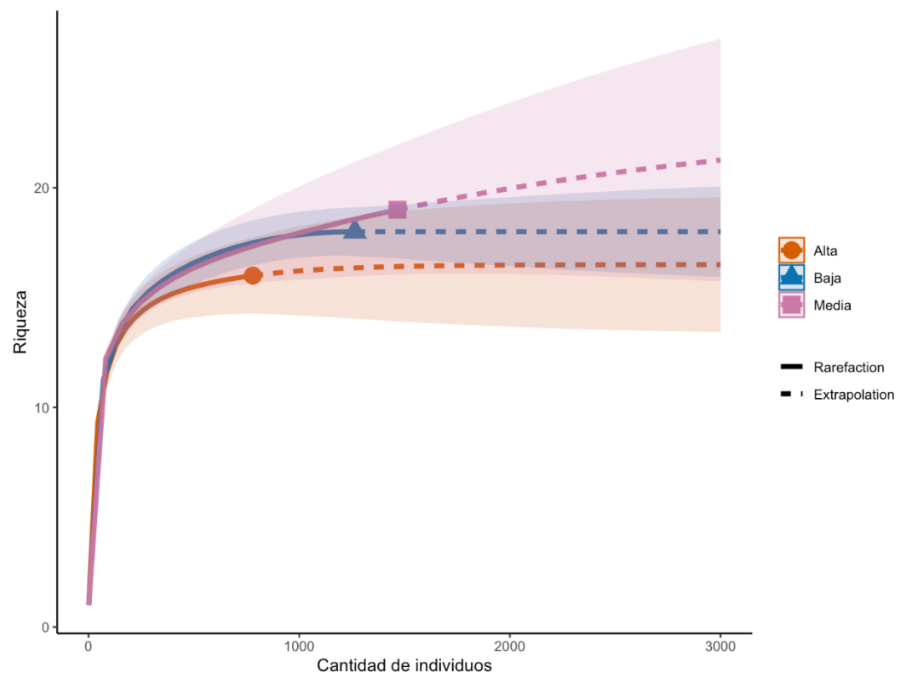


Figura 3. Curvas de rarefacción y extrapolación de la riqueza de especies según el rango altitudinal.

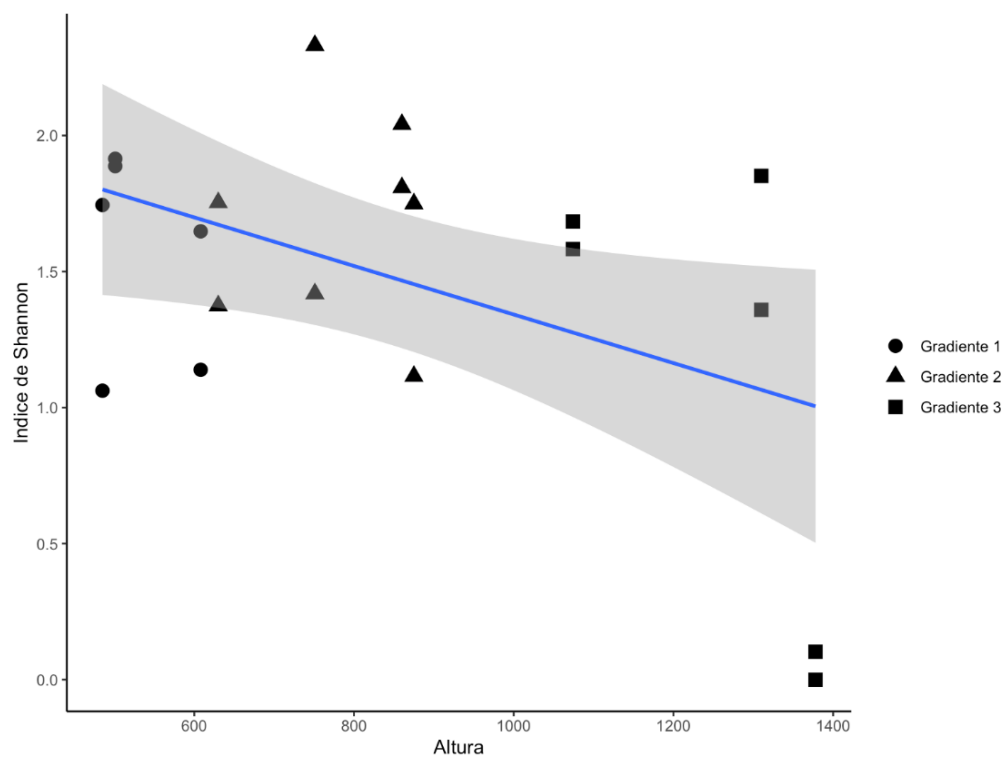


Figura 4. Relación entre el índice de diversidad Shannon y la altitud a lo largo de los tres rangos altitudinales.

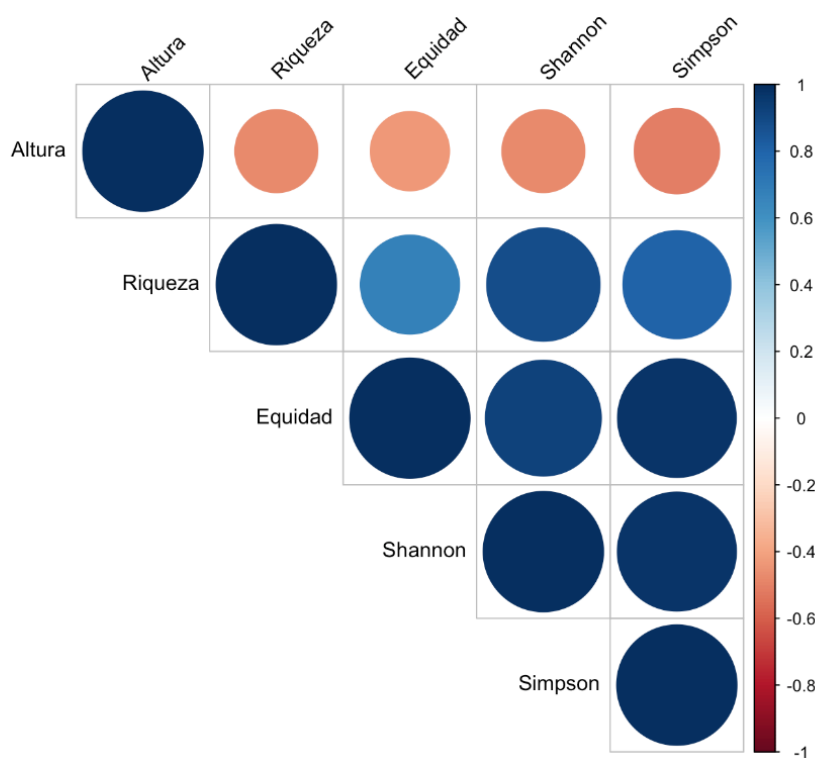


Figura 5. Matriz de correlación entre la altitud, la riqueza de especies, equidad y los índices de diversidad de Shannon y Simpson.

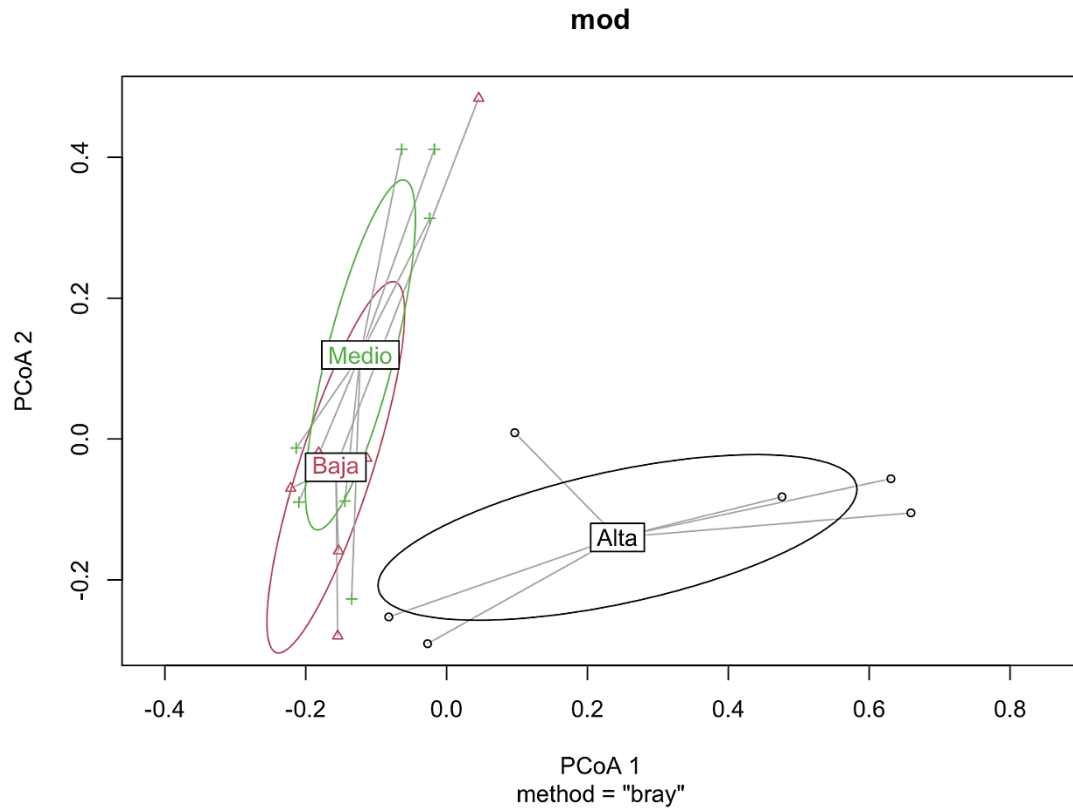


Figura 6. Análisis de ordenación de PCoA basado en disimilitudes de Bray-Curtis entre los rangos altitudinales.

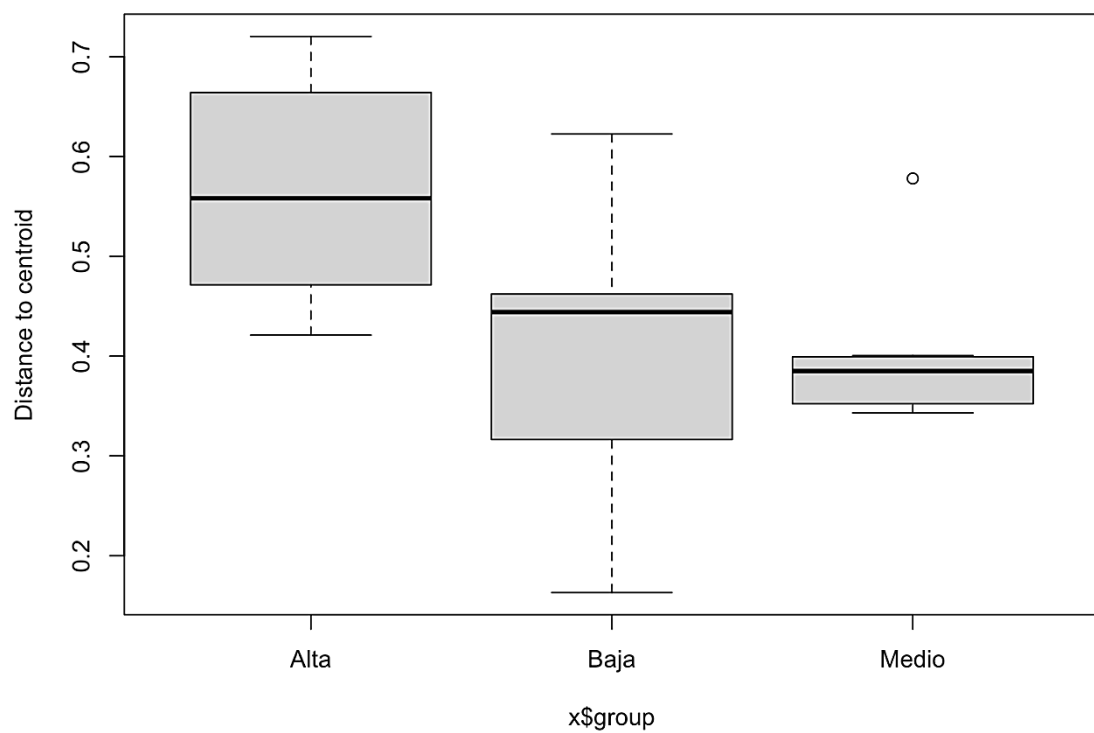


Figura 7. Dispersión de la distancia al centroide entre rangos altitudinales.

Fotografías obtenidas de cámaras trampa

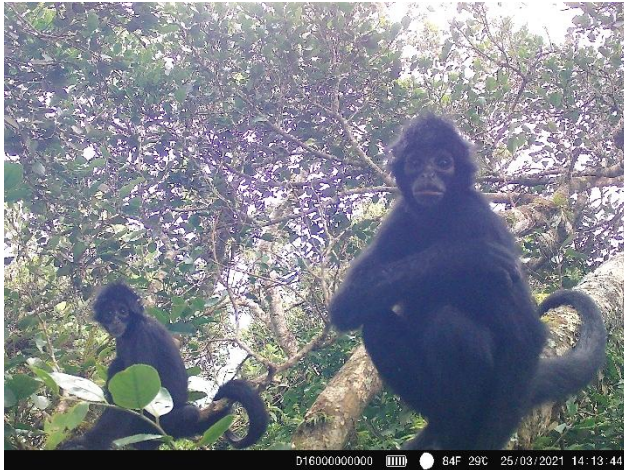


Figura 8. *Ateles fusciceps* (Mono araña negro del Darién).

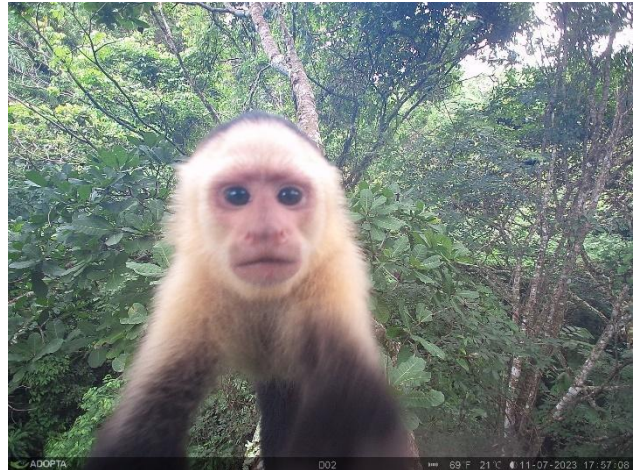


Figura 9. *Cebus capucinus* (Mono carablanca).

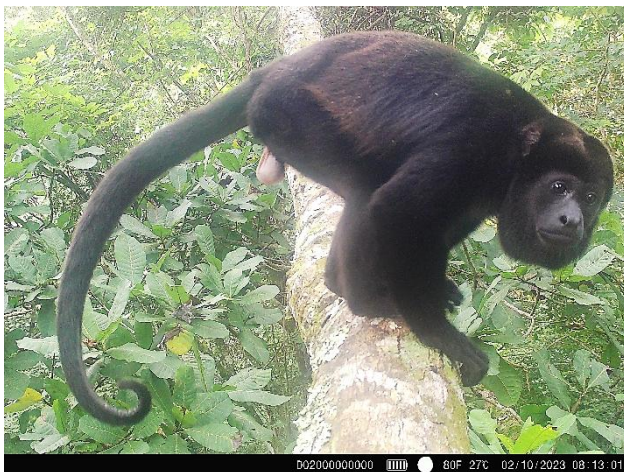


Figura 10. *Alouatta palliata* (Mono aullador).

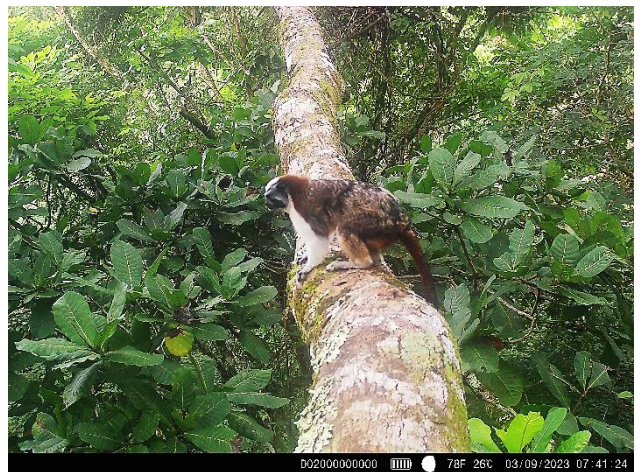


Figura 11. *Saguinus geoffroyi* (Mono tití panameño).



Figura 12. *Sciurus granatensis* (Ardilla cola roja).

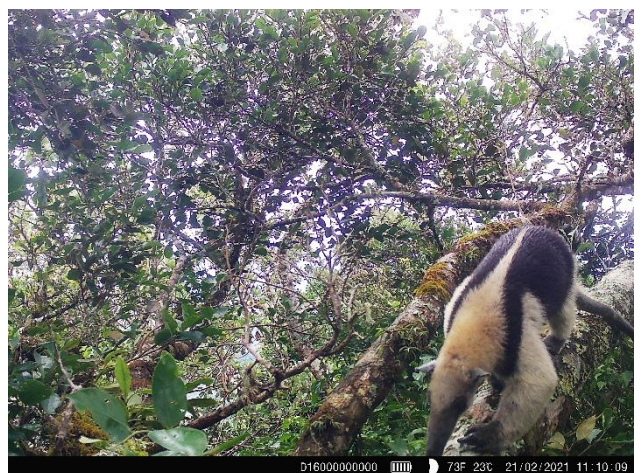


Figura 13. *Tamandua mexicana* (Hormiguero).



Figura 14. *Choloepus hoffmanni* (Perezoso de dos dedos).



Figura 15. *Bradypus variegatus* (Perezoso de tres dedos).



Figura 16. *Caluromys derbianus* (Zarigüeya lanuda).



Figura 17. *Didelphis marsupialis* (Zarigüeya común).



Figura 18. *Marmosops invictus* (Zarigüeya ratón de Panamá).



Figura 19. *Nasua narica* (Gato solo).



Figura 20. *Leopardus pardalis* (Ocelote).



Figura 21. *Bassaricyon medius* (Olingo).



Figura 22. *Potos flavus* (Kinkajú).



Figura 23. *Coendou quichua* (Puercoespín).

Tasa de detección

El análisis de las tasas de detección muestra grandes diferencias en la frecuencia relativa de detección entre especies, con valores promedio que oscilaron entre 0.03 y 12.68 (Cuadro 2; figura 30). Las mayores tasas se registraron para *Coendou quichua* (12.68), *Ateles fusciceps* (10.50) y *Potos flavus* (9.55). Otras especies destacadas incluyeron al *Cebus capucinus* (8.21), *Caluromys derbianus* (7.59), *Alouatta palliata* (4.69), *Sciurus granatensis* (4.47) y *Tylomys panamensis* (4.20). Por otro lado, especies como, *Marmosops invictus* (0.16), *Didelphis marsupialis* (0.13), *Marmosa sp.2* (0.13), *Marmosa sp.1* (0.07), *Nasua narica* (0.03) y *Leopardus pardalis* (0.03) presentaron las tasas más bajas.

En el Rango Bajo (Cuadros 2 y 4; figura 31), las tasas de detección más altas fueron registradas para *Potos flavus* (14.59), *Ateles fusciceps* (12.83) y *Cebus capucinus* (10.97). También se observaron valores destacados para *Coendou quichua* (10.87), *Alouatta palliata* (4.70) y *Caluromys derbianus* (4.21). Las menores tasas de detección correspondieron a *Didelphis marsupialis* (0.29), *Marmosa sp.2* (0.29), *Marmosa sp.1* (0.10) y *Marmosops invictus* (0.10).

En el Rango Medio (Cuadros 2 y 5; figura 31), las tasas de detección más altas fueron registradas para *Ateles fusciceps* (13.58), *Caluromys derbianus* (12.77), *Cebus capucinus* (9.71) y *Coendou quichua* (8.83). Seguido por *Potos flavus* (6.86), *Alouatta palliata* (6.50) y *Sciurus granatensis* (3.87). Las menores tasas de detección correspondieron a *Bradypus variegatus* (0.37), *Marmosops invictus* (0.29), *Didelphis marsupialis* (0.07) y *Marmosa sp.1* (0.07).

En el Rango Alto (Cuadros 2 y 6; figura 31), las tasas de detección más altas correspondieron a *Coendou quichua* (23.19), *Tylomys panamensis* (19.05) y *Sciurus granatensis* (9.31). Seguido por *Potos flavus* (7.39), *Tamandua mexicana* (3.69) y *Caluromys derbianus* (2.22). Las menores tasas de detección fueron registradas para *Choloepus hoffmanni* (0.59) y *Nyctomys sumichrasti* (0.44), *Nasua narica* (0.15) y *Leopardus pardalis* (0.15).

Los resultados estadísticos completos del análisis de tasas de detección para la Reserva y cada uno de los rangos altitudinales se presentan en los Cuadros 3, 4, 5 y 6 de la sección de Anexos.

Cuadro 2. Valores de la tasa de detección por especie en la reserva y para cada rango.

Especie	Tasa de detección para la reserva	Tasa de detección en Rango Bajo	Tasa de detección en Rango Medio	Tasa de detección en Rango Alto
<i>Didelphis marsupialis</i>	0.13	0.29	0.07	---
<i>Caluromys derbianus</i>	7.59	4.21	12.77	2.22
<i>Marmosops invictus</i>	0.16	0.10	0.29	---
<i>Marmosa sp.1</i>	0.07	0.10	0.07	---
<i>Marmosa sp.2</i>	0.13	0.29	---	0.44
<i>Tamandua mexicana</i>	1.60	1.57	0.58	3.69
<i>Bradypus variegatus</i>	0.16	---	0.37	---
<i>Choloepus hoffmanni</i>	1.34	0.39	2.41	0.59
<i>Sciurus granatensis</i>	4.47	2.06	3.87	9.31
<i>Coendou quichua</i>	12.68	10.87	8.83	23.19
<i>Nyctomys sumichrasti</i>	1.73	0.49	3.28	0.44
<i>Rhipidomys latimanus</i>	1.11	0.88	1.46	0.74
<i>Oecomys bicolor</i>	1.53	2.35	1.68	---
<i>Tylomys panamensis</i>	4.20	---	---	19.05
<i>Nasua narica</i>	0.03	---	---	0.15
<i>Bassaricyon medius</i>	1.30	1.96	0.80	1.33
<i>Potos flavus</i>	9.55	14.59	6.86	7.39
<i>Leopardus pardalis</i>	0.03	---	---	0.15
<i>Alouatta palliata</i>	4.69	4.70	6.50	1.03
<i>Ateles fusciceps</i>	10.50	12.83	13.58	0.74
<i>Cebus capucinus</i>	8.21	10.97	9.71	1.03
<i>Saguinus geoffroyi</i>	0.33	0.98	---	---

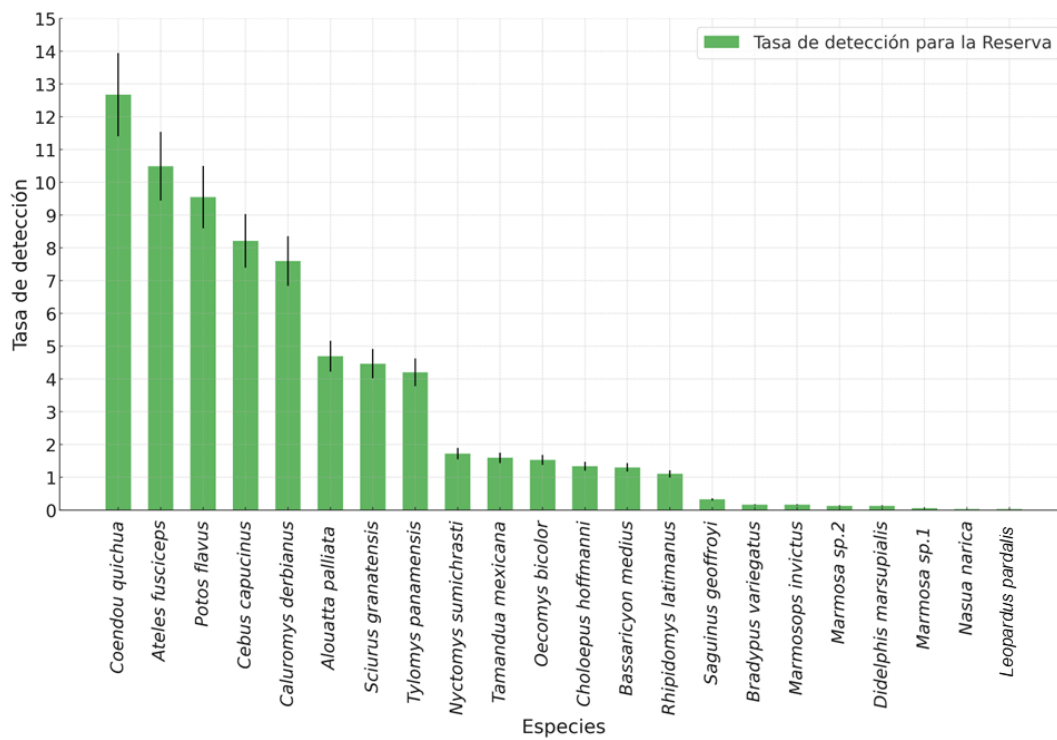


Figura 24. Tasa de detección para la reserva.

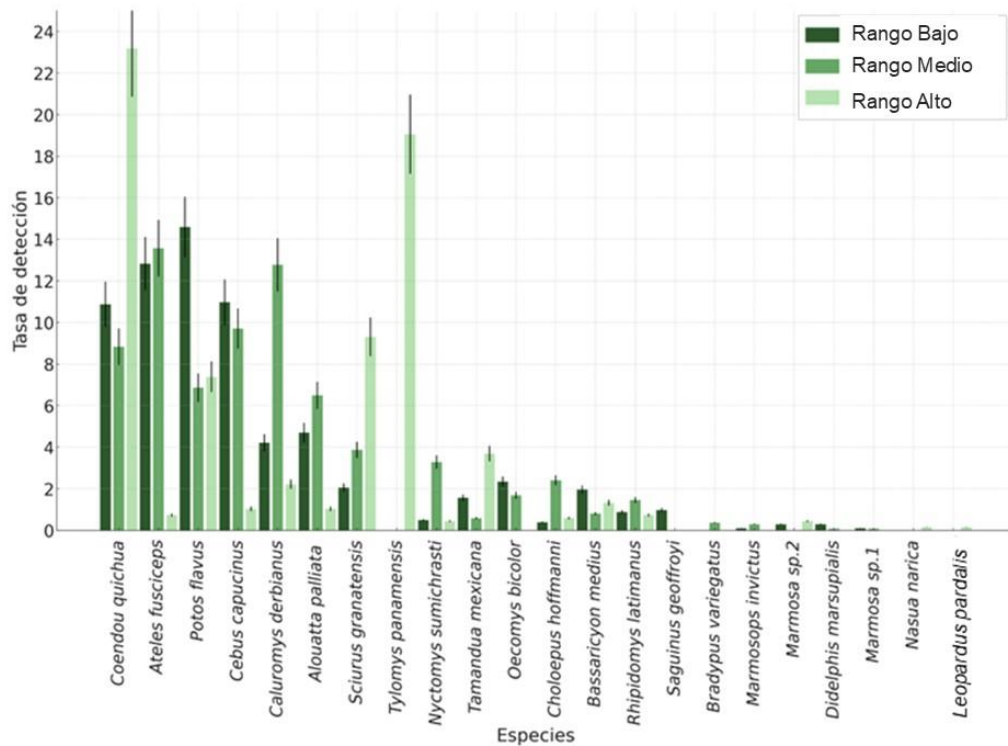


Figura 25. Tasa de detección por rango altitudinal.

Patrones de actividad

Para los análisis de los patrones de actividad, se registraron un total de 2, 280 eventos independientes y se generaron gráficos para 14 especies. De estas especies, cuatro mostraron patrones de actividad diurna, nueve presentaron actividad nocturna y una presentó un patrón catemeral.

Todos los primates mostraron patrones de actividad diurno, para *Ateles fusciceps* (n=344, Figura 32) y *Cebus capucinus* (n=255, Figura 33), presentaron su primer periodo de actividad entre las 06:00 y las 10:00 h, y el segundo entre las 14:00 y las 18:00 h. En ambas especies se observó una reducción de la actividad al mediodía, entre las 12:00 y las 14:00 h. En contraste, *Alouatta palliata* (n=146, Figura 34) mostró un patrón de actividad más extendido a lo largo del día, iniciando a las 06:00 h y manteniéndose relativamente constante hasta las 18:00 h, sin presentar variaciones significativas ni periodos de inactividad. Las tres especies alcanzaron su frecuencia de actividad máxima entre las 15:00 y las 17:00 h. Otra especie diurna fue *Sciurus granatensis* (n=151, Figura 29), con un único pico de actividad máxima entre las 06:00 y las 08:00 h, seguido de una reducción drástica de la actividad durante el resto del día.

El *Tamandua mexicana* (n=51, Figura 36) fue la única especie que mostró un patrón de actividad catemeral. Su actividad se mantuvo relativamente continua y sostenida a lo largo de las 24 h, con dos periodos de mayor actividad: el primero entre las 18:00 y las 02:00 h, y el segundo entre las 10:00 y las 16:00 h. Además, se observó una leve reducción de la actividad entre las 04:00 y las 08:00 h.

En cuanto a las especies nocturnas, *Caluromys derbianus* (n=234, Figura 37) presentó su primer pico de actividad desde las 18:00 hasta las 02:00 h, alcanzando la frecuencia de actividad máxima alrededor de las 22:00 h, seguido por un segundo pico entre las 03:00 y las 06:00 h, con una disminución en la actividad cerca de las 02:30 h. *Choloepus hoffmanni* (n=41, Figura 38) registró su primer pico de actividad entre las 18:00 y las 24:00 h, y el segundo entre las 01:00 y las 05:00 h, alcanzando su mayor frecuencia de actividad

cerca de las 03:00 h. También se observó una disminución en la actividad alrededor de las 00:00 h.

Respecto a los carnívoros, *Potos flavus* (n=306, Figura 39) y *Bassaricyon medius* (n=40, Figura 40) mostraron actividad nocturna entre las 18:00 y las 06:00 h. Sin embargo, *Potos flavus* alcanzó su mayor frecuencia de actividad alrededor de las 23:00 h, mientras que *Bassaricyon medius* registró su máximo nivel cerca de las 04:00 h. En cuanto a los roedores, *Coendou quichua* (n=448, Figura 41) mostró un pico de actividad entre las 18:00 y las 21:00 h, alcanzando su máxima frecuencia alrededor de las 20:00 h, con una disminución gradual hasta las 06:00 h. *Nyctomys sumichrasti* (n=54, Figura 42) y *Tylomys panamensis* (n=129, Figura 43) presentaron dos picos de actividad similares. El primero ocurrió entre las 19:00 y las 23:00 h, y el segundo entre las 02:00 y las 05:00 h, alcanzando su mayor frecuencia de actividad alrededor de las 21:00 h.

Rhipidomys latimanus (n=34, Figura 44) tuvo su mayor periodo de actividad entre las 18:00 y las 23:00 h, con un segundo periodo menor entre la 01:00 y las 03:00 h. *Oecomys bicolor* (n=47, Fig) inició su actividad a las 18:00 h, incrementándose desde las 24:00 h hasta las 05:00 h, con su mayor frecuencia cerca de las 04:00 h.

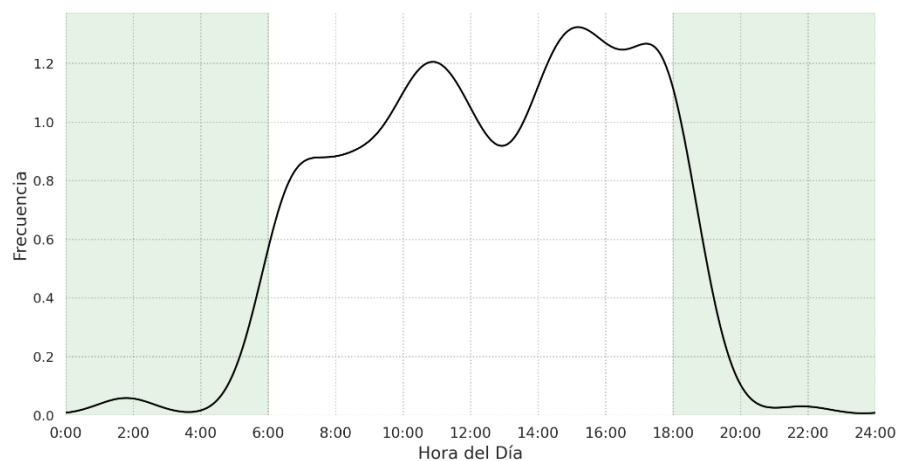


Figura 26. Patrón de actividad de *Ateles fusciceps*.

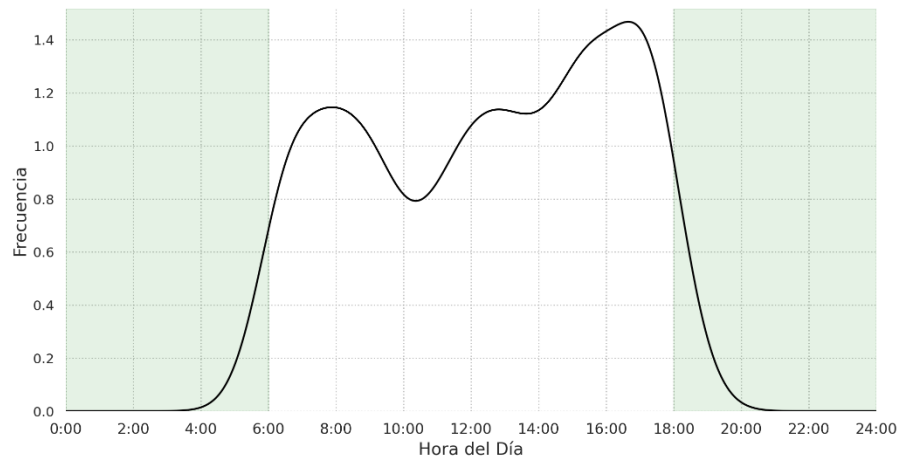


Figura 27. Patrón de actividad de *Cebus capucinus*.

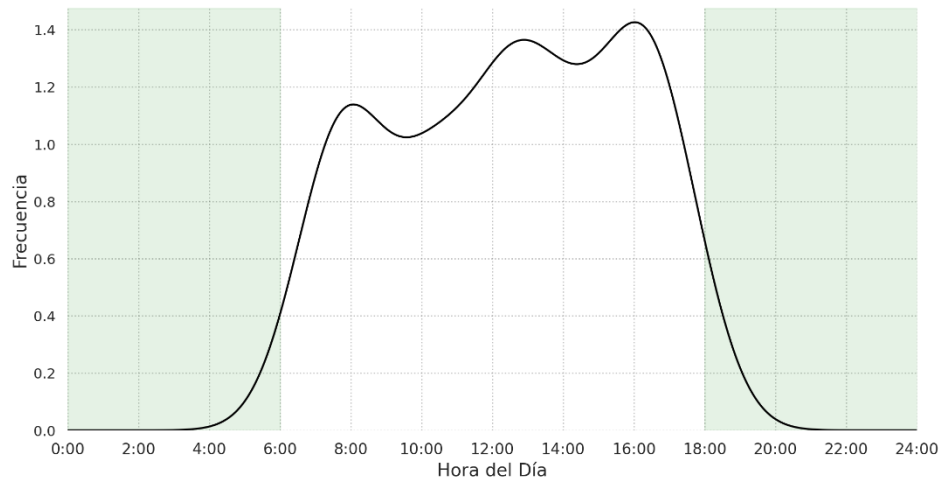


Figura 28. Patrón de actividad de *Alouatta palliata*.

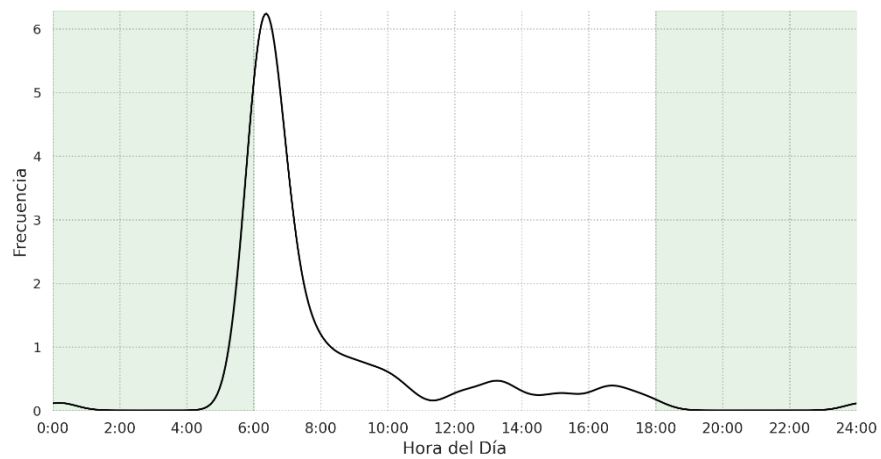


Figura 29. Patrón de actividad de *Sciurus granatensis*.

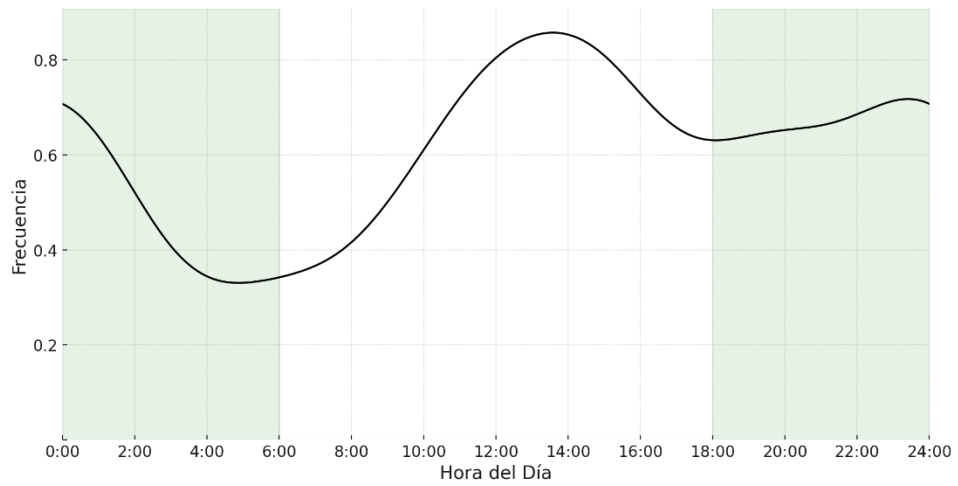


Figura 30. Patrón de actividad de *Tamadua mexicana*.

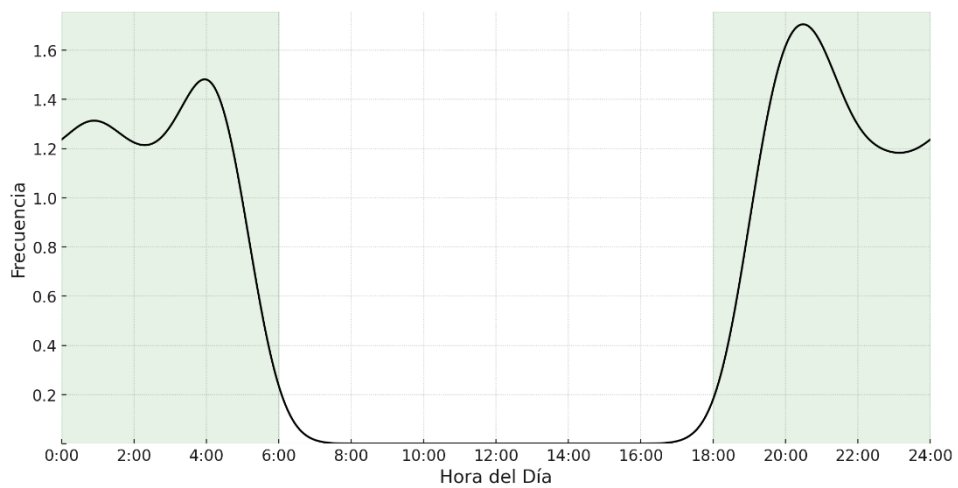


Figura 31. Patrón de actividad de *Caluromys derbianus*.

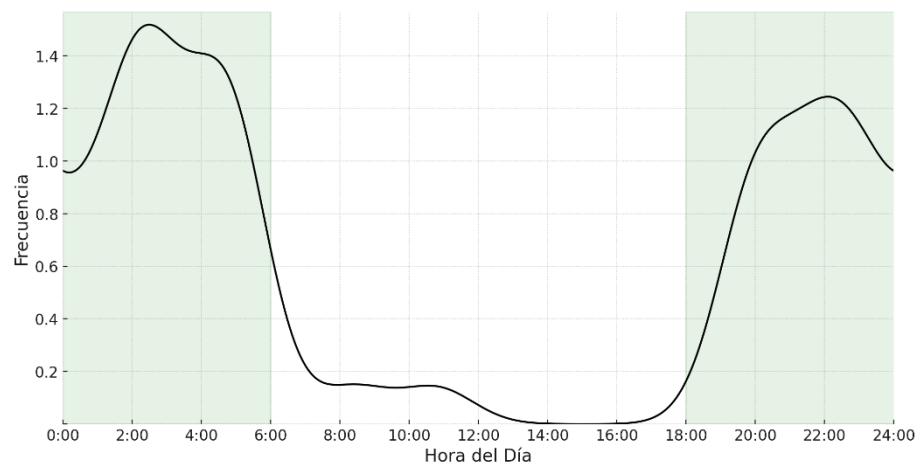


Figura 32. Patrón de actividad de *Choloepus hoffmanni*.

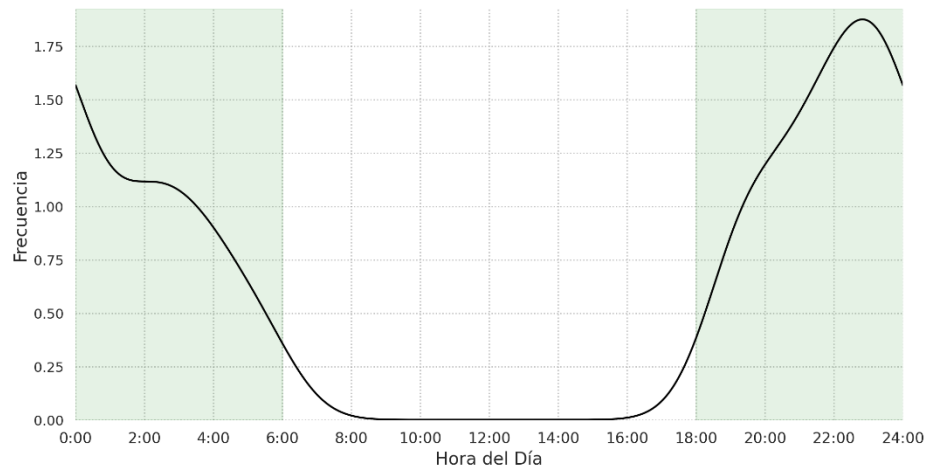


Figura 33. Patrón de actividad de *Potos flavus*.

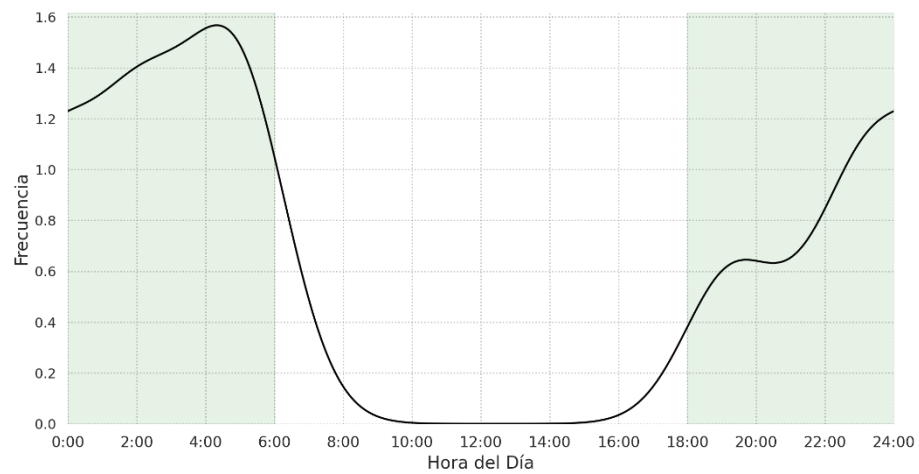


Figura 34. Patrón de actividad de *Bassaricyon medius*.

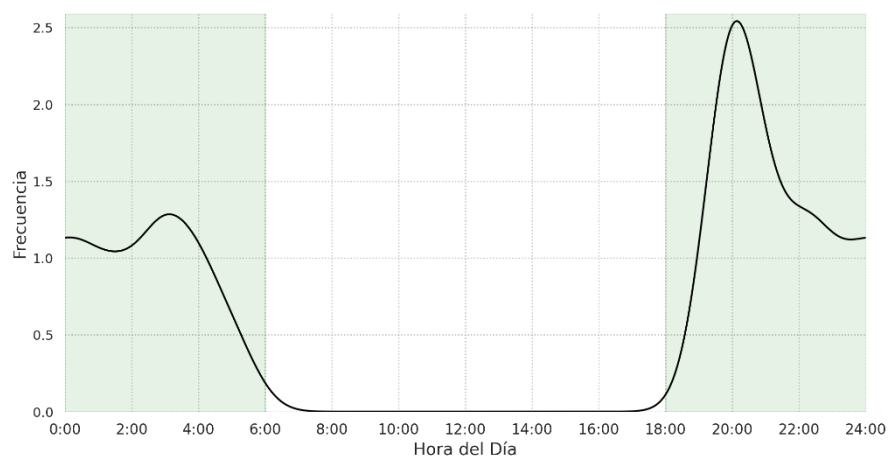


Figura 35. Patrón de actividad de *Coendou quichua*.

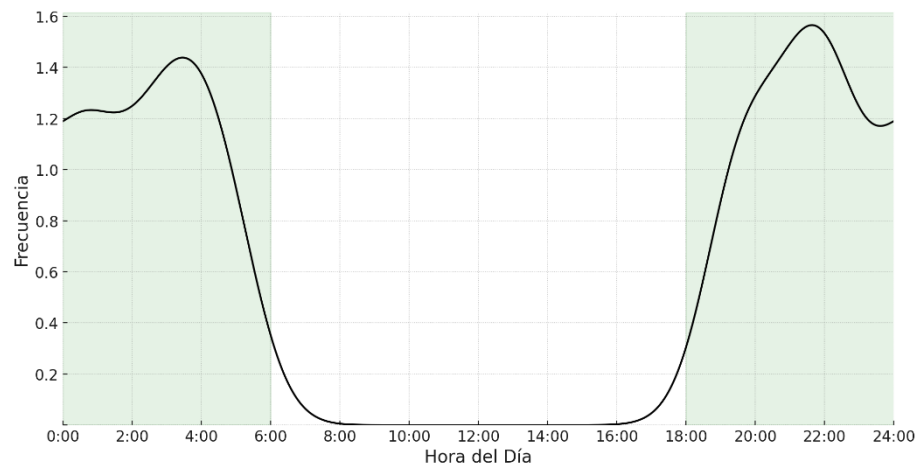


Figura 36. Patrón de actividad de *Nyctiomyx sumichrasti*.

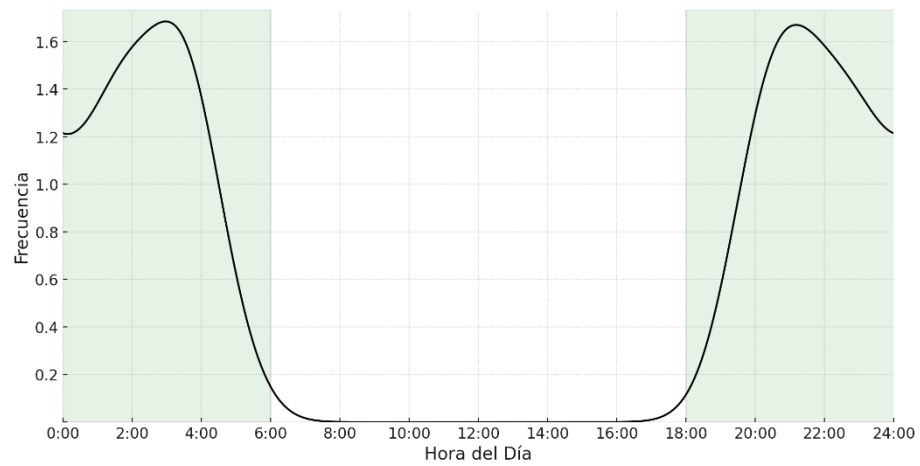


Figura 37. Patrón de actividad de *Tylomys panamensis*.

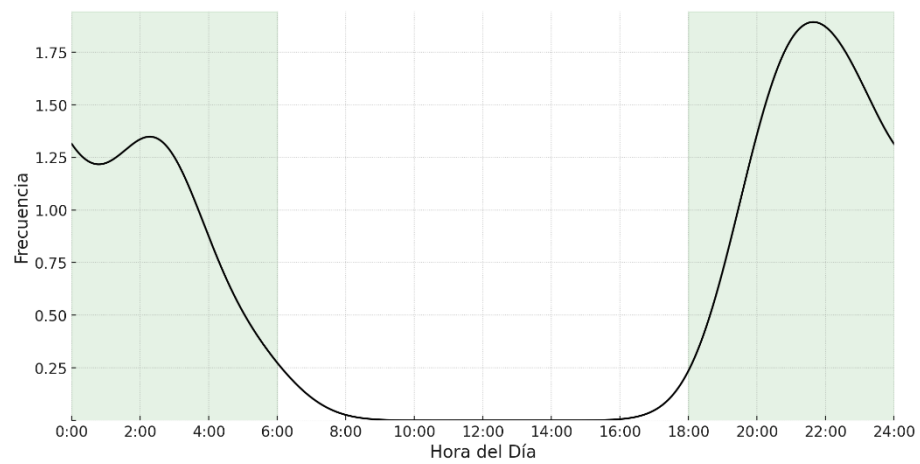


Figura 38. Patrón de actividad de *Rhipidomys latimanus*.

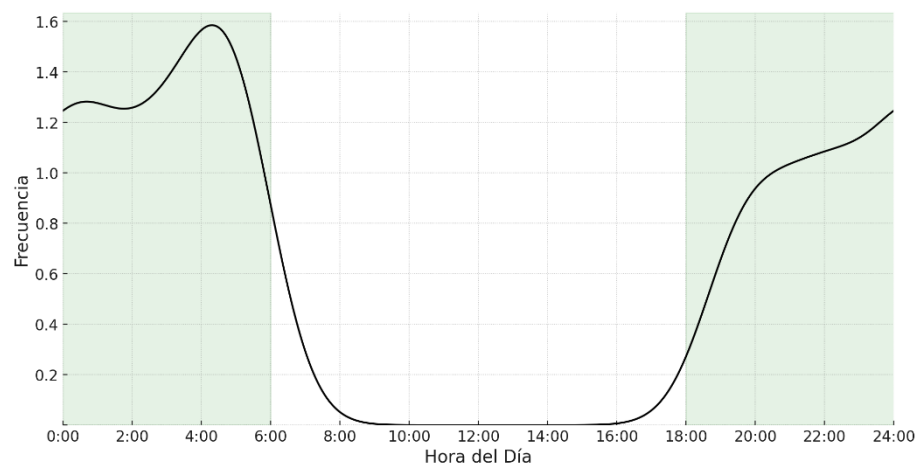


Figura 39. Patrón de actividad de *Oecomys bicolor*.

Discusión

Riqueza y diversidad de especies

Se obtuvo un esfuerzo de muestreo de 3,176 noches trampa, lo que permitió registrar una riqueza de 22 especies de mamíferos. De estas, tres se encuentran bajo alguna categoría de amenaza a nivel internacional según la UICN (2025), destacando *Cebus capucinus* y *Leopardus pardalis*, clasificadas como Vulnerable (VU), y *Ateles fusciceps*, catalogada como En Peligro (EN). Además, se identificaron nueve especies bajo categoría de protección nacional, entre las cuales destacan *Cebus capucinus*, clasificada como En Peligro (EN), y *Ateles fusciceps*, como Críticamente Amenazada (CR) según el Ministerio del Ambiente (2016). La presencia de diferentes especies clasificadas bajo categorías de amenaza en la reserva indica que este sitio cumple una función clave como refugio para la fauna arbórea, especialmente en una región impactada por la pérdida y degradación del bosque (Ministerio de Ambiente, 2024). La coexistencia de especies con requerimientos ecológicos específicos sugiere que el área mantiene condiciones esenciales, como una cobertura vegetal continua y una estructura del dosel bien conservada. Este patrón coincide con lo observado en otros remanentes de bosque del corredor mesoamericano, donde pequeños fragmentos boscosos, cuando se encuentran en buen estado de conservación, son capaces de sostener poblaciones sensibles que no logran mantenerse en paisajes más alterados o fragmentados (Meyer et al., 2019; Chen et al., 2022).

El índice de diversidad de Shannon (H') obtenido en este estudio fue de 2.10, lo que indica una diversidad moderada de mamíferos arbóreos. Este valor es ligeramente menor al reportado por Méndez-Carvajal et al. (2024), quienes calcularon un índice de 2.17 para el dosel. No obstante, en esta investigación se registró una mayor riqueza de especies, con un total de 22, en comparación con las 14 documentadas por dichos autores. Respecto a los rangos altitudinales, el Rango Bajo presentó la mayor riqueza de especies (18), seguido del Rango Medio (17) y del Rango Alto (16). Sin embargo, el índice de Shannon fue más alto en el Rango Medio (2.25), lo que podría indicar una distribución más equitativa en la abundancia de especies en comparación con

el Rango Bajo (2.09) y el Rango Alto (1.93). Esta diferencia entre riqueza y diversidad sugiere que, en el Rango Medio, las especies están presentes en mayor número y en proporciones más equitativas, con menor dominancia. En comparación, en los Rangos Bajo y Alto donde parece que ciertas especies dominan en abundancia.

En el análisis de rarefacción, la curva del Rango Medio mostró una mayor riqueza de especies en comparación con los Rangos Bajo y Alto, indicando un mayor potencial de diversidad al aumentar el esfuerzo de muestreo. En cambio, la curva del Rango Alto se mantuvo estable, esto quiere decir que, incluso con un mayor esfuerzo de muestreo, es menos probable que se registren nuevas especies. En el análisis de correlación, se obtuvo una relación negativa significativa entre la altitud y los índices de diversidad (Shannon, Simpson y equidad), así como con la riqueza de especies. Esto confirma que, en la zona de mayor altitud, la diversidad, la equidad y la riqueza de especies son menores. Este patrón de mayor riqueza y diversidad en zonas intermedias, y menor riqueza en las zonas más altas, ha sido documentado por diversos autores en estudios realizados en gradientes altitudinales. Por ejemplo, Mena (2021) reportó una disminución progresiva de la diversidad alfa con el aumento de altitud en los Andes peruanos, lo cual coincide con los resultados obtenidos en el presente estudio. De manera similar, Rico-Cernohorska et al. (2020) y Patterson et al. (1998) describen como, tanto en los Andes de Perú como en la región de los Yungas en Bolivia, las zonas bajas e intermedias presentan una mayor riqueza específica, mientras que las zonas más elevadas albergan comunidades menos diversas. McCain (2005) también observó que, en general, la diversidad de pequeños mamíferos tiende a alcanzar su punto máximo en altitudes medias, lo cual ha sido atribuido a un balance entre estabilidad climática, complejidad estructural del hábitat y disponibilidad de recursos, factores que favorecen la coexistencia de más especies en estos rangos intermedios.

En cuanto a la diversidad beta, se identificaron diferencias claras en la composición de especies entre los distintos rangos altitudinales. Las comunidades del rango bajo y del rango medio compartieron un mayor número

de especies, mientras que la del rango alto presentó una composición notablemente diferente. Estas diferencias fueron confirmadas estadísticamente mediante la prueba de dispersión multivariada, la cual evidenció variaciones significativas en la estructura de las comunidades. La marcada variación en la composición de las comunidades a diferentes altitudes es consistente con lo documentado previamente por otros autores (Patterson et al., 1998; Rico-Cernohorska et al., 2020; Mena & Pacheco, 2022).

También se ha observado que las diferencias en la composición de especies entre los rangos altitudinales no solo responden a cambios en la altitud, sino también a la variación de factores ambientales como la humedad, la temperatura, la disponibilidad de refugio y la complejidad vertical del bosque (Cáceres et al., 2011; Sakane et al., 2019; Mena & Pacheco, 2022). Estas condiciones pueden actuar como filtros ecológicos que determinan qué especies logran establecerse o mantenerse en ciertos rangos, lo que explica las diferencias observadas entre los rangos bajo, medio y alto.

Tasas de detección

La tasa de detección permite evaluar la frecuencia con la que se registra una especie, tomando en cuenta factores como la presencia, el nivel de actividad, la densidad relativa y el uso del hábitat en el tiempo y el espacio (Rovero & Marshall, 2009; Sollmann et al., 2013). En este estudio, *Coendou quichua*, *Ateles fusciceps* y *Potos flavus* mostraron las tasas más altas de detección en toda la reserva. Estos resultados reflejan que son especies muy activas en el dosel y que hacen un uso frecuente del espacio arbóreo para alimentarse, desplazarse y refugiarse (Kays et al., 2012). Su alta detectabilidad puede atribuirse a sus hábitos arbóreos estrictos, una dieta variada y su facilidad para movilizarse en zonas donde el dosel se mantiene bien conectado (Di Fiore & Campbell, 2007; Gregory et al., 2020). Además, se ha observado que estas especies tienden a ser más detectadas en áreas con buena cobertura y continuidad del dosel, ya que estas condiciones favorecen su actividad (Glover-Kapfer et al., 2019; Masseloux et al., 2022).

En contraste, especies como *Nasua narica* y *Leopardus pardalis* presentaron las tasas de detección más bajas, lo que puede explicarse por su preferencia al sotobosque, donde llevan a cabo la mayoría de sus actividades (Springer et al., 2012; Moreno et al., 2023). Sin embargo, se ha reportado que estas especies acceden al dosel de forma ocasional, especialmente cuando buscan alimento, refugio o al desplazarse en áreas con vegetación densa (Cudney-Valenzuela et al., 2023). *Nasua narica* es una especie semiarbórea que utiliza con frecuencia los árboles como sitio de descanso, refugio y búsqueda de alimento; sin embargo, su actividad principal se desarrolla en el suelo, por lo que no depende exclusivamente del medio arbóreo (Wainwright, 2007; Reid, 2009). De manera similar, *Leopardus pardalis* es una especie principalmente terrestre, ya que la mayor parte de su actividad ocurre en el suelo. Sin embargo, ha sido descrito como un buen trepador y, en algunas situaciones, se ha documentado utilizando los árboles como vía de desplazamiento, zona de descanso o para evitar amenazas. (Emmons, 1988; Wainwright, 2007). Estos registros poco frecuentes indican una conducta flexible que podría intensificarse en ambientes alterados, donde la fragmentación y la variación en la distribución de recursos obligan a las especies a utilizar distintos estratos del bosque (Meyer et al., 2019; Gregory et al., 2020; Masseloux et al., 2022; Cudney-Valenzuela et al., 2023).

En los rangos bajo (400–600 m s.n.m.) y medio (601–1000 m s.n.m.), las especies con mayores tasas de detección fueron *Ateles fusciceps*, *Cebus capucinus* y *Potos flavus*. Esto puede explicarse por la combinación de una elevada disponibilidad de recursos alimenticios, buena conectividad del dosel y condiciones ambientales estables, como la temperatura y la humedad (Rovero & Marshall, 2009; Chaves et al., 2011; Gregory et al., 2020; Masseloux et al., 2022). Estos factores favorecen el desplazamiento de las especies, el acceso constante a recursos en distintos estratos del bosque y la coexistencia de especies con diferentes requerimientos ecológicos. En el caso de *Ateles fusciceps*, su alta detección se asocia principalmente con la abundancia de frutos, su fuente principal de alimento. La continuidad del dosel, presente tanto en el rango bajo como medio, facilita su movilidad y su comportamiento social (Di Fiore & Campbell, 2007; Youlatos, 2008). De manera similar, *Cebus*

capucinus, con una dieta omnívora y una gran capacidad de desplazamiento, puede habitar distintos estratos del bosque. Sin embargo, su preferencia por las zonas bajas y medias sugiere que en altitudes más elevadas enfrenta limitaciones relacionadas con la estructura del hábitat y la disponibilidad de recursos alimenticios específicos (Williams & Vaughan, 2001; McLean et al., 2016). *Potos flavus* también mostró altos niveles de detección en estos dos rangos, lo que podría deberse a que estas altitudes le ofrecen frutos y flores disponibles de forma constante, favoreciendo su actividad continua en estas zonas (Kays & Gittleman, 2001).

En el Rango Alto (1001-1440 m.s.n.m.), las especies con las tasas de detección más altas fueron *Coendou quichua*, *Tylomys panamensis* y *Sciurus granatensis*. Este nivel altitudinal se caracteriza por alta humedad y vegetación densa con abundantes epífitas, condiciones que crean microhábitats favorables para especies que dependen de una cobertura vegetal robusta para refugio y acceso a recursos (Gentry, 1988; Sakane et al., 2019; Mijango-Ramos et al., 2020). *Coendou quichua* mostró su mayor tasa de detección en el rango alto, aunque también presentó tasas de detección relativamente altas para los rangos bajo y medio. Esta distribución sugiere que, aunque puede aprovechar recursos en altitudes bajas, el bosque nuboso ofrece un hábitat especialmente adecuado gracias a su alta humedad, la abundancia de epífitas y la menor presencia de depredadores, factores que facilitan tanto su alimentación como su refugio (Mijango-Ramos et al., 2020; Rico-Cernohorska et al., 2020).

La capacidad de *Coendou quichua* para ocupar tanto altitudes bajas como altas, evidencia su flexibilidad ecológica a distintos niveles altitudinales en función de la disponibilidad de recursos (Reid, 2009). *Tylomys panamensis*, es una especie típicamente asociada con altitudes elevadas fue registrada exclusivamente en el Rango Alto. Este roedor muestra una notable adaptación a las condiciones del bosque nuboso, donde la alta humedad y la vegetación densa proporcionan refugio y acceso a recursos específicos (Reid, 2009). En cuanto a *Sciurus granatensis*, su detección en esta elevación podría indicar su plasticidad ecológica que le permite aprovechar recursos en distintos niveles altitudinales, cuando las condiciones lo permiten. Aunque su presencia en altitudes elevadas es menos común, su dieta variada, compuesta por frutos, semillas, brotes e invertebrados, le facilita ajustarse a las condiciones de los

bosques nubosos, demostrando la capacidad de esta especie para habitar una amplia variedad de entornos (Reid, 2009; Thorington et al., 2012; Garcés-Restrepo & Saavedra-Rodríguez, 2013).

Patrones de actividad

Los patrones de actividad representan los periodos en los que las especies realizan funciones esenciales como alimentarse, refugiarse, o evadir a sus depredadores (Monroy-Vilchis et al., 2009; Moreno et al., 2023). En algunas especies, estos patrones están determinados principalmente por características fisiológicas. Por ejemplo, la mayoría de los primates neotropicales son diurnos, aunque sus picos de actividad pueden variar a lo largo del día en respuesta a factores como la disponibilidad de alimento, las altas temperaturas o la presencia de depredadores y competidores (Tórrez-Herrera et al., 2020). En contraste, el género *Aotus*, que incluye a los monos nocturnos, presenta una fisiología altamente especializada para la actividad nocturna, lo que limita su capacidad de ajuste frente a cambios ambientales (Ortega et al., 2022). Por otro lado, existen especies que presentan una mayor versatilidad tanto en su comportamiento como en su fisiología, lo que les permite modificar sus patrones de actividad según sus necesidades. Un ejemplo de ello es el mapache (*Procyon lotor*), una especie típicamente nocturna que, en ambientes urbanos o suburbanos, puede adaptarse y mostrar actividad crepuscular o diurna para aprovechar recursos de origen antropogénico. No obstante, en entornos rurales o menos perturbados, mantiene predominantemente su patrón de actividad nocturno. (Prange & Wiggers, 2004; Ramírez Vargas et al., 2012). Esto evidencia que no todas las especies responden igual ante los cambios del entorno: algunas tienen la capacidad de ajustar su actividad gracias a una fisiología más flexible, mientras que otras, con adaptaciones más específicas, muestran una menor posibilidad de adaptación ante condiciones nuevas o adversas.

Este trabajo brinda información sobre el patrón de actividad de 14 especies de mamíferos arbóreos, generando una línea base en Panamá de especies como: *Ateles fusciceps*, *Caluromys derbianus*, *Choloepus hoffmanni*, *Potos flavus*,

Bassaricyon medius, *Nyctiomys sumichrasti*, *Rhipidomys latimanus* y *Oecomys bicolor*.

Especies diurnas

Entre las especies diurnas, los primates mostraron patrones de actividad similares, sin embargo, se encontraron ligeras variaciones en sus rangos de actividad diarios. En el caso de *Ateles fusciceps* y *Cebus capucinus*, mostraron patrón binomial, con picos de actividad en la mañana y la tarde. Esta actividad de *Ateles fusciceps* es consistente con lo documentado para *Ateles geoffroyi* en la Isla Barro Colorado, en México y otras poblaciones de *Ateles* en la Amazonía (Di Fiore & Campbell, 2007; Chaves et al., 2011; Tórrez-Herrera et al., 2023). Estos estudios reportan una mayor actividad en la mañana que se asocia a la búsqueda de alimentos durante las horas frescas del día, reduciendo su actividad al mediodía como una estrategia para minimizar el estrés térmico (Di Fiore & Campbell, 2007; Tórrez-Herrera et al., 2023).

Por otro lado, *Cebus capucinus* mostró ligeramente mayor actividad durante el mediodía. Este comportamiento ha sido reportado en otras poblaciones en Costa Rica (Williams & Vaughan, 2001; Parr et al., 2011) y se atribuye a su dieta omnívora y oportunista. Su capacidad para consumir una amplia variedad de recursos le permite aprovechar nichos menos accesibles para especies más especializadas como *Ateles*. Stevenson et al. (2000) documentaron que *Cebus* es capaz de ajustar su actividad según la disponibilidad estacional de frutos e insectos. Estos resultados coinciden con estudios realizados en bosques fragmentados de México y en la Amazonía, donde *Ateles* prioriza forrajear en las primeras y últimas horas del día, mientras que *Cebus* adapta sus patrones a las fluctuaciones estacionales de los recursos (Stevenson et al., 2000; Di Fiore & Campbell, 2007).

En contraste, *Alouatta palliata* presentó un patrón de actividad con mayor constancia a lo largo del día, con periodos de descanso menos marcados. Este comportamiento se ha observado en primates folívoros debido a su dieta baja en calorías, que requiere largos periodos de forrajeo y digestión (Glander, 1978; Milton, 1980). Esto ha sido ampliamente documentado en estudios realizados en Barro Colorado, Panamá (Milton, 1980), y en bosques

secundarios de Costa Rica (Milton, 1998). *Alouatta palliata* minimiza el gasto energético limitando su movilidad y manteniendo una ingesta sostenida de hojas durante la mayor parte del día.

El patrón reportado para *Alouatta palliata* en este estudio es consistente con lo publicado por Méndez-Carvajal et al. (2024) para Cerro Chucantí, donde también se observa una actividad más sostenida durante el día sin periodos de descanso al mediodía. Sin embargo, los datos de *Cebus capucinus* en Méndez-Carvajal (2024) difieren ligeramente, ya que se reporta poca actividad en la mañana en comparación con el resto del día; no obstante, sí se observa una alta frecuencia de actividad en la tarde. Estas diferencias podrían deberse al reducido tamaño de muestra en ese estudio, lo que puede limitar la representatividad de los patrones de actividad observados.

Otra de las especies que mostró una preferencia por la actividad diurna fue *Sciurus granatensis*, con un marcado pico de actividad en las primeras horas de la mañana, consistente con estudios realizados en Colombia y Brasil para el género *Sciurus*, donde la especie mantiene una preferencia por las horas tempranas del día, influenciada por condiciones térmicas y disponibilidad de recursos (Bordignon & Monteiro-Filho, 2000; Ramírez-Mejía & Sánchez, 2016). Este patrón de actividad presenta algunas diferencias con lo reportado por Méndez-Carvajal et al. (2024) para Cerro Chucantí, quienes documentaron una actividad más distribuida durante el día. Estas diferencias podrían estar relacionadas con la falta de detalles en la metodología de Méndez-Carvajal, ya que no se especifica si los datos utilizados para el patrón de actividad de *Sciurus granatensis* son del dosel, el sotobosque o la combinación de ambos. Lo que puede influir significativamente en la interpretación de los patrones de actividad. Ya que, la metodología empleada en este estudio se enfoca exclusivamente en el dosel.

Especies nocturnas

En cuanto a las especies nocturnas, también se observaron diferencias entre sus patrones de actividad. En el caso de *Caluromys derbianus* su actividad se concentró en las primeras horas de la noche y el amanecer, una estrategia que

puede estar relacionada con la búsqueda de alimento durante los momentos de menor competencia y riesgo de depredación (Astúa, 2015; Ortega et al., 2021).

Por otro lado, *Choloepus hoffmanni* mostró un patrón de actividad más extendido a lo largo de la noche, muy similar al observado por Sunquist y Montgomery (1973) en la isla Barro Colorado. Este comportamiento parece estar relacionado con su dieta principalmente folívora, que exige largos periodos para la alimentación y digestión, una característica típica de los perezosos (Sunquist & Montgomery, 1973; Vaughan et al., 2013).

En los carnívoros, *Potos flavus* mostró mayor actividad al inicio de la noche, posiblemente aprovechando la disponibilidad de flores frescas y frutos, que forman parte esencial de su dieta (Kays, 1999). Este patrón también coincide con estudios sobre su comportamiento nocturno y uso del espacio, donde se ha descrito una actividad más intensa durante las primeras horas de la noche (Kays & Gittleman, 2001). En comparación, *Bassaricyon medius* concentró su actividad en la madrugada, lo que podría representar una estrategia para reducir el solapamiento temporal con otros mamíferos nocturnos como *Potos flavus*, especialmente durante los periodos de mayor actividad de forrajeo. Este patrón ha sido reportado en estudios que analizan la segregación temporal y la competencia entre estas especies con hábitos similares (Kays, 2000; Kays & Gittleman, 2001).

Para los roedores, *Coendou quichua* registró su mayor pico de actividad al inicio de la noche, lo que podría estar relacionado con una estrategia para aprovechar los recursos alimenticios disponibles y, al mismo tiempo, minimizar la competencia directa. Este horario también podría ofrecer mayor seguridad frente a depredadores, que usualmente presentan mayor actividad en horas más avanzadas de la noche (Wainwright, 2007; Reid, 2009). Un patrón de actividad similar fue reportado para la especie por Méndez-Carvajal et al. (2024) en la Reserva Natural Privada Cerro Chucantí, donde se observó una mayor frecuencia de actividad durante las primeras horas nocturnas. En contraste, *Rhipidomys latimanus* y *Oecomys bicolor* distribuyeron su actividad a lo largo de la noche, esto puede deberse a una estrategia para maximizar la

localización de recursos dispersos, como semillas y frutos (Emmons & Feer, 1997; Patton et al., 2015). *Nyctomys sumichrasti* y *Tylomys panamensis* presentaron un patrón de actividad bimodal, con picos al anochecer y antes del amanecer. Esta distribución puede deberse a una estrategia para reducir el riesgo de depredación durante el forrajeo, evitando las horas centrales de la noche (Emmons & Feer, 1997; Patton et al., 2015). En el caso de *Tylomys panamensis*, Méndez-Carvajal et al. (2015) registraron un patrón similar en la Reserva Natural Privada Cerro Chucantí.

Especie catemeral

Tamandua mexicana fue la única especie que mostró un patrón de actividad catemeral, distribuyendo su actividad tanto durante el día como en la noche (Eppley & Donati, 2022). Este comportamiento también se documentó en la Isla Barro Colorado por Brown (2011), quien lo interpretó como una estrategia flexible, asociada a la temperatura ambiente y a la búsqueda de alimento. Este patrón podría representar una forma de maximizar la eficiencia del forrajeo en entornos donde los recursos alimenticios, principalmente insectos como hormigas y termitas, se distribuyen de manera irregular (Rodrigues et al., 2008). Algo similar se ha observado en *Myrmecophaga tridactyla*, especie estrechamente relacionada, que también ha mostrado un patrón de actividad catemeral influenciado por factores estacionales, térmicos y de disponibilidad de presas (Navarrete & Ortega, 2011; Di Blanco, et al., 2017).

Conclusiones

La Reserva Natural Privada Cerro Chucantí alberga una comunidad diversa de mamíferos arbóreos; en este estudio se registraron 22 especies, distribuidas en cinco órdenes y trece familias. Entre ellas, se encuentran especies amenazadas a nivel nacional e internacional, como *Ateles fusciceps* y *Cebus capucinus*, destacando la importancia de esta reserva como refugio clave en una región fuertemente impactada por la pérdida de hábitat.

Se observaron diferencias claras en la riqueza, diversidad y composición de especies a lo largo de los rangos altitudinales. A mayor altitud, la riqueza y la diversidad disminuyeron de forma constante. El rango medio presentó una mayor diversidad y una distribución más equilibrada de las especies, lo cual podría estar relacionado con una mayor disponibilidad de recursos y condiciones ambientales más estables.

Las comunidades del rango bajo y medio fueron más parecidas entre sí, mientras que el rango alto mostró una composición diferente, dominada por especies adaptadas a ambientes húmedos y vegetación densa. Este cambio en la composición se relaciona directamente con la altitud, que actúa como un factor que limita o favorece la presencia de ciertas especies.

Las tasas de detección también variaron según la especie y el rango. *Coendou quichua*, *Ateles fusciceps* y *Potos flavus* fueron las más registradas, probablemente por su alto uso del dosel y su preferencia por hábitats bien conectados. En cambio, especies como *Nasua narica* y *Leopardus pardalis* aparecieron con muy baja frecuencia, debido a su uso ocasional del dosel, ya que no presentan hábitos estrictamente arbóreos.

Los patrones de actividad también reflejaron diferencias entre grupos. Los primates fueron mayormente diurnos, con actividad concentrada en la mañana y tarde, mientras que la mayoría de los roedores y marsupiales fueron nocturnos. Algunas especies presentaron dos picos de actividad, y *Tamandua mexicana* fue la única que mostró un patrón catemeral, activo tanto de día como de noche, posiblemente como estrategia para adaptarse a la disponibilidad de alimento.

Este trabajo aporta una base de datos robusta y confiable sobre las comunidades de mamíferos arbóreos en Cerro Chucantí, destacando el uso de cámaras trampa en el dosel como una herramienta no invasiva, efectiva y adecuada para el estudio de especies poco visibles, de comportamiento elusivo o difícil detección. Los resultados obtenidos muestran que conservar la conectividad del dosel y mantener la estructura del bosque es esencial para sostener la salud de estas poblaciones en el tiempo, en especial de aquellas con hábitos estrictamente arbóreos o con alta sensibilidad a cambios en su entorno.

Recomendaciones

Conservación del dosel y su conectividad: La preservación de la estructura y continuidad del dosel en Cerro Chucantí es esencial para garantizar la supervivencia de las especies que dependen de rutas arbóreas interconectadas. Mantener la conectividad del dosel permitirá que estas especies conserven sus patrones naturales de movimiento y comportamiento.

Monitoreo a largo plazo: Implementar programas de monitoreo continuo que incluyan cámaras trampa en el dosel. Esto permitirán identificar tendencias en la abundancia, distribución y comportamiento de los mamíferos arbóreos a lo largo del tiempo.

Investigación en áreas periféricas: Se recomienda ampliar las investigaciones a las zonas adyacentes a la reserva, en el área de Majé, donde el nivel de protección es menor. Esto ayudará a evaluar el estado de conservación en áreas periféricas para desarrollar estrategias que mitiguen los impactos de las actividades humanas en estas zonas.

Sensibilización y educación comunitaria: Involucrar a las comunidades locales es necesario para la conservación a largo plazo. A través de programas de educación ambiental, se debe destacar la importancia de los mamíferos arbóreos como bioindicadores de la salud del ecosistema y su relevancia en el equilibrio ecológico. Estas actividades pueden ayudar a fomentar un cambio positivo en las prácticas humanas, reduciendo la caza furtiva y promoviendo una coexistencia sostenible con la biodiversidad local.

Referencias bibliográficas

- ANAM (Autoridad Nacional del Ambiente). (2010). Atlas Ambiental de la República de Panamá. Autoridad Nacional del Ambiente, Panamá, Panamá. 190 pp.
- Apps, P. J., & McNutt, J. W. (2018). How Camera Traps Work and How to Work Them. *African Journal of Ecology*, 56(4), 702-709.
- Astúa, D. (2015). Family Didelphidae (Opossums). In D. E. Wilson & R. A. Mittermeier (Eds.), *Handbook of the mammals of the world: Volume 5, Monotremes and marsupials* (pp. 70–186). Lynx Edicions.
- Batista, A., Mebert, K., Miranda, M., Garces, O., Fuentes, R., & Ponce, M. (2020). Endemism on a threatened sky island: new and rare species of herpetofauna from Cerro Chucantí, Eastern Panama. *Amphibian & Reptile Conservation*, 14(2), 27-46.
- Bordignon, M., & Monteiro-Filho, E. (2000). Behaviour and daily activity of the squirrel *Sciurus ingrami* in a secondary araucaria forest in southern Brazil. *Canadian Journal of Zoology*, 78(10), 1732-1739.
- Brown, D. D. (2011). Activity patterns and space use of northern tamandua anteaters (*Tamandua mexicana*) on Barro Colorado Island, Panamá (Doctoral dissertation). University of California, Davis.
- Cáceres, N. C., Godoi, M. N., & Hannibal, W. (2011). Effects of altitude and vegetation on small-mammal distribution in the Urucum Mountains, western Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 27(3), 279–287.
- Camacho-Sánchez, M., Hawkins, M. T. R., Tuh Yit Yuh, F., & Yu, F. T. Y. (2019). *Endemism and diversity of small mammals along two neighboring Bornean mountains*. *PeerJ*, 7, e7858.
- Chaves, Ó. M., Stoner, K. E., & Arroyo-Rodríguez, V. (2011). Seasonal Differences in Activity Patterns of Geoffroy's Spider Monkeys (*Ateles geoffroyi*) Living in Continuous and Fragmented Forests in Southern Mexico. *International Journal of Primatology*, 32, 960–973.
- Chen, C., Brodie, J. F., Kays, R., Davies, T. J., Liu, R., Fisher, J. T., Ahumada, J., McShea, W., Sheil, D., Agwanda, B., Andrianarisoa, M. H., Appleton, R. D., Bitariho, R., Espinosa, S., Grigione, M. M., Helgen, K. M., Hubbard, A., Hurtado, C. M., Jansen, P. A., & Burton, A. C. (2022). Global camera trap synthesis highlights the importance of protected areas in maintaining mammal diversity. *Conservation Letters*, 15(3), e12865.

- Consul, P. C., & Jain, G. C. (1973). A generalization of the Poisson distribution. *Technometrics*, 15(4), 791–799.
- Cotsell, N., & Vernes, K. (2016). Camera traps in the canopy: surveying wildlife at tree hollow entrances. *Pacific Conservation Biology*, 22(1), 48-60.
- Cudney-Valenzuela, S. J., Arroyo-Rodríguez, V., Morante-Filho, J. C., Toledo-Aceves, T., & Andresen, E. (2023). Tropical forest loss impoverishes arboreal mammal assemblages by increasing tree canopy openness. *Ecological Applications*, 33(1), e2744.
- Di Blanco, Y. E., Spørring, K. L., & Di Bitetti, M. S. (2017). Daily activity pattern of reintroduced giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*): Effects of seasonality and experience. *Mammalia*, 81(1), 11–21.
- Di Fiore, A., & Campbell, C. J. (2007). The Atelines: Variation in ecology, behavior, and social organization. En C. J. Campbell, A. Fuentes, K. C. MacKinnon, M. Panger, & S. K. Bearder (Eds.), *Primates in perspective* (pp. 155–185). Oxford University Press.
- Emmons, L. H., & Feer, F. (1997). *Neotropical rainforest mammals: A field guide* (2nd ed.). University of Chicago Press.
- Eppley, T. M., & Donati, G. (2022). Cathemeral. In J. Vonk & T. K. Shackelford (Eds.), *Encyclopedia of Animal Cognition and Behavior*. Springer, Cham.
- Erwin, T. L. (1988). The tropical forest canopy: The heart of biotic diversity. In E. O. Wilson & F. M. Peter (Eds.), *Biodiversity* (pp. 123–129). National Academies Press.
- Flores, R., Black, C., & Ibáñez, A. (2017). A new species of *Heliconia* (Heliconiaceae) with pendent inflorescence, from Chucantí Private Nature Reserve, eastern Panama. *PhytoKeys*, (77), 21–32.
- Garcés-Restrepo, M. F., & Saavedra-Rodríguez, C. A. (2013). Densidad de ardilla roja (*Sciurus granatensis*) en hábitats con diferentes coberturas vegetales en los Andes de Colombia. *Mastozoología Neotropical*, 20, 381–386.
- Gentry, A. H. (1982). Neotropical floristic diversity: Phytogeographical connections between Central and South America, Pleistocene climatic fluctuations, or an accident of the Andean orogeny? *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 69(3), 557–593.
- Gentry, A. H. (1988). Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 75(1), 1–34.

- Glander, K. E. (1978). Howling monkey feeding behaviour and plant secondary compounds: A study of strategies. In G. G. Montgomery (Ed.), *The ecology of arboreal folivores* (pp. 561–574). Smithsonian Institution Press.
- Glover-Kapfer, P., Soto-Navarro, C. A., & Wearn, O. R. (2019). Camera-trapping version 3.0: Current constraints and future priorities for development. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 5(3), 209–223.
- González-Pinzón, M. (2021). Distribución altitudinal y diversidad de anfibios y reptiles dentro de la Reserva Natural Privada Cerro Chucantí. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma de Chiriquí. Panamá. 10-11. pp.
- Grandia, L. (2007). Between Bolívar and bureaucracy: The Mesoamerican Biological Corridor. *Conservation and Society*, 5(4), 478–503.
- Gregory, T., Carrasco-Rueda, F., Alonso, A., Kays, R., & Salazar, J. (2020). The influence of canopy structure on camera-trap detectability of arboreal mammals. *Biotropica*, 52(5), 909–917.
- Harvey, C. A., Komar, O., Chazdon, R., Ferguson, B. G., Finegan, B., Griffith, D. M., Martínez-Ramos, M., Morales, H., Nigh, R., Soto-Pinto, L., van Breugel, M., & Wishnie, M. (2008). Integrating agricultural landscapes with biodiversity conservation in the Mesoamerican hotspot. *Conservation Biology*, 22(1), 8–15.
- Haysom, J. K., Deere, N. J., Wearn, O. R., Mahyudin, A., Jami, J. B., Reynolds, G., & Struebig, M. J. (2021). Life in the canopy: Using camera-traps to inventory arboreal rainforest mammals in Borneo. *Frontiers in Forests and Global Change*, 4, 673071.
- Heckadon-Moreno, S. (2009). De selvas a potreros: la colonización santeña en Panamá, 1850-1980. Exedra Books.
- Kays, R. (2000). The behavior and ecology of olingos (*Bassaricyon gabbii*) and their competition with kinkajous (*Potos flavus*) in central Panama. *Mammalia*, 64(1), 1-10.
- Kays, R. (2012). Visita de animales y polinización de árboles de balsa (*Ochroma pyramidale*) en Panamá. *Mesoamericana*, 16(3), 56–70.
- Kays, R. W. (1999). Food preferences of kinkajous (*Potos flavus*): a frugivorous carnivore. *Journal of Mammalogy*, 80(3), 589–599.
- Kays, R. W., & Gittleman, J. L. (2001). The social organization of the kinkajou *Potos flavus* (Procyonidae). *Journal of Zoology*, 253(4), 491–504.
- Kays, R., Tilak, S., Kranstauber, B., Jansen, P. A., Carbone, C., Rowcliffe, M., et al. (2011). Camera Traps as Sensor Networks for Monitoring Animal

Communities. International Journal of Research and Reviews in Wireless Sensor Networks, 1, 19–29.

Lino, A., Fonseca, C., Rojas, D., Fischer, E., & Pereira, M. J. R. (2019). A meta-analysis of the effects of habitat loss and fragmentation on genetic diversity in mammals. *Mammalian Biology*, 94(4), 69–76.

Magurran, A. E. (2004). *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing.

Masseloux, J., Le, Q. T., Burr, J., & Gerber, B. D. (2022). Estimating arboreality and the effects of forest structure on tropical tree-dwelling mesomammals using arboreal camera traps. *Animal Conservation*, 26(2), 140–153.

McCain, C. M. (2005). Elevational gradients in diversity of small mammals. *Ecology*, 86(2), 366–372.

McLean, K. A., Trainor, A. M., Asner, G. P., & Crofoot, M. C. (2016). Movement patterns of three arboreal primates in a Neotropical moist forest explained by LiDAR-estimated canopy structure. *Landscape Ecology*, 31(9), 2055–2070.

Mena, J. (2021). *Diversidad funcional y estructura de una metacomunidad de mamíferos en un gradiente ambiental en los Andes del norte de Perú* [Tesis de doctorado, Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Facultad de Ciencias Biológicas, Unidad de Posgrado]. Repositorio institucional Cybertesis UNMSM.

Mena, J. L., & Pacheco, V. (2022). *Mountains and traits: Environmental heterogeneity and mammal assemblages along an elevational gradient in the Northern Andes*. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 57(4), 253–267.

Méndez-Carvajal, P. G. (2012). Censo preliminar de primates en la Reserva Natural Chucantí, provincia de Darién, República de Panamá, 16(3), 22-29.

Méndez-Carvajal, P. G. (2014). The orion camera system, a new method for deploying camera traps in tree canopy to study arboreal primates and other mammals: a case study in Panama. *Mesoamericana*, 18(1), 9-23.

Méndez-Carvajal, P., Moreno, R., & Gutiérrez-Pineda, K. M. (2024). Diversidad de mamíferos en la Reserva Natural Privada Cerro Chucantí, Darién, Panamá. *Revista Latinoamericana de Conservación y Biodiversidad*, 18(2), 35–50.

Méndez-Carvajal, P., Peñafiel, M., Zapata, A., & Berguido, G. (2015). The Panamanian climbing rat, Mammalia, Rodentia, Cricetidae, *Tylomys*

- panamensis (Gray, 1873): New report in Darién. *Tecnociencia*, 17(1), 47–56.
- Meyer, N. F. V., Esser, H. J., Moreno, R., van Langevelde, F., Liefting, Y., Ros Oller, D., Vogels, C. B. F., Carver, A. D., Nielsen, C. K., & Jansen, P. A. (2015). An assessment of the terrestrial mammal communities in forests of Central Panama, using camera-trap surveys. *Journal for Nature Conservation*, 26, 28–35.
- Meyer, N. F. V., Moreno, R., Sutherland, C., de la Torre, J. A., Esser, H. J., Jordan, C. A., Olmos, M., Ortega, J., Reyna-Hurtado, R., Valdes, S., & Jansen, P. A. (2019). Effectiveness of Panama as an intercontinental land bridge for large mammals. *Conservation Biology*, 33(5), 1116–1126.
- Mijango-Ramos, Z., Sánchez de Stapf, M., Vergara, C., & Mendieta, J. (2020). Diversidad de árboles y arbustos en la Reserva Privada Cerro Chucantí en Darién, Panamá. *Tecnociencia*, 22(1).
- Milton, K. (1980). Ecology and behavior of howler monkeys. In *The foraging strategy of howler monkeys: A study in primate economics* (pp. 13-35). Columbia University Press.
- Milton, K. (1998). Physiological ecology of howlers (*Alouatta*) in a seasonal dry forest in Costa Rica. *International Journal of Primatology*, 19(3), 513–548.
- Ministerio de Ambiente. (2 de abril de 2023). La Grandeza de los Bosques Panameños. [Prensa]. Recuperado el 10 de enero de 2024, de <https://miambiente.gob.pa/la-grandeza-de-los-bosques-panamenos/>.
- Ministerio de Ambiente. (20 agosto de 2024). *Panamá pierde 352 mil hectáreas de bosques: Un llamado urgente para frenar la deforestación*. Recuperado el 10 de septiembre de 2024, de <https://miambiente.gob.pa/panama-pierde-352-mil-hectareas-de-bosques-un-llamado-urgente-para-frenar-la-deforestacion/#:~:text=Ciudad%20de%20Panam%C3%A1%2C%200%20de,2023%C2%BB%20del%20Ministerio%20de%20Ambiente>.
- Ministerio de Ambiente. (2016). Por la cual se establece el proceso para la elaboración y revisión periódica del listado de las especies de fauna y flora amenazadas de Panamá, y se dictan otras disposiciones. Resolución N° DM-0657-2016. 46-47. pp.
- Monroy-Vilchis, O., C. Rodríguez-Soto, M. Zarco-González & V. Urios. (2009). Cougar and jaguar habitat use and activity patterns in Central México. *Anim. Biol.* 59: 145-157.

- Monteza-Moreno, C. M., Rodriguez-Castro, L., Castillo-Caballero, P. L., Toribio, E., & Saltonstall, K. (2022). Arboreal camera trapping sheds light on seed dispersal of the world's only epiphytic gymnosperm: *Zamia pseudoparasitica*. *Ecology and Evolution*, 12(3), e8769.
- Moore, J. F., Soanes, K., Balbuena, D., Beirne, C., Bowler, M., Carrasco-Rueda, F., Cheyne, S. M., Coutant, O., Forget, P.-M., Haysom, J. K., Houlihan, P. R., Olson, E. R., Lindshield, S., Martin, J., Tobler, M., Whitworth, A., & Gregory, T. (2021). The potential and practice of arboreal camera trapping. *Methods in Ecology and Evolution*, 12(10), 1768-1779.
- Moreno, R. (2006). Parámetros poblacionales aspectos ecológicos de los felinos y sus presas en Cana. Parque Nacional Darién, Panamá: National University of Costa Rica (MSc. Thesis).
- Moreno, R., Young, N., Puertes, A., & de la Torre, J. A. (2023). Terrestrial mammals' species richness: Diversity and activity patterns in the Darién National Park, Panamá. *Therya Notes*, 4, 210–218.
- 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.
- Navarrete, D., & Ortega, J. (2011). *Tamandua mexicana* (Pilosa: Myrmecophagidae). *Mammalian Species*, 43(874), 56–63.
- Ortega, J. (2016). Abundancia relativa y patrón de actividad de los mamíferos terrestres en el Parque Nacional Santa Fé, Veraguas, Panamá (Tesis de Licenciatura). Universidad de Panamá, Panamá.
- Ortega, J., Mitre-Ramos, C., Berguido, G., & Bermúdez, S. (2022). Expansión de la distribución del mono nocturno panameño (*Aotus zonalis*) en Centroamérica. *Notas Sobre Mamíferos Sudamericanos*, 4(1).
- Ortega, J., Mitre-Ramos, C., Geipel, I., Ponce, M., González, P., Vargas-González, J. D. J., & Bermúdez, S. (2021). Central American woolly opossum (*Caluromys derbianus*): distribution, ecology and conservation threats in Panamá. *Therya Notes*, 2(1), 15–19.
- Ortiz, O. O., Baldini, R. M., Berguido, G., & Croat, T. B. (2016). New species of *Anthurium* (Araceae) from Chucantí Nature Reserve, eastern Panama. *Phytotaxa*, 255, 47-56.
- Parr, N. A., Melin, A. D., & Fedigan, L. M. (2011). Figs are more than fallback foods: The relationship between *Ficus* and *Cebus* in a tropical dry forest. *International Journal of Zoology*, 2011, 967274.

- Patterson, B. D., Stotz, D. F., Solari, S., Fitzpatrick, J. W., & Pacheco, V. (1998). Contrasting patterns of elevational zonation for birds and mammals in the Andes of southeastern Peru. *Journal of Biogeography*, 25(3), 593–607.
- Patton, J. L., Pardiñas, U. F. J., & D'Elía, G. (2015). Mammals of South America. Volume 2: Rodents. University of Chicago Press.
- Patton, J. L., Pardiñas, U. F. J., & D'Elía, G. (2015). Mammals of South America, Volume 2: Rodents. University of Chicago Press.
- Perry, D. (1978). A method of access into the crowns of emergent and canopy trees. *Biotropica* 10: 155–157.
- Pielou, E. C. (1966). The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology*, 13(1), 131–144.
- Prange, S., Gehrt, S. D., & Wiggers, E. P. (2004). Influences of anthropogenic resources on raccoon (*Procyon lotor*) movements and spatial distribution. *Journal of Mammalogy*, 85(3), 483–490.
- Ramírez Vargas, M. A., Artavia Villar, I., & Piedra Castro, L. (2012). Permanencia de mapaches (*Procyon lotor*, Carnivora: Procyonidae) en Cartago, Costa Rica: análisis de la relación fauna silvestre–comunidad urbana. *Brenesia*, 78, 34–38.
- Ramírez-Mejía, A. F., & Sánchez, F. (2016). Activity patterns and habitat use of mammals in an Andean Forest and a Eucalyptus reforestation in Colombia. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy*, 27(2).
- Reid, F. (2009). A field guide to the mammals of Central America and Southeast Mexico. Oxford University Press.
- Rico-Cernohorska, A., Salazar-Bravo, J., & Martinez, J. (2020). Altitudinal variation of species composition of small non-flying mammals in the Yungas region of Bolivia. *Therya*, 11(3), 447-458.
- Rodrigues, F. H. G., Medri, Í. M., Miranda, G. H. B., & Camilo-Alves, C. S. P. (2008). Anteater behavior and ecology. In *The Biology of Xenarthra* (pp. 257-268). University Press of Florida.
- Rodrigues, F. H. G., Medri, I. M., Miranda, G. H. B., & Mourão, G. (2008). Anteater behavior and ecology. In S. F. Vizcaíno & W. J. Loughry (Eds.), *The Biology of the Xenarthra* (pp. 257–268). University Press of Florida.
- Rovero, F., & Marshall, A. R. (2009). Camera trapping photographic rate as an index of density in forest ungulates. *Journal of Applied Ecology*, 46(5), 1011–1017.

- Rowcliffe, J. M. (2021). Activity: Animal activity statistics. R package version 1.3. <https://cran.r-project.org/web/packages/activity/index.html>
- Sakane, K. K., Percequillo, A. R., & Setz, E. Z. F. (2019). Community of small mammals along an elevational gradient in Biological Reserve of Serra do Japi, municipality of Jundiaí-SP, Brazil. *Austral Ecology*, 44(7), 1236–1244.
- Shannon, C. E. (1948). A mathematical theory of communication. *Bell System Technical Journal*, 27(3), 379–423.
- Silver, S. C., Ostro, L. E. T., Marsh, L. K., Maffei, L., Noss, A. J., Kelly, M. J., & Ayala, G. (2004). The use of camera traps for estimating jaguar (*Panthera onca*) abundance and density using capture/recapture analysis. *Oryx*, 38(2), 148–154.
- Simpson, E. H. (1949). Measurement of diversity. *Nature*, 163(4148), 688.
- SINIA. (2019). Diagnóstico sobre la cobertura de bosques y otras tierras boscosas de Panamá (pp. 13–15). Dirección de Información Ambiental. <https://www.sinia.gob.pa/index.php/cobertura-boscosa/comparaciones-de-cobertura-boscosa/260-centro-de-documentacion/373-bosques-y-biodiversidad>
- Sollmann, R., Mohamed, A., Samejima, H., & Wilting, A. (2013). Risky business or simple solution – Relative abundance indices from camera-trapping. *Biological Conservation*, 159, 405–412.
- Springer, M. T., Carver, A. D., Nielsen, C. K., Correa, N. J., Ashmore, J. R., Ashmore, J. R., & Lee, J. G. (2012). Relative abundance of mammalian species in a central Panamanian rainforest. *Revista Latinoamericana de Conservación*, 2(2–3[1]), 19–26.
- Stevenson, P. R., Quiñones, M. J., & Ahumada, J. A. (2000). Influence of fruit availability on ecological overlap among four Neotropical primates at Tinigua National Park, Colombia. *Biotropica*, 32(3), 533–544.
- Sunquist, M. E., & Montgomery, G. G. (1973). Activity patterns and rates of movement of two-toed and three-toed sloths (*Choloepus hoffmanni* and *Bradypus infuscatus*). *Journal of Mammalogy*, 54(4), 946–954.
- Teskey, R. O. (2004). Canopy processes. In J. Burley (Ed.), *Encyclopedia of forest sciences* (pp. 1622–1628). Elsevier Academic Press.
- Thorington, R. W., Koprowski, J. L., Steele, M. A., & Whatton, J. F. (2012). *Squirrels of the World*. Johns Hopkins University Press.
- Tórrez-Herrera, L. L. (2023). Extracting inference from space use pattern foraging behaviors of a primate specie (*Ateles geoffroyi*) located on the

Barro Colorado Island, Panama [Tesis de maestría, Universidad Pablo de Olavide].

- Tórrez-Herrera, L. L., Davis, G. H., & Crofoot, M. C. (2020). Do monkeys avoid areas of home range overlap because they are dangerous? A test of the risk hypothesis in white-faced capuchin monkeys (*Cebus capucinus*). *International Journal of Primatology*, 41, 246-264.
- UICN. (2025). Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN. Recuperado de <https://www.iucnredlist.org/>
- Vaughan, C., Ramírez, O., Herrera, G., & Guries, R. (2007). Spatial ecology and conservation of two sloth species in a cacao landscape in Limón, Costa Rica. *Biodiversity and Conservation*, 16(8), 2293–2310.
- Wainwright, M. (2007). *The mammals of Costa Rica: A natural history and field guide* (2nd ed.). Ithaca, NY: Cornell University Press.
- Wearn, O. R., & Glover-Kapfer, P. (2019). Snap happy: Camera traps are an effective sampling tool when compared with alternative methods. *Royal Society Open Science*, 6(3), 181748.
- Whitworth, A., Braunholtz, L. D., Huarcaya, R. P., MacLeod, R., & Beirne, C. (2016). Out on a limb: Arboreal camera traps as an emerging methodology for inventorying elusive rainforest mammals. *Tropical Conservation Science*, 9(2), 675–698.
- Williams, H. E., & Vaughan, C. (2001). White-faced monkey (*Cebus capucinus*) ecology and management in neotropical agricultural landscapes during the dry season. *Revista de Biología Tropical*, 49(3–4), 1199–1206.
- World Wildlife Fund. (2014). Eastern Panamanian montane forests. *Encyclopedia of Earth*. https://editors.eol.org/eoearth/wiki/Eastern_Panamanian_montane_forests
- Wright, S. J., Zeballos, H., Domínguez, I., Gallardo, M. M., Moreno, M.C., & Ibáñez, R. (2000). Poachers alter mammal abundance, seed dispersal, and seed predation in a Neotropical Forest. *Conservation Biology*, 14, 227–239.
- Youlatos, D. (2008). Locomotion and positional behavior of spider monkeys. En C. J. Campbell (Ed.), *Spider monkeys: Behavior, ecology, and evolution of the genus Ateles* (pp. 185–219). Cambridge University Press.
- Zlatanova, D. P., & Popova, E. D. (2018). Biodiversity estimates from different camera trap surveys: A case study from Osogovo Mt., Bulgaria. *Nature Conservation Research*, 3(2), 13–25.

Anexos

Cuadros con los resultados del modelo de Poisson aplicado a las tasas de detección

Cuadro 3. Resultados del Modelo Lineal Generalizado de Poisson para las tasas de detección en la Reserva.						
Especie	Días-trampa	Estimación (link)	Error estándar	Tasa media	IC 95% sup.	IC 95% inf.
<i>Marmosa sp.1</i>	100	-2.73	0.71	0.07	0.26	0.02
<i>Marmosa sp.2</i>	100	-2.04	0.50	0.13	0.35	0.05
<i>Tylomys panamensis</i>	100	1.44	0.09	4.20	5.00	3.54
<i>Sciurus granatensis</i>	100	1.50	0.09	4.47	5.28	3.78
<i>Nasua narica</i>	100	-3.42	1.00	0.03	0.23	0.00
<i>Caluromys derbianus</i>	100	2.03	0.07	7.59	8.64	6.68
<i>Tamandua mexicana</i>	100	0.47	0.14	1.60	2.11	1.21
<i>Bradypus variegatus</i>	100	-1.81	0.45	0.16	0.39	0.07
<i>Coendou quichua</i>	100	2.54	0.05	12.68	14.00	11.48
<i>Cebus capucinus</i>	100	2.11	0.06	8.21	9.29	7.26
<i>Didelphis marsupialis</i>	100	-2.04	0.50	0.13	0.35	0.05
<i>Choloepus hoffmanni</i>	100	0.29	0.16	1.34	1.82	0.98
<i>Saguinus geoffroyi</i>	100	-1.12	0.32	0.33	0.61	0.18
<i>Ateles fusciceps</i>	100	2.35	0.06	10.50	11.71	9.41
<i>Alouatta palliata</i>	100	1.55	0.08	4.69	5.53	3.99
<i>Bassaricyon medius</i>	100	0.27	0.16	1.30	1.78	0.96
<i>Rhipidomys latimanus</i>	100	0.10	0.17	1.11	1.55	0.79
<i>Marmosops invictus</i>	100	-1.81	0.45	0.16	0.39	0.07
<i>Potos flavus</i>	100	2.26	0.06	9.55	10.71	8.52
<i>Leopardus tigrinus</i>	100	-3.42	1.00	0.03	0.23	0.00
<i>Nyctomys sumichrasti</i>	100	0.55	0.14	1.73	2.26	1.32
<i>Oecomys bicolor</i>	100	0.43	0.15	1.53	2.04	1.15

Leyenda:

Nombre científico (*Especie*), Número de días trampa (*Días-trampa*), Estimación en escala de enlace logarítmico (*Estimación (link)*), Error estándar de la estimación (*Error estándar*), Tasa media de detección (*Tasa media*), Límite superior del intervalo de confianza al 95% (*IC 95% sup.*), Límite inferior del intervalo de confianza al 95% (*IC 95% inf.*).

Cuadro 4. Resultados del Modelo Lineal Generalizado de Poisson para las tasas de detección en el Rango Bajo.						
Especie	Días-trampa	Estimación (link)	Error estándar	Tasa media	IC 95% sup.	IC 95% inf.
<i>Marmosa sp.1</i>	100	-2.32	1.00	0.10	0.70	0.01
<i>Marmosa sp.2</i>	100	-1.22	0.58	0.29	0.91	0.09
<i>Sciurus granatensis</i>	100	0.72	0.22	2.06	3.15	1.34
<i>Caluromys derbianus</i>	100	1.44	0.15	4.21	5.68	3.12
<i>Tamandua mexicana</i>	100	0.45	0.25	1.57	2.56	0.96
<i>Coendou quichua</i>	100	2.39	0.09	10.87	13.09	9.03
<i>Cebus capucinus</i>	100	2.40	0.09	10.97	13.20	9.12
<i>Didelphis marsupialis</i>	100	-1.22	0.58	0.29	0.91	0.09
<i>Choloepus hoffmanni</i>	100	-0.94	0.50	0.39	1.04	0.15
<i>Saguinus geoffroyi</i>	100	-0.02	0.32	0.98	1.82	0.53
<i>Ateles fusciceps</i>	100	2.55	0.09	12.83	15.23	10.81
<i>Alouatta palliata</i>	100	1.55	0.14	4.70	6.24	3.54
<i>Bassaricyon medius</i>	100	0.67	0.22	1.96	3.04	1.26
<i>Rhipidomys latimanus</i>	100	-0.13	0.33	0.88	1.69	0.46
<i>Marmosops invictus</i>	100	-2.32	1.00	0.10	0.70	0.01
<i>Potos flavus</i>	100	2.68	0.08	14.59	17.14	12.43
<i>Nyctomys sumichrasti</i>	100	-0.71	0.45	0.49	1.18	0.20
<i>Oecomys bicolor</i>	100	0.85	0.20	2.35	3.51	1.58

Leyenda:

Nombre científico (*Especie*), Número de días trampa (*Días-trampa*), Estimación en escala de enlace logarítmico (*Estimación (link)*), Error estándar de la estimación (*Error estándar*), Tasa media de detección (*Tasa media*), Límite superior del intervalo de confianza al 95% (*IC 95% sup.*), Límite inferior del intervalo de confianza al 95% (*IC 95% inf.*).

Cuadro 5. Resultados del Modelo Lineal Generalizado de Poisson para las tasas de detección en el Rango Medio.						
Especie	Días-trampa	Estimación (link)	Error estándar	Tasa media	IC 95% sup.	IC 95% inf.
<i>Marmosa sp.1</i>	100	-2.62	1.00	0.07	0.52	0.01
<i>Sciurus granatensis</i>	100	1.35	0.14	3.87	5.06	2.96
<i>Caluromys derbianus</i>	100	2.55	0.08	12.77	14.81	11.01
<i>Tamandua mexicana</i>	100	-0.54	0.35	0.58	1.17	0.29
<i>Bradypus variegatus</i>	100	-1.01	0.45	0.37	0.88	0.15
<i>Coendou quichua</i>	100	2.18	0.09	8.83	10.55	7.39
<i>Cebus capucinus</i>	100	2.27	0.09	9.71	11.51	8.19
<i>Didelphis marsupialis</i>	100	-2.62	1.00	0.07	0.52	0.01
<i>Choloepus hoffmanni</i>	100	0.88	0.17	2.41	3.39	1.71
<i>Ateles fusciceps</i>	100	2.61	0.07	13.58	15.68	11.76
<i>Alouatta palliata</i>	100	1.87	0.11	6.50	8.00	5.28
<i>Bassaricyon medius</i>	100	-0.22	0.30	0.80	1.45	0.44
<i>Rhipidomys latimanus</i>	100	0.38	0.22	1.46	2.26	0.94
<i>Marmosops invictus</i>	100	-1.23	0.50	0.29	0.78	0.11
<i>Potos flavus</i>	100	1.93	0.10	6.86	8.40	5.61
<i>Nyctomys sumichrasti</i>	100	1.19	0.15	3.28	4.40	2.45
<i>Oecomys bicolor</i>	100	0.52	0.21	1.68	2.53	1.12

Leyenda:

Nombre científico (*Especie*), Número de días trampa (*Días-trampa*), Estimación en escala de enlace logarítmico (*Estimación (link)*), Error estándar de la estimación (*Error estándar*), Tasa media de detección (*Tasa media*), Límite superior del intervalo de confianza al 95% (*IC 95% sup.*), Límite inferior del intervalo de confianza al 95% (*IC 95% inf.*).

Cuadro 6. Resultados del Modelo Lineal Generalizado de Poisson para las tasas de detección en el Rango Alto.						
Especie	Días-trampa	Estimación (link)	Error estándar	Tasa media	IC 95% sup.	IC 95% inf.
<i>Marmosa sp.2</i>	100	-0.81	0.58	0.44	1.37	0.14
<i>Tylomys panamensis</i>	100	2.95	0.09	19.05	22.64	16.03
<i>Sciurus granatensis</i>	100	2.23	0.13	9.31	11.91	7.27
<i>Nasua narica</i>	100	-1.91	1.00	0.15	1.05	0.02
<i>Caluromys derbianus</i>	100	0.80	0.26	2.22	3.68	1.34
<i>Tamandua mexicana</i>	100	1.31	0.20	3.69	5.47	2.50
<i>Coendou quichua</i>	100	3.14	0.08	23.19	27.12	19.83
<i>Cebus capucinus</i>	100	0.03	0.38	1.03	2.17	0.49
<i>Choloepus hoffmanni</i>	100	-0.53	0.50	0.59	1.57	0.22
<i>Ateles fusciceps</i>	100	-0.30	0.45	0.74	1.77	0.31
<i>Alouatta palliata</i>	100	0.03	0.38	1.03	2.17	0.49
<i>Bassaricyon medius</i>	100	0.28	0.33	1.33	2.56	0.69
<i>Rhipidomys latimanus</i>	100	-0.30	0.45	0.74	1.77	0.31
<i>Potos flavus</i>	100	2.00	0.14	7.39	9.74	5.60
<i>Leopardus tigrinus</i>	100	-1.91	1.00	0.15	1.05	0.02
<i>Nyctomys sumichrasti</i>	100	-0.81	0.58	0.44	1.37	0.14

Legenda:

Nombre científico (*Especie*), Número de días trampa (*Días-trampa*), Estimación en escala de enlace logarítmico (*Estimación (link)*), Error estándar de la estimación (*Error estándar*), Tasa media de detección (*Tasa media*), Límite superior del intervalo de confianza al 95% (*IC 95% sup.*), Límite inferior del intervalo de confianza al 95% (*IC 95% inf.*).

Giras de campo, equipo de trabajo e instalación de las cámaras trampa



Figura 40. Viajes de campo y equipo de trabajo.



Figura 41. Equipo de trabajo, Juan Camaño, Carolina Mitre, Brandol Ortega y Josué Ortega.



Figura 42. Cámara trampa en el dosel.



Figura 43. Preparación para ascenso al dosel, Josué Ortega (escalador) y Juan Camaño (guardabosques).



Figura 44. Josué Ortega durante la instalación de las cámaras.



Figura 45. Equipo en campo.



Figura 46. Equipo en campo. Brandol Ortega (estudiante), Irene Gómez (estudiante) y Juan Pablo (colaborador de la reserva).



Figura 47. Filmación con SerTV para difusión del proyecto.



Figura 48. Jornada de educación y difusión del proyecto con los niños y padres de familia del Centro Educativo Río Pavo.



Figura 49. Grupo de primaria del Centro Educativo Río Pavo.



Figura 50. Grupo de primaria del Centro Educativo Platanilla.



Figura 51. Grupo de primer ciclo del Centro Educativo Platanilla.