Diversidad de mamíferos medianos y grandes y su relación con el paisaje en cuatro localidades aledañas al Embalse Topocoro

Mónica Yuleima Sánchez Peñaloza

Departamento de Biología

Facultad de Ciencias Básicas

Universidad de Pamplona

Pamplona, Norte de Santander, Colombia

2025

Diversidad de mamíferos medianos y grandes y su relación con el paisaje en cuatro localidades aledañas al Embalse Topocoro

Estudiante

Mónica Yuleima Sánchez Peñaloza

1.115.745.178

Trabajo de grado realizado con el fin de optar por el título de Bióloga

Director

BSc, MSc. **Carlos Herney Cáceres Martínez**

Codirector

BSc, **Dilan Andrés Vergara Comas**

Departamento de Biología

Facultad de Ciencias Básicas

Universidad de Pamplona

Pamplona, Norte de Santander, Colombia

2025

Resumen

La transformación del paisaje por actividades humanas, especialmente la agricultura y expansión de la frontera productiva, ha generado fragmentación y pérdida de hábitat en amplias zonas de Colombia. Estos cambios tienen consecuencias directas sobre la biodiversidad, afectando la composición, abundancia y distribución de los mamíferos medianos y grandes. Por tal motivo, se evaluó la diversidad taxonómica de mamíferos medianos y grandes y su relación con variables del paisaje en cuatro localidades aledañas al embalse Topocoro, en el departamento de Santander. Para ello, se implementó un monitoreo participativo mediante cámaras trampa, integrando la colaboración de productores locales. Se analizaron métricas de diversidad alfa y beta, así como el efecto de variables ambientales como la distancia a ríos, vías, bordes de bosque, elevación y pendiente, a través de un Análisis de Correspondencia Canónica (CCA). Se registraron 19 especies de mamíferos medianos y grandes en total. Las localidades mostraron diferencias en la riqueza y composición, influenciadas tanto por las características del paisaje, como por el esfuerzo de muestreo. En cuanto a la diversidad beta, estuvo dominada por el componente de anidamiento, lo que indica que ciertas comunidades son subconjuntos de las más ricas. Por otra parte, las variables del paisaje explicaron una proporción significativa de la variación observada, con mayor influencia de la distancia a ríos, vías y bordes de bosque. Si bien los sistemas agrícolas albergan comunidades biológicas funcionales y diversas, esto depende en gran medida de la estructura del paisaje y de las condiciones ecológicas. Por eso, se hace necesario integrar variables ecológicas, espaciales y sociales, buscando comprender con mayor profundidad las dinámicas de las comunidades de mamíferos en paisajes transformados y promover estrategias de manejo sostenible.

Palabras clave: variables ambientales, cámaras trampa, monitoreo participativo, composición.

Dedicatoria

A mi mamá por siempre estar a mi lado y brindarme su amor, compresión y apoyo en todo, a mi papá y a mis hermanos por su infinito apoyo incondicional,

A mis nonitos por estar presentes,

A mis amigos por su apoyo y motivación,

A cada una de las personas que hizo parte de mi proceso y de una u otra forma contribuyeron en el mismo,

y al pregrado en biología por enseñarme a ser resiliente.

Agradecimientos

A mi mamá, a mis hermanos, por todo el apoyo, el esfuerzo, la compañía y el amor incondicional, por siempre creer en mí y darme valor en las situaciones difíciles, por ser el motivo para seguir luchando por mis sueños.

A mi director Carlos Herney Cáceres Martínez y a mi codirector Dilan Andrés Vergara Comas, por la confianza que depositaron en mí, por su apoyo, sus aportes y acompañamiento durante mi formación como profesional, así mismo, a nivel personal.

A los profesores Diego Armando Carrero Sarmiento y Nelson Fernández por su apoyo, sus aportes a mi formación académica, profesional y personal.

A mi tutora, Diana Vanessa Caballero Aldana, por acompañarme, aconsejarme, por darme la oportunidad de llevar a cabo este trabajo y ser partícipe de todo el proceso.

A todo el Equipo Ambiental, que me acompañó, por los consejos, las recomendaciones, y cada momento que atesoraré conmigo.

A mis amigos, Astrid Archila, Nataly Prieto Giovany Diaz, Sergio Alejandro García y Lizeth Bolivar, por su amistad leal, duradera y el apoyo incondicional que me han brindado.

A J, por acompañarme, por ser un soporte en momentos de crisis, por recordarme que poseo gran fortaleza para luchar por mis objetivos, por su entrega, cariño y apoyo incondicional.

A la familia Mendieta Pulido por todo el apoyo incondicional, por su compañía y consejos.

A esas amistades, Claudia Vargas, Nancy Jiménez y todas aquellas que me dejó el paso por la empresa, que me acompañaron y fueron un refugio en momentos difíciles.

A ISAGEN S.A. E.S.P, por el apoyo económico con los equipos y por brindarme la oportunidad de realizar mi práctica haciendo lo que me apasiona.

Mónica Sánchez

Tabla de contenido

1. Objetivos 10

1.1 Objetivo general 10

1.2 Objetivos específicos 10

2. Marco referencial 10

2.1 Diversidad de mamíferos 10

2.2 Funciones ecológicas de los mamíferos medianos y grandes 11

2.3 Amenazas para la diversidad de mamíferos 12

2.3.1 12

2.3.2 13 13

2.3.3 14 14

2.4 Monitoreo de mamíferos 15

2.5 Monitoreo participativo 16

3. Antecedentes 18

4. Metodología 19

4.1 Selección de los predios 19

4.2 Área de estudio 20

4.3 Diseño de muestreo 21

4.3.1 Monitoreo participativo 21

4.3.2 Instalación de cámaras trampa 21

4.4 Análisis de datos 22

4.4.1 Cobertura de la muestra 22

4.4.2 Índice de abundancia relativa (RAI) 22

4.4.3 Curva rango de captura 24

4.4.4 26

4.4.5 27taxonómica (β). 25

4.4.6 28

5. Resultados 28

5.1 Objetivo uno: Diversidad taxonómica alfa de mamíferos medianos y grandes en cuatro localidades aledañas al embalse Topocoro 36

5.2 Objetivo dos: Diversidad beta de mamíferos medianos y grandes en cuatro localidades aledañas al embalse Topocoro 39

5.3 Objetivo tres: efecto de las variables de distancia a ríos, vías, borde de bosque, elevación y pendiente sobre el ensamblaje de mamíferos medianos y grandes en cuatro localidades aledañas al embalse Topocoro 41

6. Discusión 42

6.1 Objetivo 1: Diversidad taxonómica alfa de mamíferos medianos y grandes en cuatro localidades aledañas al embalse Topocoro 42

6.2 Objetivo 2: Diversidad beta de mamíferos medianos y grandes en cuatro localidades aledañas al embalse Topocoro48

6.3 50

7. Conclusiones 48

8. Referencias 49

9. Anexos 67

Introducción

Los mamíferos juegan roles importantes en los ecosistemas, regulando las poblaciones de otras especies, la dispersión de semillas, la polinización, el control de herbívoros y la modificación de la estructura de la vegetación (Ceballos y Ehrlich, 2002; Macdonald, 2007). Colombia se destaca por presentar una gran variedad de hábitats, que van desde las selvas tropicales hasta las montañas y costas (Rodríguez-Mahecha et al., 2006). Lo que contribuye a la alta diversidad de mamíferos presentes en el país, con un total de 553 especies registradas en el Sistema de Información sobre Biodiversidad (SIB, 2025; Ramírez-Chaves et al., 2025).

Sin embargo, a pesar de la riqueza que posee el país, y de la importancia de los mamíferos en los ecosistemas, estos se enfrentan a una serie de amenazas derivadas principalmente de actividades humanas. La pérdida y la fragmentación de hábitats debido a la expansión de la frontera agrícola, ganadera y minera que han transformado drásticamente los paisajes naturales, aislando poblaciones de mamíferos y alterando la conectividad ecológica (Fahrig, 2003; Galindo-Leal y Gusmão Câmara, 2003). Dichas alteraciones tienen consecuencias directas en especies que dependen de hábitats continuos para satisfacer sus necesidades de alimentación, refugio y reproducción, influyendo en la extinción local y alterando el funcionamiento ecológico de los ecosistemas (Sutherland et al., 2021).

El monitoreo participativo permite una recopilación de datos continua y no invasiva, lo que facilita un entendimiento más profundo de la distribución y los patrones de actividad de las especies, especialmente en ecosistemas agrícolas (Silveira et al., 2003; Monroy-Vilchis et al., 2009). Además, ofrece la ventaja de involucrar a las comunidades locales en el proceso de investigación, fomentando la educación ambiental y promoviendo la conservación colaborativa (Danielsen et al., 2005; Conrad y Hilchey, 2011).

Por ello, este estudio tiene como objetivo evaluar el efecto de las variables del paisaje sobre la diversidad taxonómica de mamíferos medianos y grandes en cuatro localidades aledañas al Embalse Topocoro. A través del uso de cámaras trampa y el monitoreo participativo, se pretende analizar cómo dichas variables influyen en la composición y estructura de mamíferos en estas localidades. Con el fin de identificar las principales amenazas para las especies en estos paisajes modificados y proporcionar recomendaciones para mejorar la conservación de la biodiversidad en paisajes agrícolas.

1. Objetivos

1.1 Objetivo general

Evaluar el efecto de las variables de paisaje sobre la diversidad taxonómica de mamíferos medianos y grandes en cuatro localidades aledañas al embalse Topocoro.

1.2 Objetivos específicos

Determinar la diversidad taxonómica alfa de los mamíferos medianos y grandes en cuatro localidades aledañas al embalse Topocoro.

Estimar el grado de recambio y anidamiento de los mamíferos medianos y grandes en cuatro localidades aledañas al embalse Topocoro.

Determinar el efecto de las variables de distancia a ríos, vías, borde de bosque, elevación y pendiente sobre el ensamblaje de mamíferos medianos y grandes en cuatro localidades aledañas al embalse Topocoro.

2. Marco referencial

2.1 Diversidad de mamíferos

La distribución de los mamíferos es amplia, aunque la mayor diversidad se encuentra en las regiones tropicales y subtropicales. Esta se refleja en una amplia gama de adaptaciones morfológicas, fisiológicas y comportamentales que les permiten explorar diversos nichos ecológicos (Wund y Myres, 2005). A pesar de que la mayoría presentan cuatro extremidades adaptadas para la vida terrestre, otros las han modificado para la vida acuática, arbórea e incluso para volar, como es el caso de los murciélagos (Tiria, 2007).

Colombia es un país rico en biodiversidad, ocupando el tercer lugar a nivel mundial (SIB, 2022) y el sexto en cuanto a biodiversidad de mamíferos (SIB,2023). Este cuenta con 553 especies de mamíferos registradas en el Sistema de Información sobre Biodiversidad de Colombia (SIB, 2025; Ramírez-Chaves et al., 2025). Así mismo, la alta diversidad de especies que posee se explica por la heterogeneidad de hábitats presentes, lo que proporciona amplia gama de nichos ecológicos la gran diversidad de especies que posee es debido a que alberga una gran cantidad de hábitats (Rodríguez-Mahecha et al., 2006).

Los mamíferos medianos y grandes desempeñan papeles ecológicos claves que contribuyen a la estabilidad y el funcionamiento de los ecosistemas. Como depredadores, regulan las poblaciones de otras especies, mientras que los herbívoros por su parte, influyen en la estructura y composición de la vegetación a través del pastoreo y la dispersión de semillas (Ceballos y Ehrlich, 2002).

2.2 Funciones ecológicas de los mamíferos medianos y grandes

Los papeles ecológicos que desempeñan los mamíferos incluyen la polinización, la dispersión de semillas, la modificación de la estructura de la vegetación, el intercambio de

nutrientes, la descomposición de materia muerta, la carnivoría y el control de herbívoros. Algunos mamíferos medianos y grandes hacen parte de la cadena trófica en un nivel intermedio como herbívoros, otros como mesodepredadores, y otros en un nivel alto como especies depredadoras (Rumiz, 2010; Castillo 2017).

Los mamíferos carnívoros, ejercen un efecto control sobre las poblaciones de sus presas, por ejemplo, regulan de cierta manera el número de individuos en una población de herbívoros que afectan de manera indirecta la abundancia y composición de la vegetación (Martín-Regalado et al., 2024). Por otra parte, los mamíferos herbívoros contribuyen a la heterogeneidad espacial en la vegetación al limitar el crecimiento o el consumo selectivo de algunas plantas, por ejemplo, al consumir ciertas especies vegetales, la capacidad competitiva de aquellas de crecimiento rápido se reduce, favoreciendo a las de crecimiento lento (Martín-Regalado et al., 2024).

2.3 Amenazas para la diversidad de mamíferos

La reducción en la riqueza de mamíferos medianos y grandes trae consigo consecuencias importantes en los ecosistemas (Valencia, 2011). A nivel global se han estudiado los efectos que causa la defaunación por cacería o pérdida de hábitat, evidenciándose que, en ausencia de mamíferos medianos y grandes, se generan cambios en la depredación, la dispersión de semillas, así como en el control de herbívoros y en la mortalidad de plántulas, ocasionando una distribución diferente del paisaje y su vegetación (Dirzo et al., 1990; Aliaga-Rossel y Fragaso, 2015).

2.3.1 Pérdida de hábitat y fragmentación

La fragmentación y la pérdida de hábitat es uno de los procesos antrópicos que acarrea efectos devastadores sobre la biodiversidad (Fahrig, 2003). Las actividades humanas han generado una transformación acelerada en los ecosistemas naturales, donde áreas boscosas se convierten en tierras destinadas a la agricultura, infraestructura y ganadería (PRB, 2023; Sutherland et al., 2021).

Es por ello que, investigaciones indican que el cambio en el uso de tierras ha llevado a que las poblaciones de mamíferos se reduzcan hasta un 80% (Almeida-Rocha et al., 2017). Así mismo, esta demanda de territorio impulsa a la deforestación masiva, la extracción intensiva de recursos hídricos y la sobreexplotación de los ecosistemas (Sutherland et al., 2021). Con el paso del tiempo, los ambientes naturales pierden su capacidad de recuperación, reduciéndose a fragmentos aislados que limitan la supervivencia y movilidad de diversas especies (Sutherland et al., 2021).

Para Colombia, se estima que entre los años 2000 y 2015 se perdieron alrededor de 5,4 millones de hectáreas de bosque, afectando regiones como los Andes, la Amazonía y la región Caribe, principalmente (González et al., 2016). Siendo la expansión agrícola, la ganadería extensiva, la tala ilegal, la minería e infraestructura las causas principales de deforestación (García, 2012).

2.3.2 Agricultura

La agricultura en Colombia representa un pilar fundamental en la subsistencia de millones de personas, así como para el desarrollo económico y la seguridad alimentaria (Acevedo & Martínez, 2016). El departamento de Santander, es conocido por su diversidad agrícola. Este hace parte de los principales departamentos productores de café, cacao, tabaco, frutas, hortalizas y caña de azúcar para panela. Estos cultivos no solo son importantes para la economía local, sino también tienen un impacto significativo en el mercado nacional e internacional (Federación Nacional de Cafeteros, 2021; Ministerio de Agricultura de Colombia, 2021).

El modelo tradicional de agricultura intensiva, debido al uso de productos químicos agrícolas, como los pesticidas y los fertilizantes que pueden contaminar los cuerpos de agua y el suelo, han generado impactos negativos en el medio ambiente, como la deforestación, la pérdida de biodiversidad y la contaminación del suelo y el agua (Foley et., 2005), por ejemplo, la

contaminación del suelo puede afectar la disponibilidad y calidad de los alimentos disponibles para los mamíferos herbívoros y la contaminación del agua a aquellos mamíferos que dependen de estas fuentes para beber o alimentarse (Kruuk, 2006).

La presión en los ecosistemas conlleva a la pérdida directa de hábitats naturales para muchas especies de mamíferos. La destrucción de bosques, sabanas y otros ecosistemas para dar paso a cultivos agrícolas reduce la disponibilidad de refugio, alimento y sitios de reproducción para los mismos, lo que puede llevar a la disminución de poblaciones e incluso extinción local de especies (Foley et al., 2005). Del mismo modo, la agricultura puede promover la introducción y propagación de especies invasoras, tanto animales como vegetales, que compiten con los mamíferos nativos por recursos y hábitats. Las especies invasoras desplazan a las especies nativas, alteran los ecosistemas y aumentan la presión sobre los mamíferos silvestres (Tscharntke et al., 2012).

El crecimiento demográfico, el cambio climático, la globalización y la rápida urbanización son solo algunos de los factores que están dando forma al futuro de la agricultura (Godfray et al., 2010). A medida que la demanda de alimentos continúa aumentando, la presión sobre los recursos naturales y la biodiversidad se intensifica, planteando importantes interrogantes sobre la sostenibilidad y la resiliencia de los sistemas agrícolas (Foley et al., 2011).

2.3.3 Cambio climático

El cambio climático es producto del impacto antrópico sobre los ecosistemas, el cual genera cambios repentinos que impiden la adaptación de las especies a las nuevas condiciones climáticas (Aguirre-Sierra et al., 2023). Los efectos del cambio en el clima global influyen en las corrientes marinas, sequías prolongadas, alteración de la temporada de lluvias, alteración de la capa de ozono, entre otros factores que influyen en la probabilidad de supervivencia de las especies

adaptadas a las condiciones ambientales y ecológicas resultado del cambio climático (González-Maya et al., 2020). Este fenómeno actúa conjuntamente con las demás amenazas de la diversidad, esencialmente con la deforestación y el cambio en el uso del suelo para actividades mineras y agropecuarias (Castellanos, 2006; Stork, 2010). Algunas especies tienen mayor grado de amenaza y son más susceptibles a la extinción que otras, según las características de la especie y las condiciones biogeográficas de su distribución (Aguirre-Sierra et al., 2023).

2.4 Monitoreo de mamíferos

Las observaciones directas a través de recorridos, el fototrampeo y la telemetría, son algunas técnicas usadas en el estudio y registro de mamíferos terrestres, empleadas para obtener información sobre los patrones de actividad. Sin embargo, las dos últimas técnicas ofrecen una mayor cantidad de información, ya que tienen la capacidad de obtener datos de forma continua por un periodo de tiempo prolongado (Lira-Torres y Briones-Salas, 2012).

La técnica de fototrampeo en estudios poblacionales de mamíferos (excluidos roedores y quirópteros) es una herramienta confiable, ya que tiene la ventaja de ser un método no invasivo (Silveira et al., 2003; Pinto de Sá Alves y Andriolo, 2005; Monroy-Vilchis et al., 2009), que contribuye a su estudio y ofrece ciertas ventajas en comparación a otros métodos como el trampeo directo y la telemetría, debido a que estos últimos son más costosos, y el número de registros que proporcionan es reducido, además que influyen en el comportamiento del individuo (Krausman, 2002). La eficiencia que presenta el fototrampeo frente a otras técnicas ha sido demostrada en trabajos como el de Silveria et al., (2003) en Brasil, quiénes compararon los índices de abundancia relativa obtenidos a través de diferentes métodos, y concluyeron que el fototrampeo es el más apropiado, ya que permite una rápida evaluación del estatus de conservación de la vida silvestre. Asimismo, a partir de la fotografía es posible registrar especies crípticas o que están en bajas

densidades (Srbek-Araujo y García 2005, Monroy-Vilchis et al., 2009). Sus ventajas incluyen: 1) la precisión en la identificación a nivel específico y frecuentemente individual, 2) una eficiencia de detección similar en animales diurnos y nocturnos y 3) la confirmación de especies cuyas huellas no se diferencian (Maffei et al., 2002; Trolle y Kéry, 2003; Wallace et al., 2003; Karanth et al., 2004; Maffei et al., 2004; Di Bitetti et al., 2006; Soisalo y Cavalcanti, 2006; Dillon y Kelly, 2008; Maffei Noss, 2008).

Las cámaras trampa son útiles para evaluar los patrones de actividad de los mamíferos (Maffei et al., 2002, Rumiz et al., 2002; Pinto de Sá Alves y Andriolo, 2005; Monroy-Vilchis et al., 2009) y uso de hábitat (Bowkett et al., 2007), así como para realizar estimaciones de densidad (Trolle y Kéry, 2003; Karanth et al., 2004; Di Bitetti et al., 2006; Soisalo y Cavalcanti, 2006; Dillon y Kelly, 2008). La frecuencia de captura ha sido utilizada como un índice de abundancia relativa (IAR) evidenciando su correlación con las densidades absolutas, además de su relativa facilidad de aplicación (Maffei et al., 2002; O'Brien et al., 2003; Silveira et al., 2003; Yasuda, 2004; Monroy-Vilchis et al., 2009; Rovero y Marshall, 2009).

2.5 Monitoreo participativo

El monitoreo participativo es la recopilación continua de datos sobre el estado de un ecosistema o recursos naturales, involucrando a la comunidad local y otros actores interesados en el proceso. Este enfoque no solo busca recolectar información precisa sobre la biodiversidad y los cambios en el ambiente, producto de diferentes actividades, sino que también busca fomentar la participación comunitaria y el aprendizaje colectivo (Chediack, 2009; Hobson et al., 2014).

En esta metodología los miembros de la comunidad local participan activamente en la recopilación y el análisis de datos sobre su entorno. Esta ha sido reconocida como una herramienta valiosa en la conservación ambiental y la gestión de recursos naturales, al incorporar el

conocimiento local y fomentar la participación comunitaria (Danielsen et al. 2005). Este enfoque no sólo proporciona datos valiosos para la conservación, sino que también fomenta la participación activa de las comunidades directamente involucradas en los procesos de toma de decisiones (Conrad y Hilchey, 2011). Evans y Guiariguata (2008) definen el monitoreo participativo como: "*las actividades de monitoreo que suponen la participación de personas locales que no cuentan con capacitación profesional especializada y que tienen distinto grado de conocimiento, roles sociales e intereses"*.

Este tipo de metodología de inclusión comunitaria ha sido aplicada con distintas finalidades como el monitoreo de la biodiversidad (Harvey et al., 2003). Las comunidades locales poseen conocimientos profundos de su entorno, adquirido de generaciones de interacción con su ecosistema. Dicho conocimiento puede complementar la ciencia convencional, proporcionando una comprensión más global y contextualizada de los problemas ambientales (Berkes, 2009). La participación activa en el monitoreo y la gestión de los recursos naturales puede aumentar la conciencia y el interés de las comunidades para influir en las decisiones que afectan su entorno (Fernandez-Gimenez et al., 2008).

Existen tres modalidades de monitoreo participativo, cada uno con diferentes niveles de participación comunitaria (Soacha- Godoy et al., 2018), a saber: 1) monitoreo contributivo, común en censos de fauna donde los datos son analizados por los investigadores que diseñan el proyecto y la comunidad recolecta los datos; 2) monitoreo colaborativo, en este caso, la comunidad participa tanto en la recolección de datos como en el análisis y difusión de resultados. Este promueve una mayor integración de la comunidad en el proceso de investigación y manejo; 3) monitoreo cocreativo, aquí, los investigadores y la comunidad diseñan y ejecutan el proyecto conjuntamente;

Este enfoque asegura una participación equitativa en todas las fases del monitoreo, fomentando un sentido de propiedad y compromiso con los resultados obtenidos.

3. Antecedentes

A nivel global, en Costa Rica, Navarro y Gómez (2015) evaluaron la diversidad de mamíferos terrestres en fragmentos de bosque colindantes a cultivos de piña, encontrando que la cercanía a los cultivos y la pérdida de cobertura forestal se traducen en una menor riqueza de especies, predominando aquellas con mayor tolerancia a la perturbación. De manera complementaria, Brito-Ríos (2015) documentó una alta riqueza de mamíferos en un agroecosistema de piña bajo sombra en Jalisco, México, donde se registraron 39 especies. Este estudio destaca que el agroecosistema de piña bajo sombra proporciona características necesarias para brindar refugio para la fauna silvestre. Así mismo, Guiracocha, G. et al., (2014) concluyen que los sistemas agroforestales tradicionales de cacao y banano en Talamanca, Costa Rica, a pesar de que tienen menor riqueza de árboles, aún mantienen algunas especies del bosque primario, lo que le da una similitud a la estructura de bosque, pudiendo proveer hábitat y nichos para mamíferos. Por otra parte, en México, Garcia-Burgos et al., (2014) analizaron la relación entre la riqueza de mamíferos medianos en cafetales y la heterogeneidad espacial en el centro de Veracruz, concluyendo que, los cafetales permiten la conexión de diversos tipos de hábitats, proporcionando a las especies de mamíferos medianos una conectividad entre los sitios que requieren para cumplir con sus funciones biológicas. En el sur de Paraguay, Salinas et al. (2022) estudiaron mamíferos medianos y grandes en campos de cultivo de arroz en los departamentos de Misiones e Itapúa, encontrando que estos agroecosistemas, especialmente cuando están rodeados de remanentes de vegetación natural y cuerpos de agua, pueden albergar una rica diversidad de especies, incluyendo algunas de importancia para la conservación.

En Colombia, la transformación de bosques en áreas agrícolas ha generado preocupación por sus efectos en la fauna silvestre. Un estudio en el Alto Magdalena evaluó la influencia de la cobertura vegetal ribereña en la composición y diversidad de comunidades ícticas, encontrando que la reducción de la cobertura vegetal afecta negativamente la diversidad biológica (Poveda-Cuéllar y Ortega-Lara, 2018).

Por otra parte, estudios como el de Pardo-Vargas y Payán-Garrido (2015) en las sabanas inundables de Orocué, en tres coberturas diferentes (bosque de galería, plantación de palma y sabana), mostraron evidencia de 16 especies de mamíferos medianos y grandes, y dos especies de ratones, en donde, para el bosque de galería se compartieron todas las especies, mientras que para la plantación se compartieron nueve y seis para la sabana.

Sánchez-Londoño et al. (2021) evaluaron la diversidad de mamíferos silvestres en cinco núcleos de plantaciones forestales ubicados en las regiones Andina y Caribe de Colombia. Los resultados mostraron una alta similitud en la riqueza de especies esperadas entre las plantaciones de teca y los bosques nativos, lo que sugiere que, bajo determinadas condiciones de manejo, estos sistemas productivos tienen el potencial de albergar una diversidad comparable a la de ecosistemas naturales. Así mismo, Pardo et al., (2025) estimaron la diversidad y composición de mamíferos terrestres en una zona agroindustrial del departamento de Vichada, encontrando diferencias significativas en la riqueza de especies entre bosques y plantaciones arbóreas, sugiriendo que las plantaciones podrían estar funcionando como vía de tránsito para ciertas especies y de este modo, contribuir a la conectividad.

En el departamento de Santander, aunque los estudios específicos sobre la relación entre las variables ambientales y mamíferos en cultivos son limitados, algunas investigaciones han aportado información valiosa. López-Ramírez et al. (2020) documentaron la presencia de

mamíferos en un sistema agro-productivo de cacao en la Granja Yariguíes, donde identificaron 17 especies, incluyendo al ñeque (*Dasyprocta punctata*) y al puercoespín (*Coendou sp.*). Estos autores concluyeron que las parcelas cercanas al bosque de reserva presentaron una mayor incidencia de consumo de frutos por parte de mamíferos.

De manera similar, Peralta-Zapata et al. (2019) realizaron un monitoreo en cultivos de cacao, cítricos, aguacate y maíz en los municipios de Betulia, Girón, Zapatoca, San Vicente de Chucurí y Lebrija. A través del uso de cámaras trampa, registraron 24 especies de mamíferos en cultivos de cacao y evaluaron el aprovechamiento de los frutos tanto en áreas cercanas como alejadas del embalse Topocoro, evidenciando que la distancia al bosque influye en la dinámica de interacción entre mamíferos y cultivos.

Un estudio realizado por Garcia-Mieles (2023) en San Vicente de Chucurí, Santander, en cultivos de cacao como sistema agroforestal, mostró la presencia de 17 especies de mamíferos medianos y grandes, evidenciando que las especies hacen uso de estas plantaciones como corredores ecológicos.

4. Metodología

4.1 Selección de los predios

Se tuvo en cuenta el interés de la comunidad para conocer la fauna silvestre asociada a los sistemas productivos, estos fueron manifestados en las reuniones que desarrolló la empresa ISAGEN S.A E.S.P. con acompañamiento del personal del Programa de Información y Participación Comunitaria (PIPC) en las veredas del área de influencia de la Central Hidroeléctrica Sogamoso. Además, se tuvieron en cuenta criterios como antecedentes de interacción fauna-cultivos y las PQRS (Peticiones, Quejas, Reclamos y Sugerencias) asociadas a la fauna presente

en los cultivos que hacen parte de los municipios del área de influencia de la Central Hidroeléctrica Sogamoso atendidas por ISAGEN S.A.E.S.P a través del PIPC.

4.2 Área de estudio

El área de estudio correspondió a cuatro localidades aledañas al área de influencia de la Central Hidroeléctrica Sogamoso, dos ubicadas en el municipio de San Vicente de Chucurí (Guayacán los medios, La Esperanza), que cuenta con una extensión territorial de 1.195,41 km^2, con latitud norte de 6º52´7", longitud oeste de 73º24´46", con una altitud de 693 m.s.n.m. y un clima promedio entre los 13 y 27 ºC; y dos en el municipio de Betulia (Peñamorada, Corintios), con una extensión aproximada de 413,3 km², en las coordenadas 73,18º de longitud oeste y 6,55º de latitud norte, comprendiendo coberturas montañosas hasta planas, por lo cual presenta alturas que oscilan entre los 100 y 2100 m.s.n.m. así mismo, variedad de climas, desde cálidos lluviosos, pasando por templados y fríos. Los dos municipios presentan como su actividad principal la agricultura (Figura 1).

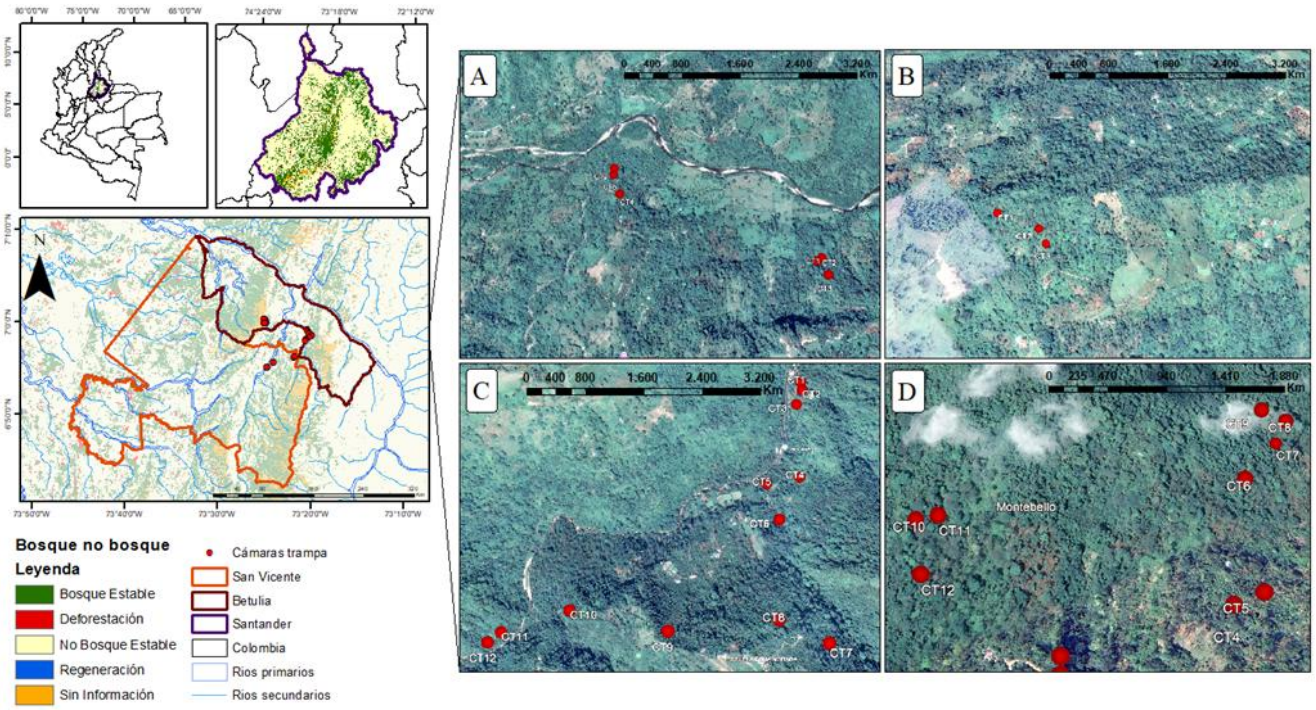


Figura 1. *Ubicación de las cámaras trampa en los predios de particulares donde se realizó el monitoreo participativo, los cuales hacen parte del área de influencia de la Central Hidroeléctrica Sogamoso. Guayacán los medios (A); La Esperanza (B); Peñamorada (C); Corintios (D).*

4.3 Diseño de muestreo

4.3.1 Monitoreo participativo

Se tuvo en cuenta el monitoreo participativo de tipo contributivo, donde la comunidad participó en la ubicación de las cámaras trampa, la obtención de datos y pudo tener acceso a la información (Shirk et al., 2012). Por tal motivo, las cámaras trampa se establecieron en lugares donde los productores manifestaron alta presencia de animales dentro de sus cultivos, enfocando árboles en fructificación.

4.3.2 Instalación de cámaras trampa

La cantidad de cámaras trampa instaladas varió entre las localidades. Para Guayacán Los Medios se tuvieron en cuenta seis cámaras trampa que fueron instaladas en dos fincas, mientras que, para La Esperanza, se tuvieron en cuenta tres cámaras trampa, que se instalaron en una única finca. Por otra parte, tanto para Corintios como para Peñamorada, se hizo uso de doce cámaras trampa, que fueron instaladas en cuatro fincas por cada una de las localidades.

La duración del monitoreo fue heterogénea entre localidades, debido a diferencias en las fechas de instalación, así como fallas técnicas o pérdida de equipos. Entre el veinticinco de enero del 2022 y el nueve de marzo del 2023, se realizó el monitoreo para Guayacán, en cuanto a La Esperanza, tuvo lugar entre el dieciocho de abril al veinte del 2023, por otra parte, para Corintios, comprendió el periodo de tres de agosto hasta el cinco de diciembre del 2023. Finalmente, en Peñamorada tuvo lugar entre el primero de agosto hasta el diecinueve de noviembre del 2024.

Las cámaras instaladas fueron Bushnell Essential E3 de 16 MP y Bushnell thropy Cam HD Agressor Low Glow de 24 MP, ubicadas a diferentes distancias unas de otras (procurando una distancia mínima de 50 m), esto dependió de la solicitud del agricultor, puesto que se enfocaban en sitios donde manifestaban mayor presencia de mamíferos medianos y grandes (Figura 2a). A una altura de 30 a 50 centímetros del suelo, dependiendo de la topografía del terreno (Blake et al., 2012; Lira-Torres & Briones Salas, 2012; Chávez et al., 2013; Cáceres Martínez et al., 2016).

Se programaron para permanecer activas durante 24 horas, con el fin de registrar videos de 20 segundos a partir del estímulo activador, en un intervalo de 10 segundos entre la primera y segunda toma o hasta que apareciera un nuevo objetivo (Figura 2b). La ubicación de las cámaras se tomó mediante un sistema de posicionamiento global (GPS) modelo Garmin GPSMAP® 62sc (Figura 2c).

Las estaciones se revisaron mensualmente para asegurarse de que el equipo funcionara, para el reemplazo de baterías y tarjetas de memoria, del mismo modo, para limpiar la vegetación y actualizar la información de los registros.



Figura 2. *(A) Instalación de cámaras trampa en los lugares establecidos por el productor, (B) acompañamiento del productor en la revisión de las cámaras trampa y (C) georreferenciación de la ubicación de las cámaras trampa, (D) revisión de los registros en conjunto con el productor.*

4.4 Análisis de datos

4.4.1 Completitud del muestreo

Se realizó una curva de rarefacción e interpolación basada en la cobertura de la muestra, esta métrica mide la proporción del número total de individuos en una comunidad que pertenecen a las especies representadas en la muestra (Chao y Jost, 2012). Se tiene en cuenta este método debido a las diferencias en los esfuerzos de muestreo entre sitios, ya sea por diferencia en el número de cámaras trampa utilizadas o la duración del muestreo.

Se utilizó el paquete iNEXT (Hsieh et al., 2016) en el programa R en la versión 4.3.1 (R core team, 2010), mediante la función ggiNEXT (Mandujano & Pérez-Solano, 2019).

4.4.2 Índice de abundancia relativa (RAI)

Este índice asume que cuanto mayor es el valor del RAI, la abundancia de la especie es mayor; sin embargo, no lo expresa como número de individuos de la población sino como un índice (O'Brien, 2011).

En este orden de ideas, se tuvo en cuenta el RAI clásico o tradicional, donde se calculó agrupando la información registrada en todas las cámaras trampa, considerando un evento como independiente según los siguientes criterios:

- Registros consecutivos de individuos la misma especie separados por más de una hora, excepto si fue posible diferenciar entre los individuos registrados, ya que es

el tiempo estimado para que el animal continúe con su recorrido y así evitar una sobreestimación del muestreo (Tobler et al., 2008).

- Registros no consecutivos de individuos de la misma especie, debido a que la captura continua puede indicar el registro de un mismo individuo (Mosquera-Guerra et al., 2018).
- Registros consecutivos de individuos diferentes especies, puesto que permite diferenciar los individuos capturados (Mosquera-Guerra et al., 2018).

Seguido, se calculó el número de eventos independientes por cada especie y se dividió entre el tiempo total de muestreo (esfuerzo de muestreo) expresado como trampas-noche. (Mandujano & Pérez-Solano, 2019). Este se multiplicó por 100 trampas/noche para comparar con otros estudios (Carbone et al., 2001; Monroy-Vilchis et al., 2009), a partir de la siguiente fórmula (ecuación 1) (Mandujano & Pérez-Solano, 2019):

$$RAI_i = \frac{n_{tot}}{dias_{tot}} x\ 100$$

Ecuación 1. Índice de abundancia relativa clásico.

Donde: $\boldsymbol{n_{tot}}$ es el número total de eventos independientes de la *i-especie* en $\boldsymbol{días_{tot}}$ que corresponde al esfuerzo de muestreo o número total de días.

Estos análisis se llevaron a cabo en el software Rstudio mediante el paquete RAI.R, el cual permite calcular el RAI clásico (Mandujano & Pérez-Solano, 2019). En concordancia con lo anterior, los datos de las cámaras-trampa se organizaron en cuatro columnas, partiendo de la siguiente secuencia: Camera, Species, Events y Effort; correspondientes a cámara-trampa, especie, número de registros independientes y esfuerzo de muestreo, respectivamente. Seguidamente, el

archivo se guardó en formato .csv y se cargó el archivo en Rstudios. A continuación, se calculó el RAI clásico mediante la función RAIgral (Mandujano & Pérez-Solano, 2019).

4.4.3 Curva rango de captura

Se elaboró un perfil de capturas para conocer la frecuencia de captura de los mamíferos medianos y grandes en cada una de las localidades, usando el método de Whittakker (1965). En este las especies son representadas en una escala logarítmica donde la primera es la más frecuente y la última es la menos frecuente (Echavarría, 2021). Teniendo en cuenta las categorías propuestas por Gaviria-Ortiz y Henao-Bañol (2011), las especies registradas se clasificaron de acuerdo a la cantidad de registros en: muy frecuentes (más de 10 registros), frecuentes (entre 6-10 registros), poco frecuentes (de 2 a 5 registros) y raras (1 solo registro). Las curvas de rango de captura se visualizaron mediante el programa R versión 4.3.1 (R core team, 2010), usando el paquete Vegan (Oksanen et al., 2023) a través de la función “as.rad”.

4.4.4 Objetivo 1: Diversidad taxonómica alfa

La diversidad se estimó mediante la serie Hill o diversidades verdaderas (Hill, 1973; Jost, 2006) usando como protocolo de partida las estimaciones ${}^{q}D$ sujetas al método de interpolación o extrapolación en función de la cobertura del muestreo (Chao & Jost, 2012). Es indispensable destacar que los resultados se expresaron en términos de número efectivo de especies, unidad adecuada para cualquier valor de ${}^{q}D$ (Jost, 2006). Además, al ser la diversidad una proporción que no se puede explicar en términos de un solo valor, ${}^{q}D$ realmente corresponde a tres valores explicativos ${}^{0}D$, ${}^{1}D$ y ${}^{2}D$, expresados en la siguiente forma (Tabla 1) (Chao & Jost, 2012; Jost, 2006):

Tabla 1. *Serie de ecuaciones para la estimación de la diversidad taxonómica alfa.*

Ecuación	Descripción	Fuente

$D^0 = \sum_{i=1}^{S} Pi^0$	Diversidad del orden 0 (^{0}D). Indica la riqueza o número de especies. Donde, *S* = Riqueza de especies. *Pi* = Proporción de individuos.	Jost (2006) Chao & Jost (2012)
$D^1 = Exp\left(-\sum_{i=1}^{S} Pi\ x\ ln\ ln\ Pi\right)$	Diversidad del orden 1 (^{1}D). Indica el número efectivo de especies igualmente frecuentes (o comunes). Donde, *S* = Riqueza de especies. *Pi* = Proporción de individuos.	Jost (2006) Chao & Jost (2012)
$D^2 = \frac{1}{\sum_{i=1}^{S} Pi^2}$	Diversidad del orden 2 (2D). Indica el número efectivo de especies muy abundantes (o dominantes). Donde, *S* = Riqueza de especies. *Pi* = Proporción de individuos.	Jost (2006) Chao & Jost (2012)

El cálculo se realizó según lo propuesto por Mandujano & Pérez-Solano (2019). Por medio del software Rstudios, se empleó el paquete vegan (Oksanen et al., 2022), para calcular la riqueza específica registrada por cada cámara-trampa (Mandujano & Pérez-Solano, 2019).

4.4.5 Objetivo dos: Diversidad beta (β).

La diversidad β se entiende como el cambio/variación en la composición de especies entre áreas, en este caso, se estimó a partir del número de especies compartidas y/o excluidas apoyadas en un análisis de similitud de una vía (ANOSIM) basado en el índice de similitud de Bray-Curtis. Para identificar las especies que contribuyen a la variabilidad observada, se realizó una prueba SIMPER. Los análisis se realizaron en el software software Past 4.17c (Hammer et al., 2001) y el paquete estadístico vegan (Oksanen et al., 2022).

Para analizar la variación en la composición de las especies en las localidades muestreados, se estimó la diversidad beta, mediante el índice de disimilitud de Sorensen, propuesto por Baselga (2010), quien descompone la diversidad beta total en dos componentes (recambio y anidamiento): βsor = βsim + βnes, donde βsor es la transformación del índice de disimilitud de Sorensen empleado para medir la diversidad beta total; βsim es la transformación del índice de Simpson que mide el recambio de especies y βnes es el índice utilizado para medir el anidamiento de especies. Para esto se usó el paquete Betapart (Baselga et al., 2023), en la interfaz de Rstudio 2022.07.2+576 (R Core Team, 2024), a partir de una matriz de presencia-ausencia de especies en las cuatro localidades. Se emplearon las funciones *beta.multi* para calcular la diferencia total en todos los sitios y *beta.pair* para comparar entre pares de sitios (Baselga et al., 2023).

4.4.6 Objetivo 3: Variables de paisaje

Para obtener los valores de las variables de paisaje (distancia al bosque, ríos, vías, elevación y pendiente), se tuvo en cuenta shapefiles extraídos de Colombia en mapas. Los datos espaciales fueron manejados utilizando el paquete sf en R (Pebesma, 2018). Estos fueron cargados y reproyectados al mismo sistema de coordenadas de referencia (CRS) para garantizar la consistencia en los análisis espaciales.

Se calcularon las distancias de cada punto de muestreo al borde del bosque, los ríos y las vías, por medio de la herramienta Measure en el software ArcGIS 10.8 (2024). En cuanto a la elevación y pendiente, se tuvo en cuenta un modelo de elevación digital, con un nivel de zoom de 12 (Wilson & Gallant, 2000; Hollister et al., 2021) y recorte al límite espacial de los puntos, a partir de este se extrajo el valor de elevación para cada punto de muestreo utilizando la función extract () y para estimar la pendiente, se usó la función terrain().

Para evaluar cómo las distancias a ríos, vías, borde de bosque, elevación y pendiente influyen en el ensamblaje de mamíferos medianos y grandes en las cuatro localidades estudiadas, utilizamos un enfoque multivariado que combinó un análisis de multicolinealidad y un análisis de Correspondencia Canónica (CCA) (Hotelling, 1935). Este enfoque permite explorar la relación entre las variables ambientales y la diversidad de especies, considerando tanto la variabilidad explicada por las variables como la interacción entre ellas.

Se realizó la transformación de los datos de composición de especies utilizando el método de Hellinger, lo cual permitió reducir el sesgo asociado a los datos de abundancia y hacerlos comparables entre especies con diferentes escalas de abundancia (Legendre & Gallagher, 2001). Luego, se verificó que las especies en los datos tuvieran suficiente variabilidad en sus abundancias entre las localidades. Se eliminaron aquellas especies con baja variabilidad, ya que su falta de fluctuación entre las localidades podría afectar negativamente la capacidad explicativa del modelo (McCune & Grace, 2002). Además, se normalizaron las variables ambientales (distancia a ríos, bosques y vías) para garantizar que las diferencias en sus escalas no afectaran el análisis.

Se realizó un análisis de multicolinealidad entre las variables ambientales para asegurarse de que las variables predictoras no estén altamente correlacionadas, lo cual podría afectar la estabilidad y la interpretación del modelo. Para ello, se ajustó un modelo de regresión múltiple utilizando la función lm() y se calculó el Índice de Inflación de la Varianza (VIF) mediante la función vif() del paquete car. Valores altos de VIF (superiores a 10) sugieren una alta colinealidad entre las variables, lo que podría requerir una revisión del modelo (O'Brien, 2007).

El modelo CCA fue ajustado utilizando las distancias al bosque, ríos, vías, elevación y pendiente como predictores ambientales, y las abundancias de las especies como variables dependientes.

Los resultados fueron representados gráficamente mediante los plots del CCA. Todos los análisis se realizaron utilizando el lenguaje de programación R v. 4.1.2 (R Core Team, 2021).

5. Resultados

En la localidad Guayacán Los Medios las cámaras trampa estuvieron activas durante 18 meses aproximadamente, mientras que en las localidades La Esperanza, Corintios y Peñamorada estuvieron activas durante aproximadamente 5 meses. Con un total de seis cámaras trampa usadas en Guayacán Los Medios, se obtuvo un esfuerzo de muestreo de 1.214 trampas/noche (Tabla 3), que permitió registrar e identificar 16 especies de mamíferos medianos y grandes, distribuidas en seis órdenes, trece familias y dieciséis géneros (Tabla 4). Por otra parte, para La Esperanza se obtuvo un esfuerzo de muestreo de 315 trampas/noche (Tabla 3), permitiendo registrar e identificar 12 especies de mamíferos medianos y grandes, distribuidas en seis órdenes, once familias y doce géneros (Tabla 5). Por otro lado, para Corintios se obtuvo un esfuerzo de muestreo de 1.304 trampas/noche (Tabla 3), registrándose e identificándose 18 especies de mamíferos medianos y grandes, distribuidas en seis órdenes, trece familias y diecisiete géneros (Tabla 6). Por último, para Peñamorada se obtuvo un esfuerzo de muestreo de 689 trampas/noche (Tabla 3), permitiendo que se registraran 14 especies de mamíferos medianos y grandes (Anexo 1), distribuidas en seis órdenes, doce familias y catorce géneros (Tabla 7).

Tabla 3. *Ubicación de las cámaras trampa en las cuatro localidades.*

Localidad	ID Cámara	Latitud	Longitud	Noches activa
	F1CT1	6,9264750	-73,4010306	349

Guayacán los Medios	F1CT2	6,9268167	-73,4010444	275
	F1CT3	6,9265361	-73,4000111	210
	F2CT1	6,9184667	-73,4101722	141
	F2CT2	6,9186806	-73,4116139	141
	F2CT3	6,9189056	-73,4120056	98
La Esperanza	F1CT1	6,9357000	-73,3636000	126
	F1CT2	6,9365167	-73,3625333	126
	F1CT3	6,9364333	-73,3620500	63
Corintios	F1CT1	6,9985425	-73,4127439	106
	F1CT2	6,9997433	-73,4137272	106
	F1CT3	6,9996472	-73,4134206	123
	F2CT1	7,0026528	-73,4133417	127
	F2CT2	7,0032083	-73,4133486	123
	F2CT3	7,0038717	-73,4156028	71
	F3CT1	7,0047250	-73,4163525	123
	F3CT2	7,0052906	-73,4167781	99
	F3CT3	7,0049158	-73,4171142	99
	F4CT1	6,9980735	-73,4169113	109
	F4CT2	6,9984560	-73,4168343	109
	F4CT3	6,9979328	-73,4159348	109
Peñamorada	F1CT1	6,9813694	-73,3369389	69
	F1CT2	6,9800444	-73,3379417	69
	F1CT3	6,9789806	-73,3362306	69
	F2CT1	6,9688694	-73,3406250	92
	F2CT2	6,9658722	-73,3423556	45
	F2CT3	6,9651472	-73,3424583	83
	F3CT1	6,9758333	-73,3308333	39
	F3CT2	6,9751250	-73,3332833	76
	F3CT3	6,9714472	-73,3365417	27
	F4CT1	6,9854861	-73,3403889	6
	F4CT2	6,9851583	-73,3400194	85
	F4CT3	6,9843389	-73,3397000	29

Para Guayacán Los Medios se obtuvieron 891 registros independientes de mamíferos medianos y grandes (Tabla 4). Las especies que presentaron mayor frecuencia de captura (RAI) (Figura 2A) fueron *Mazama americana* con 16,55% de RAI y 201 registros independientes, *Didelphis marsupialis* con 13,92% de RAI y 169 registros independientes, seguido de *Dasyprocta*

punctata con 11,03 de RAI y 134 registros independientes y *Cuniculus paca* junto con *Syntheosciurus granatensis* con 10,04% de RAI y 122 registros independientes (Tabla 4).

Por otra parte, las especies con menor frecuencia de captura fueron (Figura 3A) *Conepatus semistriatus* y *Herpailurus yagouaroundi* cada una con 0,082 % de RAI y un registro independiente, seguido de *Galictis vittata* con 0.329% de RAI y 4 registros independientes y *Leopardus pardalis* con 0,247% de RAI y 3 registros independientes (Tabla 4).

Para La Esperanza se obtuvieron 49 registros independientes de mamíferos medianos y grandes (Tabla 5). Las especies que presentaron mayor frecuencia de captura (RAI) (Figura 3B) fueron *Didelphis marsupialis* con 6,66% de RAI y 21 registros independientes, *Dasyprocta punctata* y *Leopardus wiedii* con 1,90% de RAI y 6 registros independientes cada una (Tabla 5).

Por otro lado, las especies con menor frecuencia de captura (Figura 3B) fueron *Tamandua mexicana* y *Syntheosciurus granatensis* cada una con 0,63% de RAI y 2 registros independientes, seguido de *Mazama americana* y *Cerdocyon thous* con 0.31% de RAI y un registro independiente (Tabla 5).

En cuanto a Corintios, se obtuvieron 430 registros independientes de mamíferos medianos y grandes (Tabla 6). Las especies que presentaron mayor frecuencia de captura (Figura 3C) fueron *Dasyprocta punctata* con 10,35% de RAI y 135 registros independientes y *Cerdocyon thous* con 4,90% de RAI y 64 registros independientes (Tabla 6).

Por su parte, las especies con menor frecuencia de captura (Figura 3C) fueron *Herpailurus yagouaroundi* y *Dasypus novemcinctus* con 0,153% de RAI y 2 registros independientes cada, seguido de *Dicotyles tajacu*, *Nasua nasua* y *Cabassous centralis* con 0,07% de RAI y un registro independiente cada una (Tabla 6).

Por último, para Peñamorada se obtuvieron 288 registros independientes de mamíferos medianos y grandes (Tabla 7). Las especies que presentaron mayor frecuencia de captura (Figura 3D) fueron *Dasyprocta punctata* con 11,75% de RAI y 81 registros independientes y *Cuniculus paca* con 7,69% de RAI y 53 de registros independientes (Tabla 7).

En cuanto a las especies de menor frecuencia de captura (Figura 3D), se encontró a *Syntheosciurus granatensis* con 0,43% de RAI y 3 registros independientes, seguido de *Herpailurus yagouaroundi* y *Cabassous centralis* con 0,29% de RAI y 2 registros independientes cada una (Tabla 7).

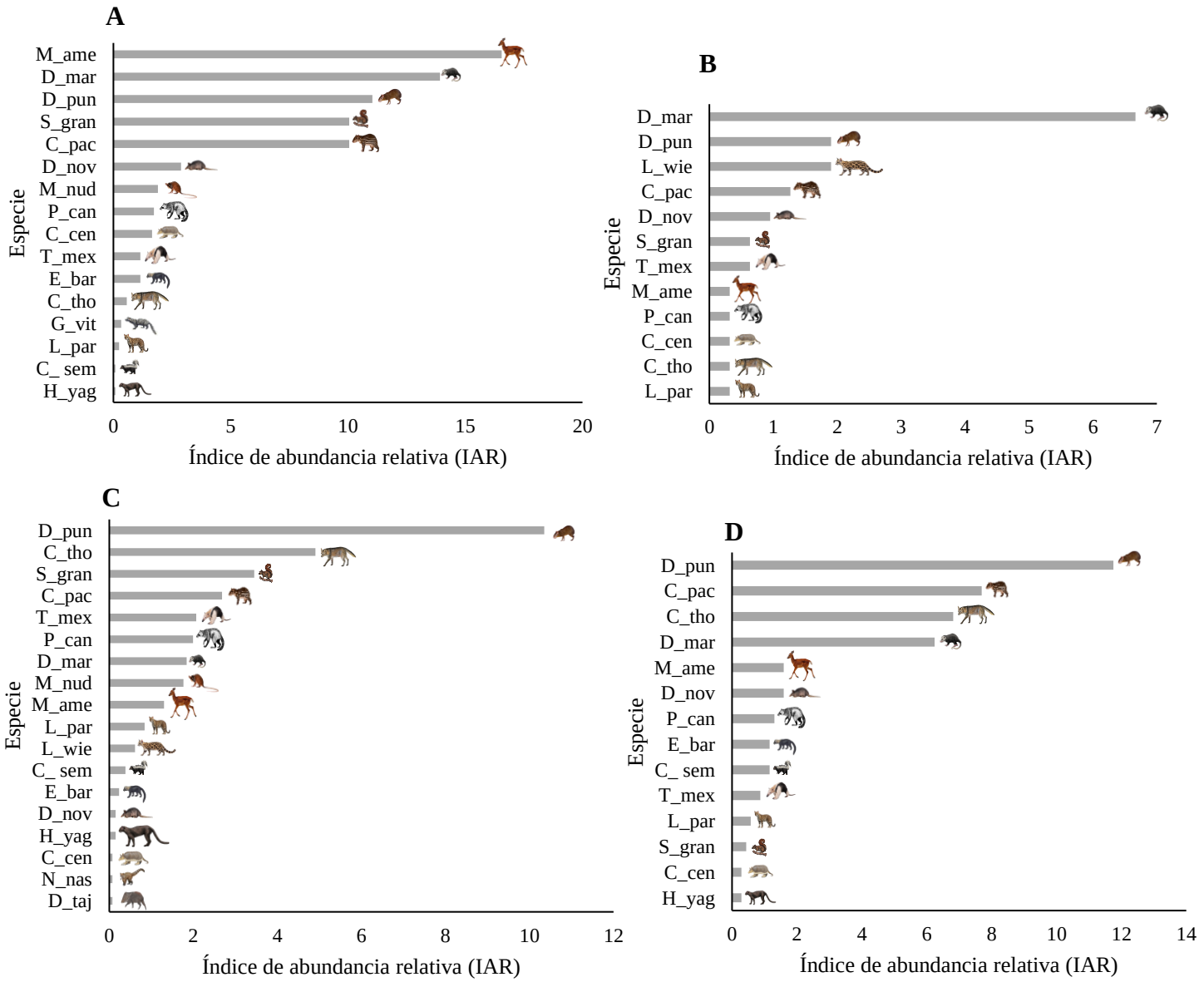


Figura 3. *Frecuencia de captura mediante RAI de las especies registradas en las cuatro localidades. Guayacán Los Medios (A), La Esperanza (B), Corintios (C), Peñamorada (D). M_ame: Mazama americana, D_mar: Didelphis marsupialis, C_pac: Cuniculus paca, D_pun: Dasyprocta punctata, S_gra: Syntheosciurus granatensis, N_nas: Nasua nasua, D_taj: Dicotyles tajacu, P_can: Procyon cancrivorus, D_nov: Dasypus novemcinctus, M_nud: Metachirus nudicaudatus, C_cen: Cabassous centralis, T_mex: Tamandua mexicana, E_bar: Eira barbara, C_tho: Cerdocyon thous, G_vit: Galictis vittata, L_wie: Leopardus wiedii, L_par: Leopardus pardalis, H_yag: Herpailurus yaguarondi, C_sem: Conepatus semistriatus. Fuente: Elaboración propia.*

En las cuatro localidades se destaca la familia Felidae, con el mayor número de especies, seguido de Didelphidae para Guayacán Los Medios (Tabla 4) y Corintios (Tabla 6). Entre los órdenes más representativos se resalta el orden carnivora, al presentar el número mayor de familias para tres localidades, Guayacán Los Medios (Tabla 4), Corintios (Tabla 6) y Peñamorada (Tabla 7), con cinco familias, mientras que para La Esperanza presentó cuatro familias (Tabla 5), seguido del orden Rodentia con tres familias presentes en las cuatro localidades, el orden Cingulata con dos familias en cada localidad y por último el orden Didelphimorphia con dos familias para Guayacán Los Medios y Corintios y una familia para La Esperanza y Peñamorada. Por el contrario, los órdenes menos representativos fueron Artiodactyla (a excepción de Corintios que presentó dos familias), Didelphimorphia y Pilosa.

Tabla 4. *Frecuencia de captura (RAI) de las especies de mamíferos medianos y grandes registradas para Guayacán Los Medios, Santander. N: registros independientes. RAI: frecuencia de captura. (*) Especies registradas en todas las fincas.*

Orden	Familia	Especie	Nombre común	N	RAI (%)
Artiodactyla	Cervidae	*Mazama americana*	Venado	201	16,557
Carnivora	Canidae	*Cerdocyon thous*	Zorro perruno	7	0,577
	Felidae	*Leopardus pardalis*	Ocelote o tigrillo	3	0,247
		Herpailurus yagouaroundi	Yaguarundi	1	0,082
	Mephitidae	*Conepatus semistriatus*	Zorrillo o mapuro	1	0,082
	Mustelidae	*Galictis vittata*	Hurón	4	0,329
		Eira barbara	Tarya o zorro umba	14	1,153
	Procyonidae	*Procyon cancrivorus*	Mapache o zorra patona	21	1,730
Cingulata	Chlamyphoridae	*Cabassous centralis*	Armadillo cola de trapo	20	1,647
	Dasypodidae	*Dasypus novemcinctus*	Armadillo de nueve bandas	35	2,883
Didelphimorphia	Didelphidae	*Didelphis marsupialis*	Zarigüeya común o fara	169	13,921
		Metachirus nudicaudatus	Chucha cuatro ojos	23	1,895
Pilosa	Myrmecophagidae	*Tamandua mexicana*	Hormiguero	14	1,153
Rodentia	Cuniculidae	*Cuniculus paca*	Tinajo	122	10,049
	Dasyproctidae	*Dasyprocta punctata*	Ñeque	134	11,038
	Sciuridae	Syntheosciurus granatensis	Ardilla de cola roja	122	10,049

Tabla 5. *Frecuencia de captura (RAI) de las especies de mamíferos medianos y grandes registradas para La Esperanza. N: registros independientes. RAI: frecuencia de captura. (*) Especies registradas en todas las fincas.*

Orden	Familia	Especie	Nombre común	N	RAI (%)
Artiodactyla	Cervidae	*Mazama americana*	Venado	1	0,317
Carnivora	Canidae	*Cerdocyon thous*	Zorro perruno	1	0,317
	Felidae	*Leopardus pardalis*	Ocelote o tigrillo	1	0,317
		Leopardus wiedii	Margay	6	1,905
	Procyonidae	*Procyon cancrivorus*	Mapache o zorra patona	1	0,317
Cingulata	Chlamyphoridae	*Cabassous centralis*	Armadillo cola de trapo	1	0,317
	Dasypodidae	*Dasypus novemcinctus*	Armadillo de nueve bandas	3	0,952
Didelphimorphia	Didelphidae	*Didelphis marsupialis*	Zarigüeya común o fara	21	6,667
Pilosa	Myrmecophagidae	*Tamandua mexicana*	Hormiguero	2	0,635

Rodentia	Cuniculidae	*Cuniculus paca*	Tinajo	4	1,270
	Dasyproctidae	*Dasyprocta punctata*	Ñeque	6	1,905
	Sciuridae	Syntheosciurur granatensis	Ardilla de cola roja	2	0,635

Tabla 6. *Frecuencia de captura (RAI) de las especies de mamíferos medianos y grandes registradas para Corintios. N: registros independientes. RAI: frecuencia de captura. (*) Especies registradas en todas las fincas.*

Orden	Familia	Especie	Nombre común	N	RAI (%)
Artiodactyla	Cervidae	*Mazama americana*	Venado	17	1,304
	Tayassuidae	*Dicotyles tajacu*	Pecarí	1	0,077
Carnivora	Canidae	*Cerdocyon thous*	Zorro perruno	64	4,908
	Felidae	*Leopardus pardalis*	Ocelote o tigrillo	11	0,844
		Leopardus wiedii	Margay	8	0,613
		Herpailurus yagouaroundi	Yaguarundi	2	0,153
	Mephitidae	*Conepatus semistriatus*	Zorrillo o mapuro	5	0,383
	Mustelidae	*Eira barbara*	Tarya o zorro umba	3	0,230
	Procyonidae	*Procyon cancrivorus*	Mapache o zorra patona	26	1,994
		Nasua nasua	Coatí	1	0,077
Cingulata	Chlamyphoridae	*Cabassous centralis*	Armadillo cola de trapo	1	0,077
	Dasypodidae	*Dasypus novemcinctus*	Armadillo de nueve bandas	2	0,153
Didelphimorphia	Didelphidae	*Didelphis marsupialis*	Zarigüeya común o fara	24	1,840
		Metachirus nudicaudatus	Chucha cuatro ojos	23	1,764
Pilosa	Myrmecophagidae	*Tamandua mexicana*	Hormiguero	27	2,071
Rodentia	Cuniculidae	*Cuniculus paca*	Tinajo	35	2,684
	Dasyproctidae	*Dasyprocta punctata*	Ñeque	135	10,353
	Sciuridae	Syntheosciurur granatensis	Ardilla de cola roja	45	3,451

Tabla 7. *Frecuencia de captura (RAI) de las especies de mamíferos medianos y grandes registradas para Peñamorada. N: registros independientes. RAI: frecuencia de captura. (*) Especies registradas en todas las fincas.*

Orden	Familia	Especie	Nombre común	N	RAI (%)
Artiodactyla	Cervidae	*Mazama americana*	Venado	11	1,597
Carnivora	Canidae	*Cerdocyon thous*	Zorro perruno	47	6,821
	Felidae	*Leopardus pardalis*	Ocelote o tigrillo	4	0,581
		Herpailurus yagouaroundi	Yaguarundi	2	0,290
	Mephitidae	*Conepatus semistriatus*	Zorrillo o mapuro	8	1,161
	Mustelidae	*Eira barbara*	Tarya o zorro umba	8	1,161
	Procyonidae	*Procyon cancrivorus*	Mapache o zorra patona	9	1,306
Cingulata	Chlamyphoridae	*Cabassous centralis*	Armadillo cola de trapo	2	0,290
	Dasypodidae	*Dasypus novemcinctus*	Armadillo de nueve bandas	11	1,597
Didelphimorphia	Didelphidae	*Didelphis marsupialis*	Zarigüeya común o fara	43	6,241
Pilosa	Myrmecophagidae	*Tamandua mexicana*	Hormiguero	6	0,871
Rodentia	Cuniculidae	*Cuniculus paca*	Tinajo	53	7,692
	Dasyproctidae	*Dasyprocta punctata*	Ñeque	81	11,756
	Sciuridae	Syntheosciurur granatensis	Ardilla de cola roja	3	0,435

En cuanto a la representatividad, para Guayacán Los Medios se registró el 94,17% de las especies de mamíferos medianos y grandes, ya que se observaron 16 especies de las 17 esperadas (Figura 4). Por otra parte, para La Esperanza, se registró el 66% de las especies de mamíferos medianos y grandes, debido a que se observaron 12 de las 18 esperadas (Figura 4). Por otro lado, para Corintios se registró el 90% de las especies de mamíferos medianos y grandes, puesto que se observaron 18 especies de las 20 esperadas (Figura 4). Por último, para Peñamorada se registró el 100% de las especies de mamíferos medianos y grandes, ya que se observaron 14 especies de las 14 esperadas (Figura 4).

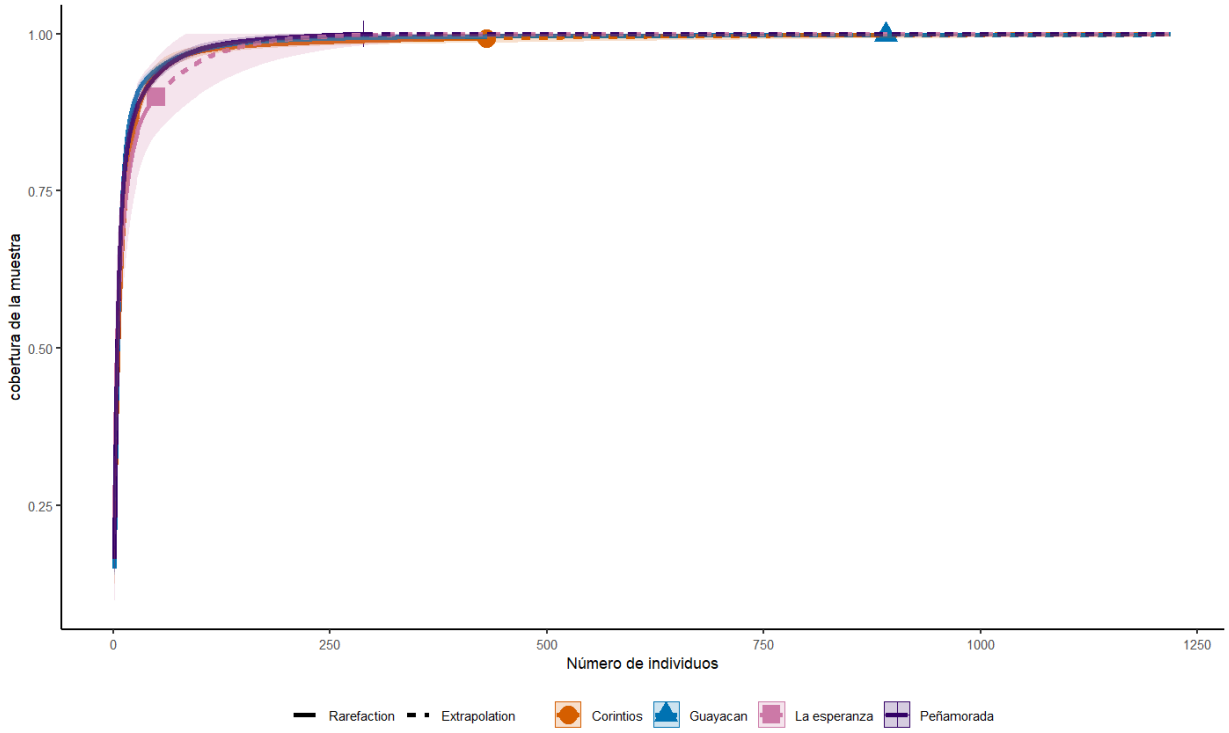


Figura 4. *Curva de completitud del muestreo de las especies registradas en las cuatro localidades basada en la cobertura de la muestra. Fuente: Elaboración propia.*

5.1 Objetivo uno: Diversidad taxonómica alfa de mamíferos medianos y grandes en cuatro localidades aledañas al embalse Topocoro

De acuerdo con la curva de rango de captura, en Corintios, *D. punctata*, *C. thous*, *S. granatensis*, *C. paca*, *T. mexicana*, *P. cancrivorus*, *D. marsupialis*, *M. nudicaudatus*, *M. americana* y *L. pardalis*, fueron muy frecuentes, *L. wiedii*, frecuente, *C. semistriatus*, *E. barbara*, *D. novemcinctus* y *H. yagouaroundi* poco frecuentes y *C. centralis*, *D. tajacu* y *N. nasua*, raras (Figura 4). Por otra parte, en Guayacán Los Medios, *M. americana*, *D. marsupialis*, *D. punctata*, *C. paca*, *S. granatensis*, *D. novemcinctus*, *M. nudicaudatus*, *P. cancrivorus*, *C. centrales*, *E. barbara*, *T. mexicana*, fueron muy frecuentes, *C. thous*, frecuente, *G. viatta* y *L. pardalis*, poco frecuentes y *C. centralis* y *H. yagouaroundi*, raras (Figura 5). En cuanto a La Esperanza, *D. marsupialis* fue muy frecuente, *D. punctata y L. wiedii*, frecuentes, *C. paca*, *D. novemcinctus*, *T.*

mexicana y *S. granatensis* poco frecuentes, *C. thous*, *C. centralis*, *L. pardalis*, *P. cancrivorus* y *M. americana*, raras (Figura 5). Por último, en Peñamorada, *D. punctata*, *C. paca*, *C. thous*, *D. marsupialis*, *D. novemcinctus* y *M. americana*, fueron muy frecuentes, *P. cancrivorus*, *C. semistriatus*, *E. barbara* y *T. mexicana*, frecuentes, *L. pardalis*, *S. granatensis*, *C. centralis* y *H. yagouaroundi*, poco frecuentes (Figura 5).

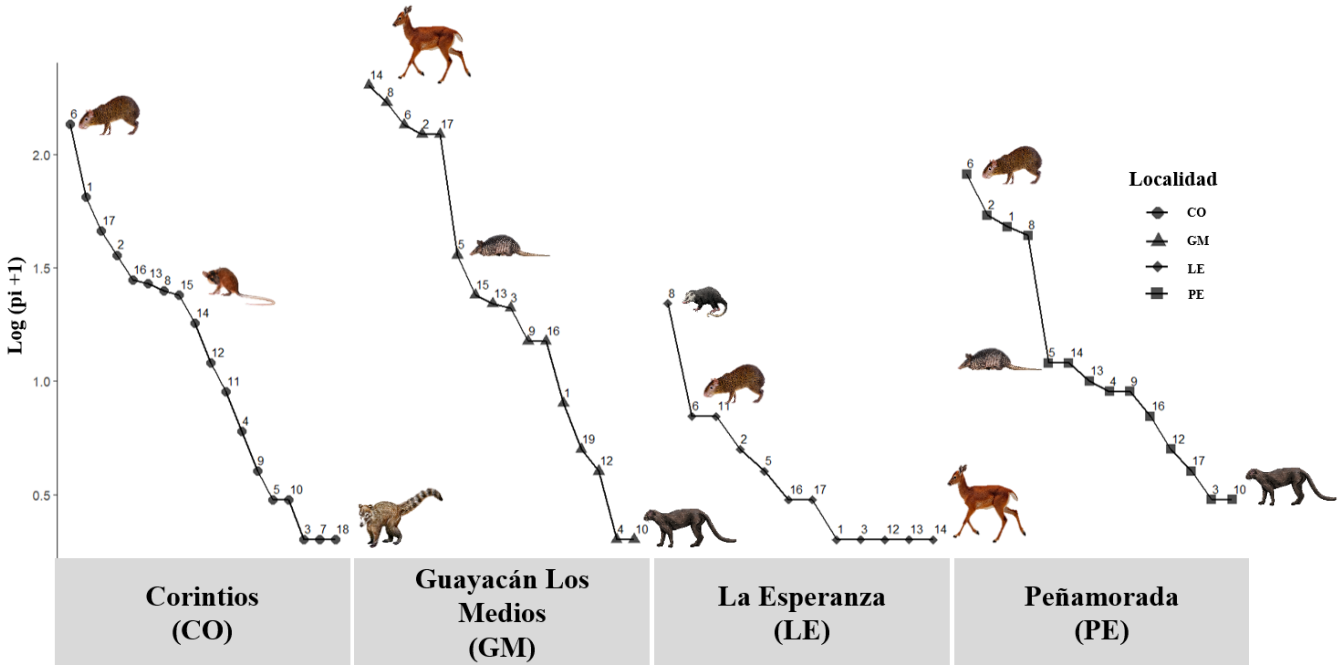


Figura 5. *Curva rango de captura de las especies de mamíferos medianos y grandes registradas en cultivos en cada localidad. CO: Corintios. GM: Guayacán Los Medios. LE: La Esperanza. PE: Peñamorada. 1: Cerdocyon thous, 2: Cuniculus paca, 3: Cabassous centralis, 4: Conepatus semistriatus, 5: Dasypus novemcintus, 6: Dasyprocta punctata, 7: Dicotyles tajacu, 8: Didelphis marsupialis, 9: Eira barbara, 10: Herpailurus yaguarundi, 11: Leopardus wiedii, 12: Leopardus pardalis, 13: Procyon cancrivorus, 14: Mazama americana, 15: Metachirus nudicaudatus, 16: Tamandua mexicana, 17: Syntheosciurus granatensis, 18: Nasua nasua, 19: Galictis vitatta. Fuente: Elaboración propia.*

A partir de la estimación del número efectivo de especies, las localidades con mayor y menor riqueza (diversidad de orden 0), son Corintios (spp =16) y La Esperanza (spp = 12), respectivamente. El número de especies comunes (diversidad de orden 1) varió entre las localidades, siendo Corintios (spp = 9,23) 1,126 veces más diverso que Guayacán (spp = 8,19), así mismo, 1,36 más diverso que La Esperanza (spp = 6,76) y 1,17 más diverso que Peñamorada (spp = 7,85). En cuanto a las especies muy abundantes o dominantes (diversidad de orden 2), se observaron 6,62 especies efectivas para Guayacán, siendo 1,02 veces más diverso que Corintios (spp = 6,46), del mismo modo, 1,11 veces más diverso que Peñamorada (spp = 5,94) y 1,52 más diverso que La Esperanza (Figura 5).

Tabla. *Perfiles de diversidad alfa de las cuatro localidades aledañas al embalse Topocoro, donde se representa el número de especies efectivas en el orden q0 (riqueza), q1 (especies comunes), q2 (dominancia).*

	Guayacán Los Medios	La Esperanza	Peñamorada	Corintios
q0	16	12	14	18
q1	8,19	6,76	7,85	9,23
q2	6,62	4,35	5,94	6,46

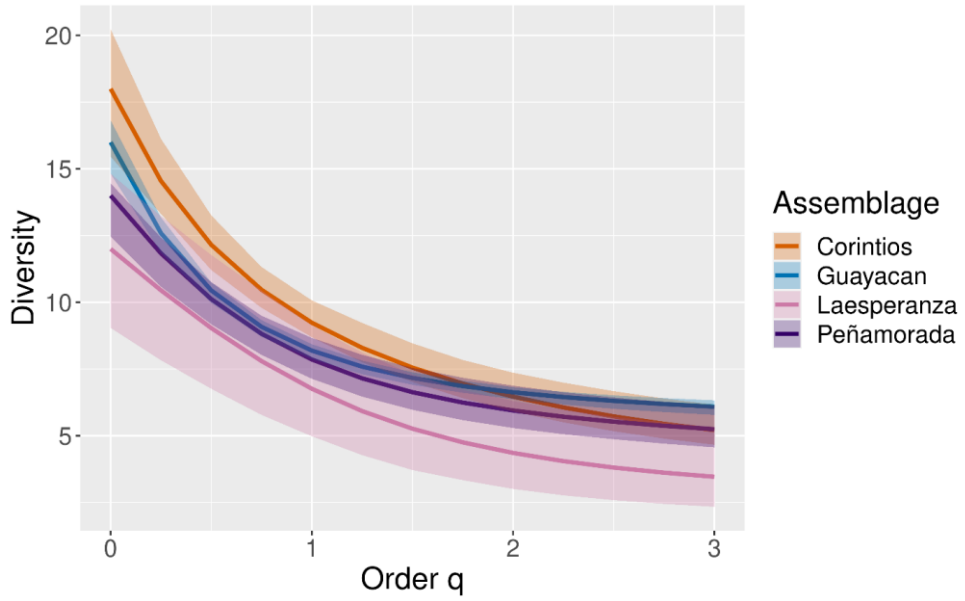


Figura 6. *Perfiles de diversidad alfa de las cuatro localidades aledañas al embalse Topocoro, donde se representa el número de especies efectivas en el orden q0, q1, q2.*

5.2 Objetivo dos: Diversidad beta de mamíferos medianos y grandes en cuatro localidades aledañas al embalse Topocoro

El análisis de similaridad (ANOSIM), basado en el índice de Bray-Curtis, dio como resultado un nivel de significancia de 0.099 ($p<0.05$) con un R de 0.2614, lo que indica que existe una diferencia moderada en términos de composición de especies en las localidades muestreadas (Figura 6).

La diversidad beta total entre las cuatro localidades fue moderada según el índice de Sorensen (βSOR = 0.2568), y está explicada principalmente por el anidamiento (βSNE = 0.2275), evidenciándose que, algunas localidades son subconjuntos de otras, en comparación con el recambio (βSIM = 0.0292), que muestra que este sí ocurre, aunque en menor medida, encontrándose especies exclusivas como *G. vitatta* para Guayacán y *D. tajacu* y *N. nasua* para Corintios. Al calcular la diversidad beta entre pares de localidades se observó que la disimilitud se debe mayormente al anidamiento de especies (Figura 7) y que el valor más alto de diversidad beta se encontró entre Guayacán y La Esperanza (βSOR= 0.2143), influenciado principalmente por el anidamiento (βSNE = 0.1310) y en menor proporción por el recambio (βSIM = 0.0833) (Figura 87). El análisis SIMPER mostró que, la especie que más aportó a la disimilitud entre las localidades fue *M. americana*, con un porcentaje de contribución que osciló entre el 22.22% y el 27.21%, siendo más abundante en Guayacán que en las otras localidades. Así mismo, *D. marsupialis, D. punctata, C. paca* y *G. vittata*, con contribuciones que variaron entre el 7.45% y el 16.48%. De estas especies, *M. americana* mostró diferencias estadísticamente significativas en las tres

comparaciones, mientras que *D. marsupialis* y *G. vittata*, fueron significativas únicamente en la comparación con Peñamorada.

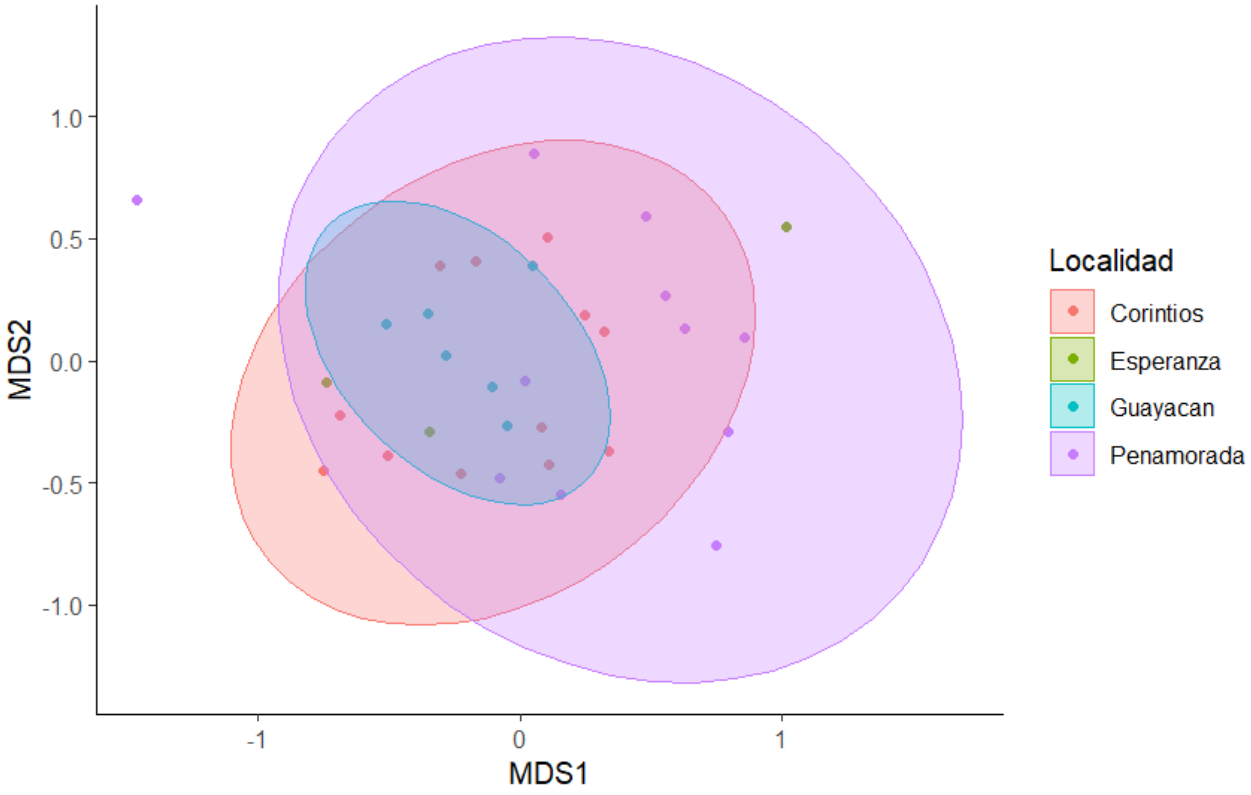


Figura 7. *Escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) basada en la distancia de Bray-Curtis para las localidades (Corintios; La Esperanza; Guayacán; Peñamorada). Los puntos representan los sitios de monitoreo.*

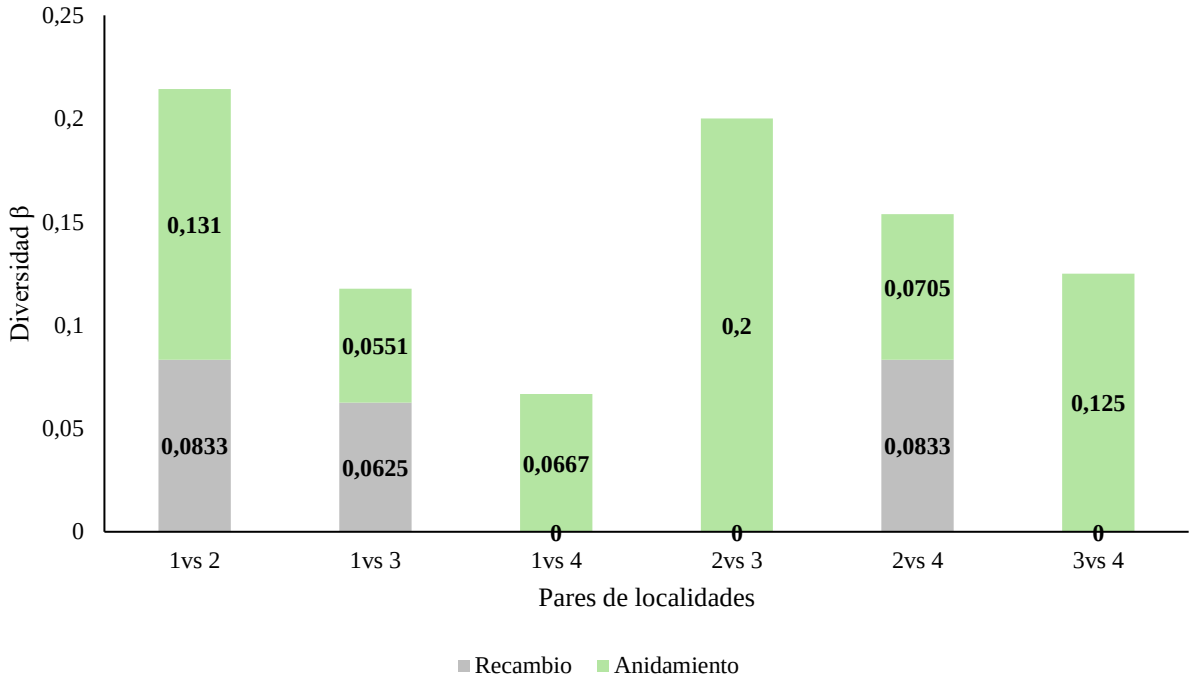


Figura 8. *Recambio y anidamiento de especies de mamíferos medianos y grandes entre pares de coberturas. 1: Guayacán; 2: La Esperanza; 3: Corintios; 4: Peñamorada.*

5.3 Objetivo tres: efecto de las variables de distancia a ríos, vías, borde de bosque, elevación y pendiente sobre el ensamblaje de mamíferos medianos y grandes en cuatro localidades aledañas al embalse Topocoro

Para el análisis de componentes canónicos (CCA) se excluyeron aquellas especies con baja variabilidad, ya que su falta de fluctuación entre las localidades podría afectar negativamente la capacidad explicativa del modelo. De las variables tenidas en cuenta, la distancia a ríos ($p = 0.001$) y vías ($p = 0.001$) fueron las más influyentes en la composición de mamíferos, seguidas por la elevación ($p = 0.038$) y el borde de bosque ($p = 0.026$), caso contrario a la pendiente, variable que no mostró efecto significativo ($p = 0.572$), por lo que se eliminó del modelo. Los dos primeros componentes explicaron el 68.28% de la variación de los datos (Figura 8). En este estudio se identificaron especies como: *T. mexicana* y *D. punctata*, las cuales están asociadas a sitios más

cercanos a bordes boscosos y con mayor altitud y *P. cancrivorus*, con zonas cercanas a ríos, reflejando su dependencia a hábitats riparios y *D. novemcinctus* y *M. americana*, asociadas a áreas cercanas a vías. Por otra parte, especies como, *C. semistriatus*, *C. thous*, *C. centralis* y *C. paca*, no mostraron una asociación significativa con las variables evaluadas (Figura 9), sugiriendo la influencia de factores no medidos en su distribución.

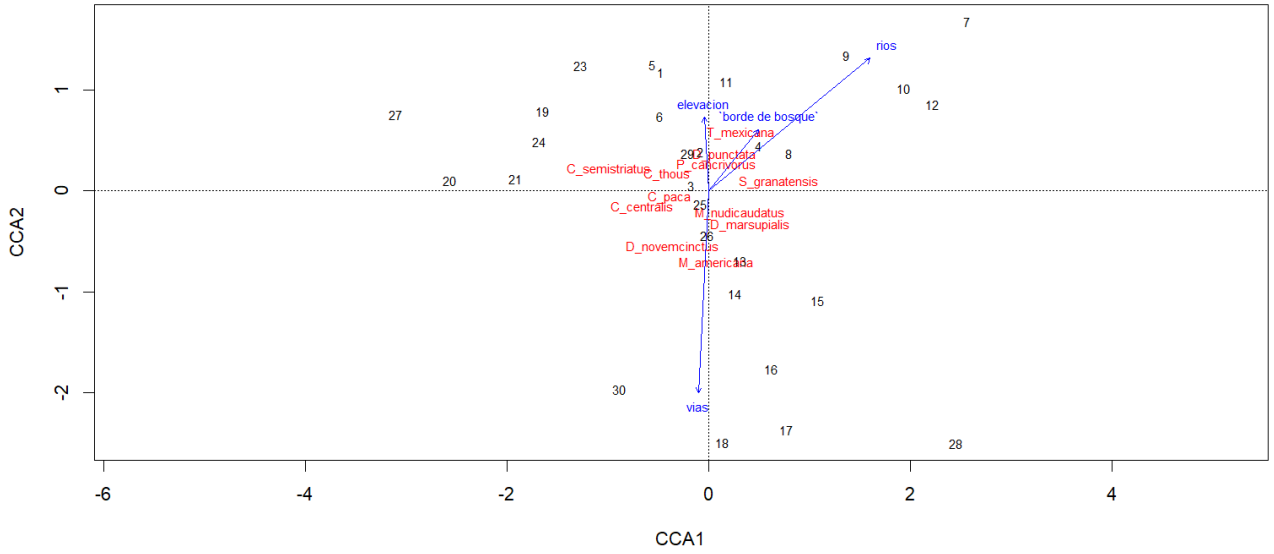


Figura 9. *Análisis de componentes canónicos (CCA) entre la diversidad de mamíferos medianos y grandes y las variables de distancia a ríos, vías, borde de bosque y elevación.*

6. Discusión

6.1 Objetivo 1: Diversidad taxonómica alfa de mamíferos medianos y grandes en cuatro localidades aledañas al embalse Topocoro

Los resultados de esta investigación aportan información sobre la riqueza y frecuencia de mamíferos medianos y grandes en cultivos ubicados en distintas localidades cercanas al embalse Topocoro. Esta información es relevante debido a que la expansión agrícola reduce los hábitats naturales y aumenta la proporción de áreas alteradas, amenazando las poblaciones de mamíferos,

en ese sentido, bosques sin intervenir y remanentes de bosque son ecosistemas naturales en los cuales la diversidad de estos se ve perjudicada por la presencia de parches agrícolas (Navarro P. & Gómez L., 2014). Por ello, las especies registradas contribuyen al conocimiento de la diversidad de mamíferos asociada a cultivos, además representan un porcentaje significativo de los mismos en la región, puesto que se registraron 19 especies de mamíferos en total (Anexo 1), teniendo en cuenta las cuatro localidades, lo que corresponde al 3.44% del total de especies registradas para Colombia (Ramírez et al., 2024). La riqueza varió entre localidades, con Corintios registrando el mayor número de especies, seguido de Guayacán, mientras que Peñamorada y La Esperanza, siendo las que presentaron menor riqueza. Sin embargo, se encontraron especies compartidas para las cuatro localidades.

En general, la riqueza de mamíferos medianos y grandes registrada coincide con estudios previos en sistemas agrícolas, como el realizado por Peralta-Zapata et al. (2019) en parcelas de cacao, donde se registraron 24 especies de mamíferos medianos y grandes, del mismo modo Franquesa-Soler et al. (2023) encontraron 20 especies de mamíferos asociadas a plantaciones de palma de aceite, y 12 especies adicionales reportadas a través de información proporcionada por los agricultores locales, más especies que las registradas por Pardo-Vargas y Payán Garrido (2015) quienes documentaron solo 9 especies de mamíferos asociados a estas mismas plantaciones, 6 a sabanas y 16 a bosque de galería. Por otro lado, Escobar Anleu (2015) encontró 13 especies asociadas a cafetales y 11 en el bosque de tres reservas, sugiriendo que los cultivos tienen el potencial de mantener una diversidad similar a la encontrada en hábitats naturales o menos alterados.

En los cultivos asociados a Corintios, se encontraron un total de 18 especies de mamíferos medianos y grandes, con un esfuerzo de muestreo de 1.304 trampas/noche, mientras que, en

Guayacán se registraron 16 especies, con un esfuerzo de muestreo de 1.214 trampas/noche, por otro lado, para Peñamorada se registraron 14 especies y para La Esperanza 12 especies, con un esfuerzo de muestreo de 689 trampas/noche y 315 trampas/noche, respectivamente, concordando con lo propuesto por Díaz-Pulido & Payán-Garrido (2012), quienes mencionan que entre mayor es el esfuerzo de muestreo, mayor será la probabilidad de detectar especies de mamíferos medianos y grandes.

Este patrón se observa claramente en los datos obtenidos en Corintios y Guayacán, donde los esfuerzos de muestreo fueron mayores, lo que resultó en la detección de una mayor diversidad de especies. La correlación positiva entre el esfuerzo de muestreo y la diversidad registrada ha sido reportada en diversos estudios en áreas agrícolas, como en el trabajo de Griffiths y Lewis (2014), quienes también encontraron que un muestreo más intensivo, especialmente con el uso de cámaras trampa, favorece la identificación de especies de mamíferos que son menos visibles en censos tradicionales.

La frecuencia de las especies registradas en Corintios y Guayacán los medios puede deberse al esfuerzo de muestreo (Díaz-Pulido & Payán-Garrido, 2012), aun así, las cuatro localidades compartieron a *D. marsupialis* como muy frecuente, así mismo, *D. punctata*, *C. paca* y *M. americana* para Guayacán, Corintios y Peñamorada, en consecuencia, el reducido número de registros independientes, así como la baja frecuencia de captura de las especies observadas en La Esperanza puede estar relacionada con la densidad de especies asociadas a la zona o falta de coberturas boscosas debido a la gran cantidad de áreas intervenidas (Borón, 2013).

La frecuencia de captura relativa (RAI) mostró que las especies con mayor RAI fueron *M. americana* (RAI = 16,55%) para Guayacán, lo que puede estar asociado con la presencia de áreas de vegetación secundaria que ofrecen refugio y recursos alimenticios (Peres, 2001). Puesto que

esta especie se alimenta principalmente de frutas, brotes y hongos, encuentra en estos cultivos un hábitat adecuado para su forrajeo, especialmente debido a la presencia de árboles frutales y plantas asociadas a los cultivos (Eisenberg & Redford, 1989; Sánchez et al., 2004). Además, el papel ecológico de *M. americana* es significativo, ya que es uno de los herbívoros más grandes en estos ecosistemas, participando activamente en el control poblacional de plantas mediante la depredación de plántulas y la dispersión de semillas, lo que contribuye a la regeneración del bosque en áreas agroforestales (Rumiz, 2010).

En cuanto a *D. punctata* (RAI = 11,03% y RAI = 10,35%) para Peñamorada y Corintios, respectivamente, su frecuencia de captura en estas dos localidades puede deberse a que su dieta está basada en el consumo de semillas, frutos, hojas y corteza (Wright & Duber, 2001). Además, esta especie presenta la capacidad para almacenar alimentos, lo cual aporta a la regeneración de bosques en áreas agrícolas (Eisenberg & Redford, 1989; Wright & Duber, 2001). Por otra parte, *D. marsupialis* con un RAI de 13,92% para Guayacán y 6,667% para La Esperanza. Su alta frecuencia de captura refleja su capacidad de adaptación a ambientes modificados por el ser humano, en este caso áreas agrícolas (Cuartas-Calle & Muñoz-Arango, 2003; Saldaña et al., 2020), y al tener una dieta omnívora que incluye pequeños vertebrados, invertebrados, huevos, frutos salvajes y cultivos, ayuda en el control de estas poblaciones y en la dispersión de semillas (Ceballos & Oliva, 2005; Franco-Quimbay & Rojas-Robles, 2004).

Entre las especies que presentaron menor frecuencia de captura está *D. tajacu* (RAI = 0,077%), aunque esta especie es conocida por su adaptabilidad a diferentes hábitats, según estudios como los de Naranjo et al. (2022), los pecaríes tienden a evitar áreas donde la cobertura forestal es escasa, ya que dependen de la vegetación para encontrar alimentos y refugios, así mismo, *H. yaguarundi* (RAI = 0,153%), su frecuencia puede estar relacionada con los efectos causados por

la fragmentación debido a sus características ecológicas, como los grandes requerimientos de alimentos y sus comportamientos de amplio rango (Ripple et al., 2014).

El registro de especies como *E. barbara*, considerada esquiva o que evita ciertas áreas (Gonzalez-Maya et al., 2015), indica que los hábitats presentan un buen nivel de conservación y conectividad, puesto que esta especie depende en gran medida de coberturas boscosas continuas para desplazarse y encontrar alimento, aunque se ha documentado que esta especie puede utilizar hábitats antropogénicos (Bogoni et al., 2016; Cassano et al., 2014; Michalski et al., 2006). Así mismo, de felinos como *L. pardalis*, una especie tolerante a la fragmentación, que puede ocupar matrices agropecuarias si existen parches de bosque y corredores que faciliten su movilidad (Di Bitetti et al., 2006) y *L. wiedii*, una especie exigente en términos de hábitat, debido a que suele presentar hábitos arborícolas y ser dependiente de bosques con dosel continuo (Konecny, 1989; Oliveira, 2010), indica que los paisajes conservan aún un grado de complejidad suficiente para albergar distintas necesidades ecológicas, al ser estas dos especies consideradas bioindicadores en los ecosistemas (De Oliveira et al., 2010; Payan & Trujillo, 2006).

6.2 Objetivo 2: Diversidad beta de mamíferos medianos y grandes en cuatro localidades aledañas al embalse Topocoro

En cuanto a la diversidad beta entre localidades, se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre la composición de especies ($R= 0.2614$, $p =0.099$) y al medir la diversidad beta en sus componentes de recambio y anidamiento (Baselga, 2010), encontramos que esta diferencia en la composición, se debe a una mayor proporción de anidamiento de especies ($\beta SNE = 0.2275$). Este patrón sugiere que las comunidades con menor riqueza (La Esperanza, Peñamorada) son subconjuntos de las más diversas (Corintios, Guayacán), en lugar de presentar ensamblajes únicos. Esto ocurre cuando la composición de especies en sitios con menor riqueza

es un subconjunto de la composición de especies de sitios más ricos (Wright y Reeves, 1992; Ulrich y Gotelli, 2007), reflejando un proceso no aleatorio de pérdida de especies, como consecuencia de factores que promuevan la desagregación ordenada de ensambles (Gaston y Blackburn, 2000).

Los factores ambientales y antrópicos pueden estar influenciando el patrón de anidamiento encontrado, puesto que, en zonas donde la cobertura boscosa es mayor o donde la conectividad del paisaje es menos conservada, se facilita la persistencia de un mayor número de especies, especialmente aquellas más sensibles a la fragmentación y a las perturbaciones humanas (Pardini et al., 2010; Banks-Leite et al., 2014). Mientras que, en áreas más alteradas o con menor heterogeneidad de hábitats, tienden a persistir únicamente las especies generalistas o más tolerantes, reduciendo la riqueza local y dando lugar a subconjuntos de las comunidades más completas. Investigaciones realizadas en la selva atlántica brasileña han encontrado que la diversidad beta en estos ecosistemas es altamente dependiente de la conectividad del paisaje y el tamaño de los fragmentos de bosque remanente (Beca et al., 2017).

En contraste con lo anterior, estudios como los de Ruiz-Gutiérrez et al. (2020) reportaron que el recambio fue el componente dominante en la diversidad beta entre localidades, relacionado con gradientes altitudinales, diferencias en la cobertura vegetal y heterogeneidad del paisaje, resultado que concuerda con el estudio de Cueto Luna (2022), quien registró que la diversidad beta entre zonas ribereñas de los ríos Tigre y Nanay estuvo explicada principalmente por recambio de especies, atribuido a diferencias en el grado de intervención antrópica, conectividad del hábitat y presión de caza en las distintas localidades.

La proximidad a cuerpos de agua y las actividades agrícolas que se llevan a cabo en las cuatro localidades, podrían estar modulando la composición de las comunidades. Estos factores no

solo limitan la presencia de especies sensibles, sino que también promueven la homogenización biológica, reforzando el patrón de anidamiento observado (Solar et al., 2015). Así mismo, la cercanía de las localidades a la zona de influencia de la Central Hidroeléctrica Sogamoso, ha conllevado a que se presente una similitud estructural del paisaje, debido a que se limita el desarrollo de actividades de expansión agrícola o extractivas intensivas, permitiendo que se conserven características estructurales y de cobertura (ISAGEN, 2014). Del mismo modo, es importante mencionar la cercanía de las localidades al Parque Nacional Natural Serranía de los Yariguíes (MAVDT, 2005) y al Distrito Regional de Manejo Integrado Yariguíes, puesto que esta condición restringe la transformación intensiva del paisaje (CDMB, 2014), por lo que las características de los sitios, a pesar de que se llevan a cabo actividades agrícolas, son similares.

6.3 Objetivo 3: efecto de las variables de distancia a ríos, vías, borde de bosque, elevación y pendiente sobre el ensamblaje de mamíferos medianos y grandes en cuatro localidades aledañas al embalse Topocoro

Con el análisis de Componentes Canónicos (CCA), se evidencia que las variables evaluadas, como la distancia a ríos, vías, elevación y borde de bosque, explican una buena parte de la variación en la composición de mamíferos medianos y grandes en las cuatro localidades. La variable de distancia a ríos, mostró asociación con *P. cancrivorus*, evidenciándose la preferencia de esta especie por zonas cercanas a cuerpos de agua, dada su dieta oportunista (Aguiar et al., 2011) y su capacidad de utilizar los mismos como fuente de alimento, lo que concuerda con lo descrito por González y Lanfranco (2010) y Cheida et al. (2011) quienes afirman que esta especie suele habitar ambientes forestales y áreas abiertas, que generalmente están asociadas a sistemas límnicos y costas oceánicas. De igual manera, *T. mexicana* y *D. punctata* se asociaron a áreas cercanas a bordes de bosque y elevaciones mayores, siendo *T. mexicana* una especie que posee

una gran capacidad para adaptarse a ambientes que han sido intervenidos por el hombre (Rojas-Sánchez et al., 2022; Navarrete y Ortega. 2011), y *D. punctata* una especie que puede encontrarse en elevaciones de hasta 2000 m (Ramírez-Chaves et al., 2018), incluyendo paisajes dominados por actividades humanas (Di Bitetti et al., 2013).

La asociación de *M. americana* y *D. novemcinctus* con la variable vías podría interpretarse, en primera instancia, como una aparente tolerancia de estas especies a la intervención antrópica. Sin embargo, *M. americana* es una especie que suele encontrarse asociada a bosques (Azevedo, A.D.D. 2008), lo que permite denotar, que dicha asociación con esta variable, podría estar determinada por intervención antrópica, como lo indican estudios como los de Laurence et al. (2009), quienes mencionan que este tipo de asociaciones pueden estar determinadas por desplazamientos forzados ya sea por pérdida de hábitat o fragmentación. En este caso, se sugiere que estas vías operan como corredores de movimiento para mamíferos, función no observada en carreteras pavimentadas (Rodríguez et al. 2022), puesto que las mismas son vías secundarias no pavimentadas que separan fragmentos de bosque en buenas condiciones.

Especies como *C. semistriatus*, *C. thous*, *C. centralis* y *C. paca*, no mostraron asociaciones fuertes con las variables evaluadas. Esto puede deberse a una mayor tolerancia ecológica o a que su distribución depende de factores no incluidos en el análisis, como la presión de caza, la presencia de depredadores o la disponibilidad de microhábitats (Moreno et al., 2006; Massara et al., 2016). Además, algunas de estas especies han demostrado ser generalistas y oportunistas, lo que podría explicar su amplia distribución en diferentes ambientes (Michalski y Peres, 2005). Nuestros resultados evidencian que los ensamblajes de mamíferos estudiados responden de maneras diferentes con respecto a las variables evaluadas, lo que concuerda con estudios como los de Thornton et al. (2011), quienes encontraron que la composición de mamíferos en paisajes

fragmentados varía según la conectividad del hábitat y la presión antrópica. Por ende, se sugiere incluir en futuros estudios otras variables que también podrían estar teniendo incidencia en las dinámicas de las especies, como, la presión de caza, la estructura del sotobosque o la disponibilidad trófica, con el fin de comprender mejor la relación de los mamíferos con el entorno.

7. Conclusiones

La diversidad registrada en las cuatro localidades aledañas al embalse Topocoro, evidencia que aún en entornos transformados por actividades productivas, persisten comunidades ecológicamente funcionales, sin embargo, con diferencias en su riqueza, abundancia y composición entre localidades, siendo dichas diferencias el resultado de la interacción entre las características físicas del entorno y la intensidad del esfuerzo de muestreo. Con los resultados se resalta el número de especies de mamíferos medianos y grandes reportados para la zona. La presencia de especies con distintos grados de sensibilidad ecológica demuestra que, pese a la transformación del paisaje, estos sistemas agroproductivos funcionan como hábitats complementarios para la fauna silvestre.

La diversidad beta indicó que algunas comunidades son subconjuntos empobrecidos de otras, sugiriendo una posible homogeneización de los ecosistemas, generando que las comunidades más pobres se comporten como subconjuntos de las más ricas. Se evidencio que las especies de mamíferos respondieron de manera diferente ante las variables ambientales evaluadas.

Comprender mejor la relación entre la estructura de las comunidades de mamíferos con los patrones de diversidad y el funcionamiento ecosistémico en paisajes agrícolas hace necesario la integración de múltiples enfoques ecológicos, espaciales y sociales. Si bien el presente estudio evidenció la influencia de variables del paisaje sobre la diversidad de especies, se debería aumentar el monitoreo y usar métricas funcionales, taxonómicas e incorporar variables adicionales como

presión de cacería, conectividad funcional, calidad de hábitat y presencia de especies invasoras o domésticas, buscando plantear de estrategias de conservación efectivas y la preservación de especies crípticas en la zona.

8. Referencias

Acevedo, O., & Martínez, C. (2016). La agricultura familiar en Colombia: estudios de caso desde la multifuncionalidad y su aporte a la paz.

Agostinelli, C & Lund, U., (2017). Package 'circular'. *Repository CRAN*, *775*, 142.

Aguiar, L. M., Moro-Rios, R. F., Silvestre, T., Silva-Pereira, J. E., Bilski, D. R., Passos, F. C., ... & Rocha, V. J. (2011). Diet of brown-nosed coatis and crab-eating raccoons from a mosaic landscape with exotic plantations in southern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, *46*(3), 153-161.

Alberico, M., Cadena, A. & Muñoz-Saba, Y. (2000). Mamíferos (Synapsida: Theria) de Colombia. Biota Colombiana, 1: 43-75.

Alberico, M., Cadena, A. & Muñoz-Saba, Y. (2000). Mamíferos (Synapsida: Theria) de Colombia. Biota Colombiana, 1: 43-75.

Aliaga-Rossel, E. & Fragoso, J. (2015). Defaunation affects Astrocaryum gratum (Arecales: Arecaceae) seed survivorship in a sub-montane tropical forest. Rev. biol. trop vol.63 n.1 San José Jan. /Mar. Recuperado de: http://www.scielo.sa.cr/pdf/rbt/v63n1/a06v63n1.pdf

Arce-Peña, N. P., Arroyo-Rodríguez, V., Avila-Cabadilla, L. D., Moreno, C. E., & Andresen, E. (2022). Homogenization of terrestrial mammals in fragmented rainforests: the loss of species turnover and its landscape drivers. *Ecological Applications*, *32*(1), e02476.

Arias Carrillo, C. (2022). Composición y patrones de actividad de aves del suelo y el sotobosque y mamíferos no voladores medianos y grandes en la zona de Comejenes en el área de restauración de bosque seco tropical de la Central Hidroeléctrica El Quimbo, Huila, Colombia.

Azevedo, A. D. K. (2008). *Análise comparativa do período de atividade entre duas populações de Mazama americana (veado-mateiro)* (Doctoral dissertation, Universidade de São Paulo).

Banks-Leite, C., Pardini, R., Boscolo, D., Cassano, C. R., Püttker, T., Barros, C. S., & Barlow, J. (2014). Assessing the utility of statistical adjustments for imperfect detection in tropical conservation science. *Journal of Applied Ecology*, *51*(4), 849-859.

Beca, G., Vancine, M. H., Carvalho, C. S., Pedrosa, F., Alves, R. S. C., Buscariol, D., ... & Galetti, M. (2017). High mammal species turnover in forest patches immersed in biofuel plantations. *Biological Conservation*, *210*, 352-359.

Benchimol, M. (2016). Medium and large - sized mammals. En T. H. Larsen (Ed.), Core standard methods for rapid biological field assessment (pp. 37–48). Arlington: Conservation International.

Bennie, J.J., Duffy, J. P., Inger, R., Gaston, K. J. (2014). Biogeography of time partitioning in mammals. Proceedings of the National Academy of Sciences. 111: 13727-13732.

Berkes, F. (2009). Evolution of co-management: Role of knowledge generation, bridging organizations and social learning. *Journal of environmental management*, *90*(5), 1692-1702.

Bogoni, J. A., Graipel, M. E., Oliveira-Santos, L. G. R., Cherem, J. J., Giehl, E. L. H., & Peroni, N. (2017). What would be the diversity patterns of medium-to large-bodied mammals if the fragmented Atlantic Forest was a large metacommunity?. *Biological Conservation*, *211*, 85-94.

Bogoni, J. A., Cherem, J. J., Hettwer Giehl, E. L., Oliveira-Santos, L. G., de Castilho, P. V., Picinatto Filho, V., ... & Graipel, M. E. (2016). Landscape features lead to shifts in

communities of medium-to large-bodied mammals in subtropical Atlantic Forest. *Journal of Mammalogy*, *97*(3), 713-725.

Bowkett, A. E., Rovero, F., & Marshall, A. R. (2008). The use of camera-trap data to model habitat use by antelope species in the Udzungwa Mountain forests, Tanzania. *African journal of ecology*, *46*(4), 479-487.

Briones-Salas, M., Lira-Torres, I., Carrera-Treviño, R., & Sánchez-Rojas, G. (2016). Relative abundance and activity patterns of wild felids in Chimalapas rainforest, Oaxaca, Mexico. *Therya*, *7*(1), 123-34.

Caceres-Martinez, C., H., Acevedo, A. & Gonzalez, J., F. (2016). Terrestrial medium and large-sized mammal's diversity and activity patterns from Tama National Natural Park and buffer zone, Colombia. THERYA, 7(2): 285-298.

Carbone, C., Christie, S., Conforti, K., Coulson, T., Franklin, N., Ginsberg, J. R., ... & Shahruddin, W. W. (2001, February). The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals. In *Animal Conservation forum* (Vol. 4, No. 1, pp. 75-79). Cambridge University Press.

Cassano, C. R., Barlow, J., & Pardini, R. (2014). Forest loss or management intensification? Identifying causes of mammal decline in cacao agroforests. Biological Conservation, 169, 14-22.

Castañeda, F., Pereira, S., Herrera, L., & Estrada, N. (2014). Diversidad de mamíferos silvestres en fincas de cacao. *Tegucigalpa: Panthera/Helvetas-Honduras/Aprosacao*.

Castillo I.E. (2017). Composición y diversidad de mamíferos medianos y grandes en el Parque Nacional Montecristo, Santa Ana, El Salvador. Tesis de grado licenciatura de Biología.

Salvador: Universidad de El Salvador. Recuperado de: http://ri.ues.edu.sv/8864/1/19201052.pdf

Ceballos, G., García, A., & Ehrlich, P. R. (2010). The Sixth Extinction Crisis Loss of Animal Populations and Species. *JournalofCosmology.Com*, *8*, 1821–1831. https://www.researchgate.net/publication/266231196

Chao, A., & Chiu, C. H. (2012). Estimation of species richness and shared species richness. *Methods and applications of statistics in the atmospheric and earth sciences*, 76-111.

Chao, A., & Jost, L. (2012). Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, *93*(12), 2533-2547.

Chao, A., & Jost, L. (2012). Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, *93*(12), 2533-2547.

Chao, A., Colwell, R. K., Chiu, C. H., & Townsend, D. (2017). Seen once or more than once: Applying Good–Turing theory to estimate species richness using only unique observations and a species list. *Methods in Ecology and Evolution*, *8*(10), 1221-1232.

Chao, A., Ma, K. H., Hsieh, T. C., Chiu, C. H., & Chao, M. A. (2016). Package 'SpadeR.'. *Species-richness prediction and diversity estimation with r*.

Chaves, H. E. R., Martínez, D. M. M., Rodríguez-Posada, M. E., & Suárez-Castro, A. F. (2021). Checklist of the mammals (Mammalia) of Colombia. Mammalogy Notes, 7(2), 253.

Chaves, H. E. R., Martínez, D. M. M., Rodríguez-Posada, M. E., & Suárez-Castro, A. F. (2021). Checklist of the mammals (Mammalia) of Colombia. Mammalogy Notes, 7(2), 253.

Chávez, C., A., De la Torre, A., Bárcenas, R., Medellín, H., Zarza, & G. Ceballos. (2013). Manual de fototrampeo para estudios de fauna silvestre. El jaguar en México como estudio de caso.

Alianza WWF-Telcel, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.

Chediack, S. E. (2009). *Monitoreo de biodiversidad y recursos naturales: ¿para qué?* www.cbmm.gob.mx.

Cheida, C. C.; Nakano-Oliveira, E.; Fusco-Costa, R.; Rocha-Mendes, F. & Quadros, J. 2011. Ordem Carnivora. In: Reis, N. R.; Peracchi, A. L.; Pedro, W. A. & Lima, I. P. eds. Mamíferos do Brasil Londrina, Nélio dos Reis, p. 235-288.

Conrad, C. C., & Hilchey, K. G. (2011). A review of citizen science and community-based environmental monitoring: issues and opportunities. *Environmental monitoring and assessment*, *176*, 273-291.

Danielsen, F., Burgess, N. D., & Balmford, A. (2005). Monitoring matters: examining the potential of locally-based approaches. *Biodiversity & Conservation*, *14*, 2507-2542.

Di Betti, M., Di Blanco, Y., Pereira, J & Paviolo, A (2009). TIME PARTITIONING FAVORS THE COEXISTENCE OF SYMPATRIC CRAB-EATING FOXES (CERDOCYON THOUS) AND PAMPAS FOXES (LYCALOPEX GYMNOCERCUS). Journal of Mammalogy, 90(2):479–490.

Di Bitetti, M. S., Paviolo, A., & De Angelo, C. (2006). Density, habitat use and activity patterns of ocelots (Leopardus pardalis) in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina. *Journal of Zoology*, *270*(1), 153-163.

Di Blanco, Y. E., Spørring, K. S., Di Bitetti, M. S. (2017). Daily activity pattern of reintroduced giant anteaters (Myrmecophaga tridactyla): effects of seasonality and experience. Mammalia. 81: 11-21.

Di Blanco, Y. E., Spørring, K. S., Di Bitetti, M. S. (2017). Daily activity pattern of reintroduced giant anteaters (Myrmecophaga tridactyla): effects of seasonality and experience. Mammalia. 81: 11-21.

Diamond, J., & Renfrew, C. (1997). Guns, germs, and steel: The fates of human societies. *Nature*, *386*(6623), 339-339.

Díaz-Pulido, A y. Payán, E. (2012). Manual de fototrampeo: una herramienta de investigación para la conservación de la biodiversidad en Colombia. Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt y Panthera Colombia.

Dillon, A. y Kelly, MJ (2008). Área de distribución, superposición y densidad del ocelote: comparación de la radiotelemetría con la captura de cámaras. *Revista de Zoología* , *275* (4), 391-398.

Dirzo, R. y Miranda, A. (1990). Contemporary Neotropical defaunation and forest structure, function, and diversity? a sequel to John Terborgh. Conservation Biology 4: 444-447.

Donati G. & Borgognini-Tarli, S. M. (2006). From darkness to daylight: cathemeral activity in primates. Journal of Anthropological Sciences. 84: 7-32.

Downes, S. (2001). Trading heat and food for safety: costs of predator avoidance in a lizard. Ecology. 82: 2870-2881.

Dunbar, R. I. M. (1988). Primate social systems. Bristol, UK: Springer.

Durango, M.F (2011). ABUNDANCIA RELATIVA, DENSIDAD POBLACIONAL Y PATRONES DE ACTIVIDAD DE CINCO ESPECIES DE UNGULADOS EN DOS SITIOS DENTRO DE LA RESERVA DE LA BIOSFERA YASUNÍ, AMAZONIA-ECUADOR. [Trabajo de grado en Biología]. Biologia. Pontificia Universidad Catolica de Ecuador.

Emmons, L.H., Feer, F., 1997. Neotropical Rainforest Mammals, A Field Guide. The University of Chicago Press,Chicago and London.

Eriksen, M., Lebreton, L.C.M., Carson, H.S., Thiel, M., Moore, C.J., Borerro, J.C., Galgani, F., Ryan, P.G., Reisser, J., 2014. Plastic Pollution in the World's Oceans: More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Tons Afloat at Sea. PLoS One 9, 1–15. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0111913.

Evans, K., & Guariguata, M. R. (2008). Participatory monitoring in tropical forest management: a review of tools, concepts and lessons learned.

Faria-Correa, M., Balbueno, R.A., Vieira, E. M., De Freitase, T. (2009). Activity, hábitat use, density, and reproductive biology of the crab-eating fox (Cerdocyon thous) and comparison with the pampas fox (Lycalopex gymnocercus) in a Restinga area in the southern Brazilian Atlantic Forest. Mamm.biol.74 (3) : 220–229. DOI:10.1016/j.mambio.2008.12.005.

Fernandez-Gimenez, M. E., Ballard, H. L., & Sturtevant, V. E. (2008). Adaptive management and social learning in collaborative and community-based monitoring: a study of five community-based forestry organizations in the western USA. *Ecology and Society*, *13*(2).

Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., ... & Helkowski, J. H. (2005). Global consequences of land use. Science, 309(5734), 570-574.

Foley, J. A., Ramankutty, N., Brauman, K. A., Cassidy, E. S., Gerber, J. S., Johnston, M., ... & Zaks, D. P. (2011). Solutions for a cultivated planet. *Nature*, *478*(7369), 337-342.

Foster, V.C., Sarmento, P., Sollmann, R., Tôrres, N., Jácomo, A.T.A., Negrões, N., Fonseca, C., Silveira, L. (2013) Patrones de actividad de jaguares y pumas e interacciones depredador-presa en cuatro biomas brasileños. Biotrópica 45: 373–379.

Galindo-Leal, C., & Gusmão Câmara, I. D. (2003). *The Atlantic forest of South America: biodiversity status, threats and outlook* (pp. xi+-488).

García, N. (2009). EVALUACIÓN DEL USO DE HÁBITAT DE LA ESPECIE Cerdocyon thous (CARNIVORA: CANIDAE) EN DIFERENTES COBERTURAS VEGETALES, DE LA CUENCA MEDIA DEL RÍO OTÚN, RISARALDA [Trabajo de grado Biología] Biología. Pontificia Universidad Javeriana.

García-Burgos, J., Gallina, S., & González-Romero, A. (2014). Relación entre la riqueza de mamíferos medianos en cafetales y la heterogeneidad espacial en el centro de Veracruz. *Acta zoológica mexicana*, *30*(2), 337-356.

Gaston, KJ y Blackburn, TM (2000) *Patrón y proceso en macroecología* . Blackwell Science, Oxford.

Godfray, H. C. J., Beddington, J. R., Crute, I. R., Haddad, L., Lawrence, D., Muir, J. F., ... & Toulmin, C. (2010). Food security: the challenge of feeding 9 billion people. *science*, *327*(5967), 812-818.

González, E. M., & Lanfranco, J. A. M. (2010). *Mamíferos de Uruguay: guía de campo e introducción a su estudio y conservación*. Ed. de la Banda Oriental.

Guiracocha, G., Harvey, C. A., Somarriba, E., Krauss, U., & Carrillo, E. (2001). Conservación de la biodiversidad en sistemas agroforestales con cacao y banano en Talamanca, Costa Rica. *Agroforestería en las Américas Volumen 8, número 30 (2001), páginas 7-11*.

Hall, J. B., & Swaine, M. D. (2013). *Distribution and ecology of vascular plants in a tropical rain forest: forest vegetation in Ghana* (Vol. 1). Springer Science & Business Media.

Harvey, C. A. (2003). ¿ Cómo involucrar a la población local en el monitoreo de la biodiversidad? Ideas de Talamanca, Costa Rica. *Agroforestería en las Américas Volumen 10, números 37-38 (2003), páginas 18-23*.

Hernández, J. C. H., Chávez, C. y List, R. (2018). Diversidad y patrones de actividad de mamíferos medianos y grandes en la Reserva de la Biosfera La Encrucijada, Chiapas, México. Rev. Biol. Trop., 66, 13. https://www.scielo.sa.cr/pdf/rbt/v66n2/0034-7744-rbt-66-02-634.pdf

Herrera, C. M. (1989) Frugivory and seed dispersal by carnivorous mammals and associated fruit characteristic in undistrurbed Mediterranean habitats. Oikos. Vol. 55 pp. 250262 Recuperado de: https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC4767875/.

Hill, M. O. (1973). Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. Ecology, 54(2), 427-432.

Hill, M. O. (1973). Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology*, *54*(2), 427-432.

Hobson, K., Mayne, R., & Hamilton, J. (2014). *A step by step guide to Monitoring and Evaluation*. http://www.

Hollister, J. W., Shah, T., & Robitaille, A. L. (2021). *elevatr: Access Elevation Data from Various APIs* (R package version 0.4.2). https://CRAN.R-project.org/package=elevatr.

IGAC. (2012). Estudio de los conflictos de uso del territorio colombiano. *Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC)*.

IGAC. (2023). Datos Abiertos Cartografía y Geografía | Geoportal. *Instituto Geográfico Agustín Codazzi*.

Jose, S. (2009). Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: An overview. In *Agroforestry Systems* (Vol. 76, Issue 1, pp. 1–10). https://doi.org/10.1007/s10457-009-9229-7

Jost, L. (2006). Entropy and diversity. *Oikos*, *113*(2), 363-375.

Karanth, K. U., & Nichols, J. D. (1998). Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology*, *79*(8), 2852-2862.

Kindt, R., & Coe, R. (2005). *Tree diversity analysis: a manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies*. World Agroforestry Centre.

Kleijn, D., & Sutherland, W. J. (2003). How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? In *Journal of Applied Ecology* (Vol. 40, Issue 6, pp. 947–969). https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2003.00868.x

Konecny, M. J. (1989). Movement patterns and food habits of four sympatric carnivore species in Belize, Central America. Advances in Neotropical mammalogy, 1989, 243-264.

Krausman, P. 2002. Introduction to wildlife management. Prentice Hall, Nueva Jersey, EEUU.

Kruuk, H. (2006). *Otters: ecology, behaviour and conservation*. Oxford University Press, USA.

Lambert, T. D., Kays, R. W., Jansen, P. A., Aliaga-Rossel, E., y Wikelski, M. (2009). Nocturnal activity by the primarily diurnal central American agouti (Dasyprocta punctata) in relation to environmental conditions, resource abundance and predation risk. Journal of Tropical Ecology, 25(2), 211–215. https://doi.org/10.1017/S0266467408005804

Leuchtenberger, C., de Oliveira, S., Cariolatto, L. P., & Kasper, C. B. (2018). Activity pattern of medium and large sized mammals and density estimates of Cuniculus paca (Rodentia: Cuniculidae) in the Brazilian pampa. *Brazilian Journal of Biology*, *78*(4), 697–705. https://doi.org/10.1590/1519-6984.174403

Lira-Torres, I y Briones-Salas, M. (2012). Abundancia relativa y patrones de actividad de los mamíferos de los Chimalapas, Oaxaca, México. Acta zoológica mexicana, 28(3), 566585. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0065-17372012000300006&lng=es&tlng=es.

Lizcano, DJ y Cavelier, J. (2000). Actividad diaria y estacional de la danta de montaña (Tapirus pinchaque) en los Andes centrales de Colombia. *Revista de Zoología* , *252* (4), 429-435.

López-Bao, J. & González-Varo, J. (2011) Frugivory and spatial patterns of seed deposition by carnivorous mammals in anthropogenic landscape: a multi-scale approach. PloS ONE Wily and Sons.Vol6 No.1 pp.1-11.

López-Ramírez, C., Restrepo-Quiroz, T., & Solari Torres, S. (2020). Diversidad y ecología de mamíferos no voladores asociados a un sistema agro-productivo de cacao, Granja Yariguíes, Santander, Colombia. *Actualidades Biológicas*, *42*(112). https://doi.org/10.17533/udea.acbi.v42n112a01

Maffei, L y Taber, A.. (2003 a). Área de acción de Mazama cf. americana (Cervidae) en un bosque seco de Bolivia. Ecología en Bolivia, 38(2), 179-180. http://www.scielo.org.bo/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1605-25282003000200008&lng=es&tlng=es.

Maffei, L. y Noss, AJ (2008). ¿Qué tan pequeño es demasiado pequeño? Áreas de estudio con cámaras trampa y estimaciones de densidad de ocelotes en el Chaco boliviano. *Biotrópica* , *40* (1), 71-75.

Maffei, L., Cuellar, E., & Noss, A. (2002). Uso de trampas-cámara para la evaluación de mamíferos en el ecotono Chaco-Chiquitanía. *Revista boliviana de ecología y conservación ambiental*, *11*, 55-65.

Maffei, L., Cuéllar, E., & Noss, A. (2004). One thousand jaguars (Panthera onca) in Bolivia's Chaco? camera trapping in the Kaa-Iya National Park. *Journal of Zoology, 262*(3), 295-304.

Magurran, A. E. (1988). Diversity indices and species abundance models. *Ecological diversity and its measurement*, 7-45.

Mandujano, S. y Pérez-Solano, LA (Eds.) 2019. Fototrampeo en R: Organización y Análisis de Datos. Volumen I. Instituto de Ecología AC Xalapa, Ver., 248 pp.

McNeely, J. A., & Scherr, S. J. (2012). *Ecoagriculture: strategies to feed the world and save wild biodiversity*. Island press.

Medellín, R. Azuara, D., Maffei, L., Zarza, H., Bárcenas, H., Cruz, E., Legaria, R., Lira, I. Ramos-Fernández, G. & Ávila, S. 2006. Censos y Monitoreo, pp. 25-35. In: C. Chávez y G. Ceballos (Eds.). El Jaguar Mexicano en el Siglo XXI: Situación Actual y Manejo. CONABIO-ALIANZA WWF TELCEL-Universidad Nacional Autónoma de México. México. D. F.

Michalski, F., Crawshaw, P. G., Oliveira, T. G. D., & Fabián, M. E. (2006). Notes on home range and habitat use of three small carnivore species in a disturbed vegetation mosaic of southeastern Brazil/Notes sur le territoire et l'utilisation de l'habitat de trois espèces de petits carnivores dans une végétation mosaïque perturbée au Sud Est du Brésil. Mammalia, 70(1-2), 52-57.

Miller, B., Dugelby, B., Foreman, D., Martinez, C., Noss, R., Phillips, M. et al. (2001). The importance of large carnivores to healthy ecosystems. Endangered Species Update, 18, 202–210.

Monge Meza, J. Diagnóstico preliminar acerca de los animales vertebrados que son plagas en Costa Rica.

Monroy-Vilchis, O., Zarco, M., Rodríguez, C., Soria, L. & Urios, V. (2011). Fototrampeo de mamíferos en la Sierra Nanchititla, México. Revista de Biología Tropical, 59: 373-383.

Mora, J. M. (2000). Mamíferos silvestres de Costa Rica. Costa Rica. Universidad estatal a distancia (EUNED).

Morales-Jiménez, A. L. (2004). *Mamíferos terrestres y voladores de Colombia: guía de campo*. Ramos Lopez editorial.

Moreno, C. E. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad. Volumen 1*. SEA, M&T-Manuales y tesis. España

Mosquera-Guerra, F., Trujillo, F., Diaz-Pulido, A., P. & Mantilla-Meluk, H. (2018). Diversidad, abundancia relativa y patrones de actividad de los mamíferos medianos y grandes, asociados a los bosques riparios del río Bita, Vichada, Colombia. Biota Colombiana, 19(1).

Navarrete, D., & Ortega, J. (2011). Tamandua mexicana (Pilosa: myrmecophagidae). *Mammalian Species*, *43*(874), 56-63.

Navarro, J., & Gómez, A. (2015). Diversidad de mamíferos terrestres en bosques cercanos a cultivos de piña, Cutris de San Carlos, Costa Rica. Cuadernos de Investigación UNED, 7(1), 58-65.

Nowak, R. M. (1999). *Walker's Mammals of the World* (Vol. 1). JHU press.

O'Brien, T. G. (2011). Abundance, density and relative abundance: a conceptual framework. *Camera traps in animal ecology: methods and analyses*, 71-96.

O'Brien, T. G., Kinnaird, M. F., & Wibisono, H. T. (2003, May). Crouching tigers, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in a tropical forest landscape. In *Animal Conservation Forum* (Vol. 6, No. 2, pp. 131-139). Cambridge University Press.

Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H., Szoecs, E., & Wagner, H. (2018). Package 'vegan'. *Community ecology package, version*, *2*(9).

Ordiz, A., Bischof, R. & Swenson, J. (2013) Saving large carnivores, but losing the apex predator? Biological conservation Vol. 168 Amsterdan, Países Bajos: Elsevier. pp. 128-133

Owen-Smith, N. (1998). How high ambient temperature affect the daily activity and foraging time of a subtropical ungulate, the greater kudu (Tragelaphus strepsiceros). Journal of Zoology. 246: 183-192.

Pardini, R., de Souza, S. M., Braga-Neto, R., & Metzger, J. P. (2005). The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological conservation*, *124*(2), 253-266.

Pardo-Vargas, L. y Payán-Garrido, E. (2015). Mamíferos de un agropaisaje de palma de aceite en las sabanas inundables de Orocué, Casanare, Colombia. *Biota Colombiana*, *16*(1), 54-66.

Pardo, L. E., Aya-Cuero, C., Florez, C., & Stasiukynas, D. (2025). Diversity and composition of medium and large mammals in commercial tree plantations of the Altillanura, Colombia. *Mammalogy Notes*, *11*(1), 446-446.

Payán, E., & Trujillo, L. A. (2006). The tigrilladas in Colombia. *Cat news*, *44*(1), 25-28.

Payan, E., & Trujillo, L. A. (2006). Distribución, uso del hábitat y conservación del margay (Leopardus wiedii) en Colombia. En R. Medellín, C. Equihua & C. Chetkiewicz (Eds.), Ecología y conservación de los felinos de América (pp. 215–228). CONABIO/UNAM.

Payán-Garrido, E. y Soto-Vargas, C. (2012). Los Felinos de Colombia. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt y Panthera Colombia. 48 pp.

Peralta-Zapata, N., Sánchez-Ardila, J., Sáenz-Jiménez, F., Serrano-Sánchez, S., Ardila-Rueda, C., Calonge-Camargo, B., Garcés-Quiroz, E., & Caballero-Aldana, D. (2019). Proyecto fauna y sistemas productivos en el área de influencia de la Central Hidroeléctrica Sogamoso - Santander. *Informe Final*, *Convenio 47/43*.

Pinto de Sá Alves, L.C. & A. Andriolo. 2005. Camera traps used on the mastofaunal survey of Araras Biological Reserve, IEF-RJ. Rev. Bras. Zootecn. 2: 231-246.

Price, M. (2013). High Nature Value Farming in Europe: 35 European Countries—Experiences and Perspectives. In R. Oppermann, G. Beaufoy, & G. Jones (Eds.), *Mountain Research and Development* (Vol. 33, Issue 4, pp. 480–481). International Mountain Society (IMS) and United Nations University. https://doi.org/10.1659/mrd.mm126

R core team, Baldwin, R. M., Owzar, K., Zembutsu, H., Chhibber, A., Kubo, M., Jiang, C., Watson, D., Eclov, R. J., Mefford, J., McLeod, H. L., Friedman, P. N., Hudis, C. A., Winer, E. P., Jorgenson, E. M., Witte, J. S., Shulman, L. N., Nakamura, Y., Ratain, M. J., & Kroetz, D. L. (2010). R: A language and environment for statistical computing. (No Title), 18(18), 5099–5109.

Ramírez-Chaves, H.E., Mazepa, G.O., Morales-Martínez, D.M., Suárez-Castro, A.F., Colmenares-Pinzón, J. E., Pulido-Santacruz, P. & Noguera-Urbano, E.A. 2025. A review of the Quichua porcupine Coendou quichua complex (Rodentia: Erethizontidae) with the description of a

new species from Colombia. Journal of Mammalogy. https://doi.org/10.1093/jmammal/gyae140

Regolin, A. L., Ribeiro, M. C., Martello, F., Melo, G. L., Sponchiado, J., Campanha, L. F. D. C., ... & Cáceres, N. C. (2020). Spatial heterogeneity and habitat configuration overcome habitat composition influences on alpha and beta mammal diversity. *Biotropica*, *52*(5), 969-980.

Ripple, W.J., Estes, J.A., Beschta, R.L., Wilmers, C.C., Ritchie, E.G., Hebblewhite, M., Berger, J., Elmhagen, B., Letnic, M., Nelson, M.P., Schmitz, O.J., Smith, D.W., Wallach, A.D. y Wirsing, A.J. (2014). Status and Ecological Effects of the World's Largest Carnivores. Science, 343(6167), 1241484. https://doi.org/10.1126/science.1241484

Rodríguez-Mahecha, J. V., Alberico, M., Trujillo, F., & Jorgenson, J. (2006). Libro Rojo de los mamíferos de Colombia. Serie Libros Rojos de especies amenazadas de Colombia. *Conservación Internacional Colombia y Ministerio de Medio Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, Bogotá, DC*, 433.

Rojas-Sánchez, J. V., Sánchez-Cordero, V., & Flores-Martínez, J. J. (2022). El brazo fuerte, Tamandua mexicana. Therya ixmana, 1(3), 105-106.

Rovero, F. y Marshall, AR (2009). Tasa fotográfica de captura de cámara como índice de densidad en ungulados del bosque. *Revista de Ecología aplicada , 46* (5), 1011-1017.

Rumiz, D.I., Wallace, R.B., Gómez, H. y Porcel, Z.R. (2010). Roles ecológicos de los Mamíferos Medianos y Grandes de Bolivia. Mamíferos Medianos y Grandes de Bolivia. Ed. 1. Santa Cruz de la Sierra, Bolivia: Centro de Ecología Difusión Simón I. Patiño. (January 2010), 53–73.

Saborío, M. F. (2016). Agroforestería y biodiversidad: La importancia de los sistemas agroforestales en la conservación de especies. *Biocenosis*.

Sánchez-Londoño, J. D., Botero-Cañola, S., & Villada-Cadavid, T. (2021). Mamíferos silvestres en plantaciones forestales:¿ Una oportunidad para su conservación?. Caldasia, 43(2), 343-353.

Santos, F., Lima, M. G. M., Espinosa, S., Ahumada, J. A., Jansen, P. A., Spironello, W. R., ... & Peres, C. A. (2021). Site and species contribution to β-diversity in terrestrial mammal communities: Evidence from multiple Neotropical forest sites. *Science of the Total Environment*, *789*, 147946.

Schipper, J., Chanson, J. S., Chiozza, F., Cox, N. A., Hoffmann, M., Katariya, V., ... & Young, B. E. (2008). The status of the world's land and marine mammals: diversity, threat, and knowledge. Science, 322(5899), 225-230.

Schoener, T. (1974). Resource partitioning in ecological communities. Science 185:27-39.

Secretaria de Agricultura. (2020). Plan Departamental de Extensión Agropecuaria 2020 – 2023. Gobernación de Santander.

Shirk, J. L., Ballard, H. L., Wilderman, C. C., Phillips, T., Wiggins, A., Jordan, R., ... & Bonney, R. (2012). Public participation in scientific research: a framework for deliberate design. *Ecology and society*, *17*(2).

Silveira, L., A. Ja'como & J. Diniz-Filhoa. 2003. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. Biol. Conserv. 114: 351-355.

Soacha-Godoy, K., Martínez-Callejas, S., & Rey-Velasco, J. (2018). *Ciencia participativa: Contribuciones al conocimiento de la biodiversidad*. http://reporte.humboldt.org.co/biodiversidad/2017/cap1/105/#seccion14

Soisalo, MK y Cavalcanti, SM (2006). Estimación de la densidad de una población de jaguar en el Pantanal brasileño utilizando cámaras trampa y muestreo de captura-recaptura en combinación con radiotelemetría GPS. *Conservación biológica* , *129* (4), 487-496.

Srbek-Araujo, A. C., & Chiarello, A. G. (2005). Is camera-trapping an efficient method for surveying mammals in Neotropical forests? A case study in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, *21*(1), 121-125.

Suselbeek, L. (2009). Resource availability and activity patterns in the Central American agouti Dasyprocta punctata.

Thornton, D. H., Branch, L. C., & Sunquist, M. E. (2011). The influence of landscape, patch, and within-patch factors on species presence and abundance: a review of focal patch studies. *Landscape Ecology*, *26*, 7-18.

Tobler, M. W., Carrillo-Percastegui, S. E., & Powell, G. (2009). Habitat use, activity patterns and use of mineral licks by five species of ungulate in south-eastern Peru. *Journal of Tropical Ecology*, *25*(3), 261–270. https://doi.org/10.1017/S0266467409005896

Tobler, M. W., Carrillo-Percastegui, S. E., Leite Pitman, R., Mares, R., & Powell, G. (2008). An evaluation of camera traps for inventorying large-and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal conservation*, *11*(3), 169-178.

Torres, M. y Quiñones, C. (ed.). 2019. Santander Bio: resultados, retos y oportunidades. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia.

Trolle, M., & Kéry, M. (2003). Estimation of ocelot density in the Pantanal using capture-recapture analysis of camera-trapping data. *Journal of mammalogy*, *84*(2), 607-614.

Tscharntke, T., Clough, Y., Wanger, T. C., Jackson, L., Motzke, I., Perfecto, I., ... & Whitbread, A. (2012). Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. Biological Conservation, 151(1), 53-59.

Udawatta, R. P., Rankoth, L., & Jose, S. (2021). Agroforestry and ecosystem services. In *Agroforestry and Ecosystem Services*. Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-80060-4

Ulrich, W. y Gotelli , NJ (2007) Análisis de modelos nulos de patrones de anidación de especies . *Ecology* , **88** , 1824-1831 .

Valencia, D. & Reisa, N. (2011). Riqueza y composición de mamíferos grandes y medianos de cinco localidades del Valle del Cauca. Tesis de grado en Biología. Santiago de Cali: Universidad del Valle. Recuperado de http://bibliotecadigital.univalle.edu.co/bitstream/10893/7760/1/CB-0455791.pdf

Van Schaik, C & Griffiths, M. (1996). Activity Periods of Indonesian Rain Forest Mammals. Biotropica 28 (1): 105-112. https://doi.org/10.2307/2388775

Wallace, RB, Gómez, H., Ayala, G. y Espinoza, F. (2003). Cámara trampa para jaguar (Panthera onca) en el Valle de Tuichi, Bolivia. *Mastozoología Neotropical* , *10* (1), 133-139.

Weckel, M., Giuliano, W., Silver, S. (2006). Jaguar (Panthera onca) feeding ecology: distribution of predator and prey through time and space. Journal of Zoology. 270: 25-30.

White, P. C., Jennings, N. V., Renwick, A. R., & Barker, N. H. (2005). Questionnaires in ecology: a review of past use and recommendations for best practice. *Journal of applied ecology*, *42*(3), 421-430.

Whittaker, R. H. (1965). Dominance and Diversity in Land Plant Communities: Numerical relations of species express the importance of competition in community function and evolution. *Science*, *147*(3655), 250-260.

Whittaker, R. H. (1972). Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, *21*(2-3), 213-251.

Wikenros, C. (2006) The role of large carnivores in trophic cascades. Introductory Research Essay No.27 Uppsala: Swedish University of Agricultural Sciences SLU. 21 p.

Wilson, D. E., & Reeder, D. M. (Eds.). (2005). *Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference* (Vol. 1). JHU press.

Wilson, M. F. (1993) Mammals and seed-dispersal mutualist in North America. Oikos.Vol. 67 pp. 157-176.

Wright, DH y Reeves, JH (1992) Sobre el significado y la medición de la anidación de conjuntos de especies . *Oecologia* , **92** , 416-428 .

Wund, M.; Myers, P. 2005. "Mammalia" (On-line), Animal Diversity Web. Accessed January 11, 2025 at http://animaldiversity.org/accounts/Mammalia

Yara-O, D.C., Galindo-E., E. & Gutiérrez-D. y otros (2009). Plan de manejo regional para la conservación del León de montaña (Puma concolor) en el Departamento del Tolima. Ibagué: Cortolima- Universidad del Tolima.124 p.

Yasuda, M. (2004). Monitoreo de la diversidad y abundancia de mamíferos con cámaras trampa: un estudio de caso en el monte Tsukuba, en el centro de Japón. *Estudio de mamíferos* , *29* (1), 37-46.

9. Anexos

<table>
<tr><td>
</td><td>
</td></tr>
<tr><td>Zorro gatuno
(Herpailurus yagouarundi)</td><td>Zarigüeya común
(Didelphis marsupialis)</td></tr>
<tr><td>
</td><td>
</td></tr>
<tr><td>Mapache
(Procyon cancrivorus)</td><td>Tinajo
(Cuniculus paca)</td></tr>
<tr><td>
</td><td>
</td></tr>
<tr><td>Oso hormiguero
(Tamandua mexicana)</td><td>Zorro umba
(Eira barbara)</td></tr>
</table>



Ñeque
(*Dasyprocta punctata*)



Zorro perruno
(*Cerdocyon thous*)



Armadillo nueve bandas
(*Dasypus novemcintus*)



Armadillo cola desnuda
(*Cabassous centralis*)



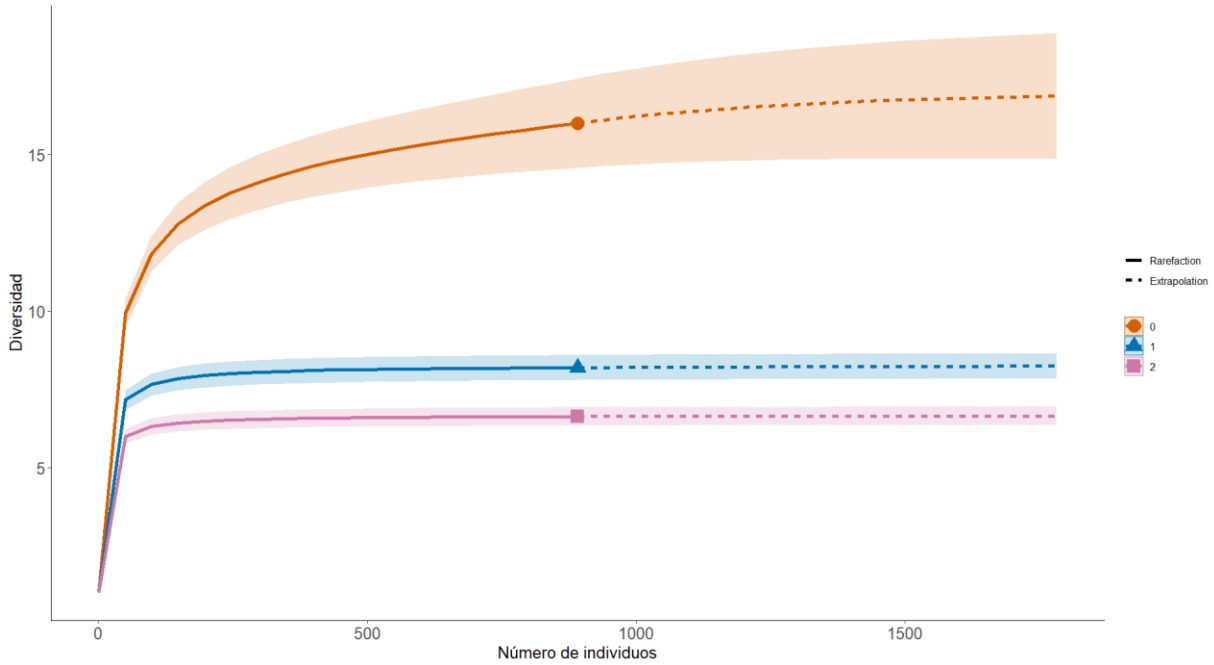
Ardilla cola roja
(*Syntheosciurus granatensis*)



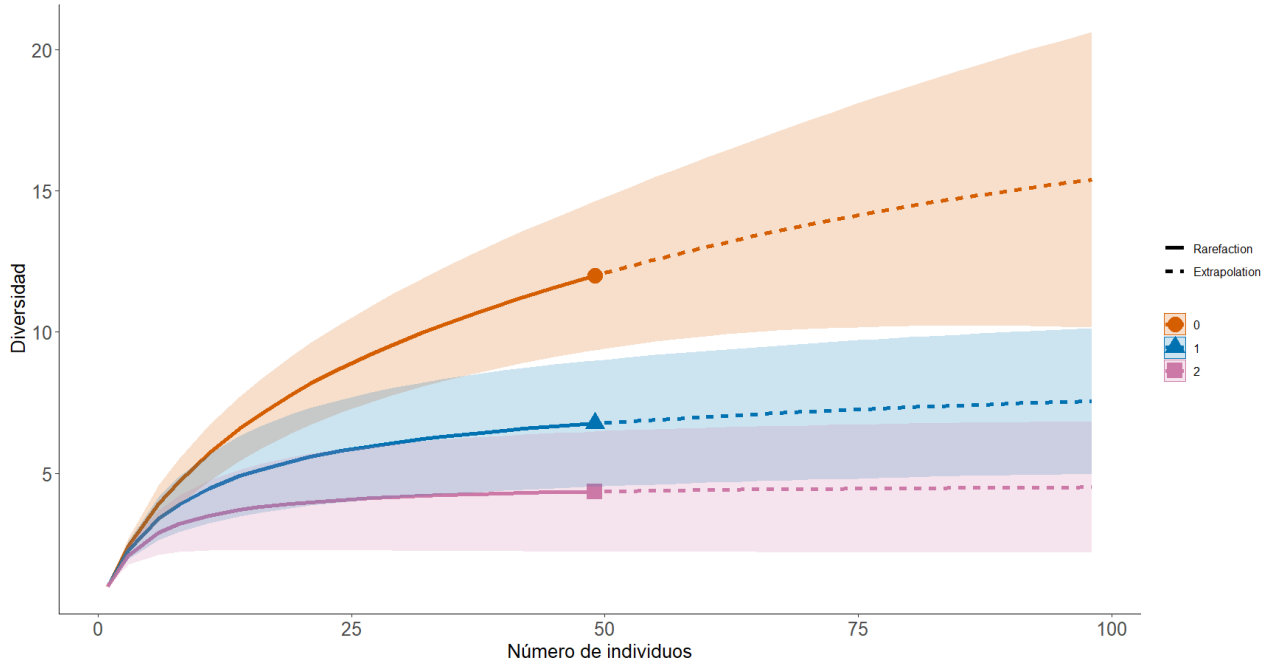
Ocelote
(*Leopardus pardalis*)

	
Zorrillo o mapuro (*Conepatus semistriatus)*	Venado (*Mazama americana*)
	
Margay o tigrillo (*Leopardus wiedii*)	Hurón (*Galictis vittata*)
	
Chucha cuatro ojos (*Metachirus nudicaudatus*)	

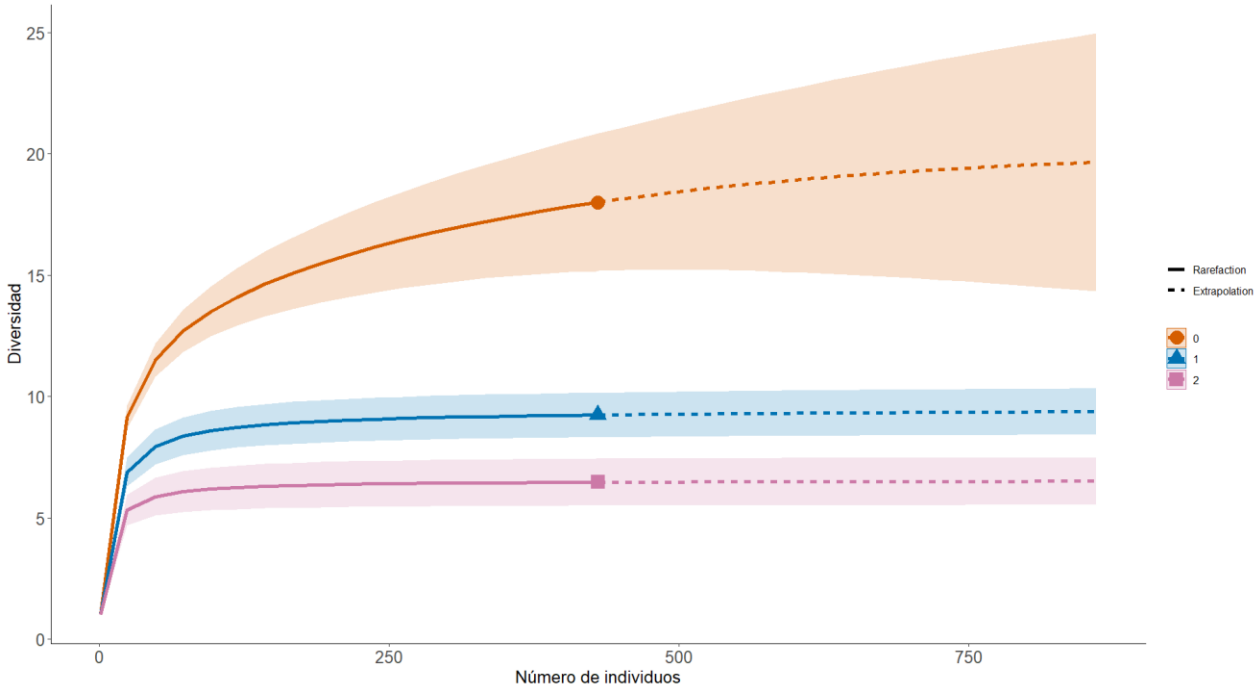
Anexo 1. Especies de mamíferos medianos y grandes registradas en todas las fincas que participaron en el monitoreo participativo con cámaras trampa.



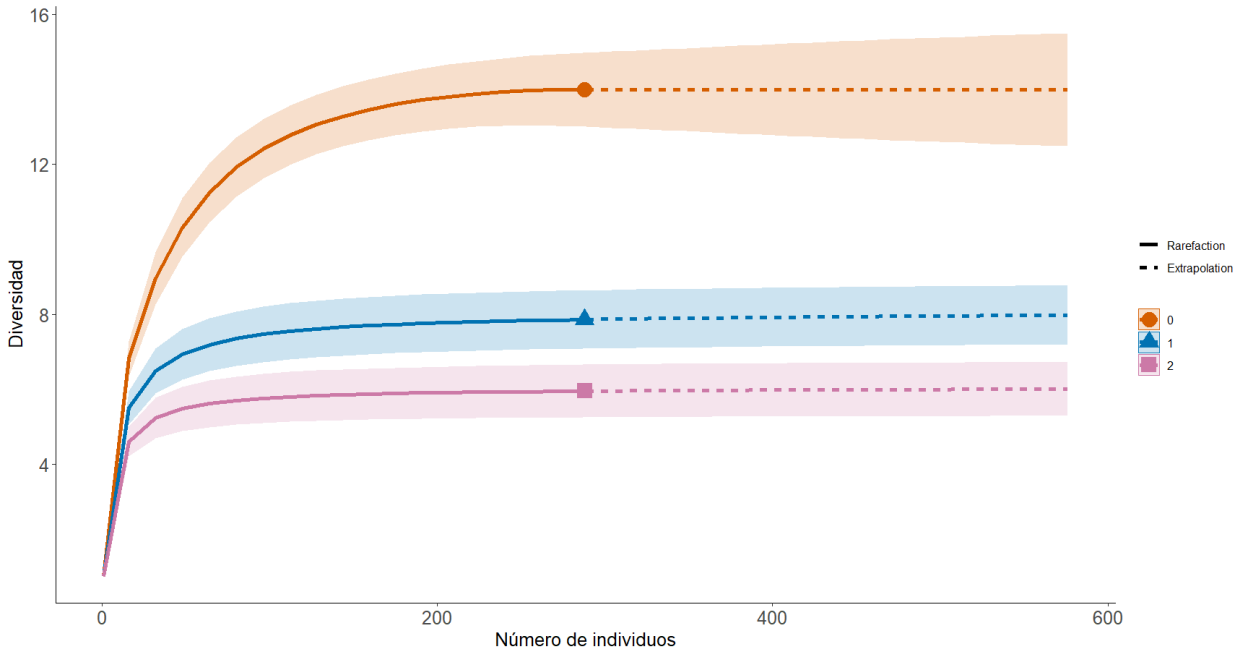
Anexo 2. Curvas de rarefacción y extrapolación de los órdenes de diversidad verdadera en Guayacán los Medios. Fuente: Elaboración propia.



Anexo 3. Curvas de rarefacción y extrapolación de los órdenes de diversidad verdadera en La Esperanza. Fuente: Elaboración propia.



Anexo 4. Curvas de rarefacción y extrapolación de los órdenes de diversidad verdadera en Corintios. Fuente: Elaboración propia.



Anexo 5. Curvas de rarefacción y extrapolación de los órdenes de diversidad verdadera en Peñamorada. Fuente: Elaboración propia.