



**REPORTE DE ANÁLISIS DE FOTODETECCIÓN EN LA
DESEMBOCADURA DEL CAÑO MONOS
SELVA DE MATAVÉN
VICHADA – COLOMBIA**

Este estudio fue realizado dentro del marco del Proyecto REDD+ Matavén

Ejecutado por:

DAVID ANDRÉS MARÍN CARDONA

**Biólogo (MsC)
Universidad de Antioquia
Colombia**

2023

1. INTRODUCCIÓN

El desarrollo de la humanidad como sociedad y las actividades vinculadas a este han llevado a la modificación del paisaje a través de la pérdida y la fragmentación de los hábitats naturales. En estos casos se suele centrar la atención en actividades principalmente agropecuarias donde la frontera de estos sistemas productivos se ha ido expandiendo a una alta velocidad, diezmando rápidamente los hábitats circundantes y limitando la conectividad entre los parches de hábitat remanentes (Bourgoin et al., 2021). En este contexto, cobra importancia realizar monitoreos biológicos que permitan identificar el impacto de dichas actividades sobre las poblaciones silvestres. Muchas variables ecológicas son indicadoras en un programa de monitoreo, tales como la distribución, abundancia, ocupación, densidad, entre otras. Sin embargo, es importante que las variables seleccionadas se vean afectadas de alguna forma por el impacto antrópico que se está realizando. Por otra parte, las especies seleccionadas y el método de muestreo implementado para estas, debe ser apropiado para obtener información sobre las variables ecológicas seleccionadas. Así, es posible determinar si las actividades humanas desarrolladas en la zona afectan negativa, positiva o neutralmente el ecosistema.

Dentro de los grupos de fauna, los mamíferos presentan una amplia diversidad de hábitos, tamaños y gremios tróficos, por lo que este grupo puede ser informativo a diferentes escalas espaciales (Feldhamer et al., 2007). Sin embargo, los mamíferos de medianos y grandes, como los carnívoros, suelen ser más informativos para detectar cambios en los ecosistemas debido a que este grupo requiere áreas de vida más amplias para establecer sus territorios (Granizo et al., 2006). A pesar de esto, realizar observaciones directas de estas especies en áreas boscosas puede ser complejo debido al comportamiento elusivo que presentan (Tobler et al., 2008). Por lo que se han implementado estrategias de muestreo poco invasivas, que permitan obtener información de las especies sin necesidad de su manipulación y/o observación directa. Una de las metodologías más empleadas actualmente para el monitoreo de mamíferos de mediano y grande porte son las cámaras de detección automática (Moreno, 2001).

La región conocida como la Selva Matavén es considerada una zona de transición entre las grandes selvas de la Amazonía y las extensas sabanas de la Orinoquía. Reviste un especial interés biológico no solo por su posición biogeográfica, sino por su buen estado de conservación, con menos del 5% de la superficie total trasformada en zonas de cultivo y rastrojos (Villareal et al., 2009). En el departamento del Vichada se han registrado 124 especies de mamíferos (S. Solari et al., 2013) lo que representa el 23% de la diversidad mastofaunística del país. Son múltiples los esfuerzos que se han hecho para registrar la biodiversidad en la desembocadura del caño Matavén, también conocido como el Caño Monos, en donde se encuentran las comunidades de Pueblo Nuevo, La Urbana, Piedra Pintada y Sarrapia, todas de la etnia Piaroa. Estas comunidades han generado un conocimiento ancestral y actual de su biodiversidad, lo que ha ayudado a potenciar actividades que ayudan a su desarrollo como es la pesca deportiva y la ornamental. Mediante el presente análisis se pretende generar un estudio encaminado al registro de mamíferos mediante cámaras de detección automática, como aporte al conocimiento de este importante grupo en la desembocadura del Caño Monos, perteneciente a la Selva Matavén.

2. METODOLOGÍA

Diseño: El estudio está encaminado a registrar especies de mamíferos terrestres en el área que influencia la desembocadura del caño Matavén, la cual comprende las comunidades Piaroa de la Urbana, Piedra Pintada y Pueblo Nuevo en el departamento del Vichada, Colombia. Durante los días 1 al 9 de diciembre del 2022 se instalaron 17 cámaras automáticas en estaciones individuales de manera aleatoria en esta matriz, procurando generar un radio de un rango entre de 500 m a 1 km entre cada estación, con el propósito de garantizar independencia de cada registro tal como está planteado para varias especies de mamíferos grandes (Payán & Soto, 2012) (Figura 1 y Tabla 1). Cada cámara estuvo activa hasta el 10 de febrero del 2023.

Figura 1. Ubicación de las estaciones de muestreo en la desembocadura del caño Matavén



Tabla 1 Ubicación geográfica y tipo de cobertura analizada por estación de muestreo

Estación	Latitud	Longitud	Cobertura de vegetación
1	4.49005	-67.91699	Bosque secundario
2	4.49236	-67.91305	Bosque primario inundable
3	4.49652	-67.9108	Bosque secundario
4	4.50059	-67.90816	Bosque secundario
5	4.50385	-67.90497	Bosque secundario
6	4.50077	-67.9176	Bosque secundario
7	4.50784	-67.92416	Sabana y bosque secundario
8	4.55649	-67.90446	Sabana - Bosque primario inundable
9	4.56091	-67.90398	Bosque primario inundable
10	4.57913	-67.87218	Bosque primario inundable
11	4.57249	-67.87591	Bosque primario inundable
12	4.56578	-67.87886	Bosque primario inundable

Estación	Latitud	Longitud	Cobertura de vegetación
13	4.56224	-67.87666	Bosque primario inundable
14	4.53994	-67.86709	Vegetación en regeneración
15	4.53603	-67.86769	Cerro rocoso
16	4.56994	-67.91703	Vegetación en regeneración
17	4.55862	-67.9223	Sabana inundable

Instalación: Las cámaras se ubicaron en sitios de aparente tránsito para estas especies, incluyendo caminos o bordes de bosque, para maximizar la probabilidad de captura. En el criterio de instalación se incluyeron características como rastros (huellas, madrigueras, hozaderos, heces, etc) y cualquier otra evidencia de mamíferos en la zona (Maffei L et al., 2002). En ningún momento se emplearon atrayentes en las cámaras (Figura 2). Cada cámara se sujetó a un árbol a una altura de aproximadamente 30 cm desde el suelo.

Figura 2 Instalación de las cámaras automáticas y evidencias de rastros de mamíferos en los diferentes puntos de muestreo



Programación: Las cámaras se programaron con resolución de alta calidad, 5 MP, sensor activo día/noche, con capturas de duración de video de 15 segundos. Cada episodio de captura se tomó como un periodo continuo de muestreo de 1 día, definiendo así unidades discretas de tiempo (Delgado-V et al., 2011). La programación se realizó a 10s de intervalo, con una sensibilidad PIR alta, longitud del video 15s, 3 fotografías por toma, la calidad del video en HD, se incluyeron datos de temperatura, fecha y hora. Cada registro individual se independizó del siguiente utilizando un criterio de una hora.

Anexo a lo anterior se complementó el muestreo mediante la observación directa, por medio de recorridos diurnos y nocturnos, con el propósito de avistar directamente las diferentes especies y de manera indirecta como búsqueda de huellas y rastros (heces, pelos, madrigueras, hozaderos, etc.). Los recorridos libres de búsqueda activa se realizaron a la par con otras actividades y se centró en la identificación de cualquier evidencia de mamíferos del área. Como parte de la detección indirecta se realizaron entrevistas informales a pobladores y trabajadores del proyecto eligiendo preferiblemente personas mayores y con un tiempo considerable en la zona. Para el reconocimiento de los mamíferos por parte de los pobladores fue utilizado

material gráfico con ilustraciones de mamíferos neotropicales (Figura 3) (Cuartas-Calle & Marín-C, 2014; Emmons, Louise; F, 1999; Tirira, 2007). Sin embargo, estos datos se utilizaron para nutrir el listado de mamíferos y no para realizar análisis posteriores.

Figura 3 Esquemas con ilustraciones y fotografías utilizadas en las entrevistas informales



2.1. Tratamiento de la información

Para acceder a la actual composición mastofaunística se realizó un análisis que compara la riqueza y abundancia relativa de las especies registradas. Estos datos se contrastaron con el listado de especies de mamíferos reportadas para la zona (Osorno-Muñoz et al., 2019). La abundancia relativa se calculó a partir de la abundancia total registrada para cada especie. Se calculó el esfuerzo de muestreo y el éxito de captura que permiten estandarizar de manera más eficiente la metodología dirigida a evaluar la riqueza faunística de una región, además es pieza clave en la elaboración de las curvas de acumulación de especies.

En el caso de las cámaras automáticas se tiene en cuenta el número de estas por las horas en el que estuvieron activas. El éxito de captura se estima como el total de individuos capturados dividido el esfuerzo y se expresa en porcentajes (Gómez-Laverde, 1993; Jayat & Ortiz, 2010; Wilson et al., 1996). En la Tabla 3 se muestran los esfuerzos de captura utilizados, los cuales fueron distribuidos por sitio muestreado. Para las cámaras automáticas el esfuerzo fue de 1164 cámara/día, distribuido de manera diferencial para cada sitio, y este esfuerzo estuvo determinado por el tiempo en que estuvieron activas. Para la metodología de avistamientos se realizó una extrapolación del esfuerzo en tiempo al realizar las otras actividades, y este fue de 8 horas/observador, sin embargo, en análisis posteriores fueron incluidos registros de muchos observadores, razón por la cual no se calcula el éxito de muestreo en esta metodología.

2.2. Representatividad del muestreo

Para evaluar el esfuerzo de muestreo implementado con relación a la proporción de especies registradas en la zona, fueron empleados dos indicadores: la curva de acumulación de especies y la cobertura de la muestra. La curva de acumulación de especies indica la tasa a la cual son adicionadas nuevas especies a medida que aumenta el esfuerzo de muestreo, hasta llegar a una asíntota que representa el total de especies

presentes en el área (Ugland et al., 2003). Por otra parte, la cobertura de la muestra evalúa la completitud del muestreo, midiendo la proporción del número total de individuos que pertenecen a las especies detectadas en la muestra (Hsieh et al., 2016). Estos indicadores fueron calculados para el área de estudio en general. Para ello fue utilizado el paquete INext (Hsieh et al., 2016) de R (R Core Team, 2019).

2.3. Análisis de diversidad y estructura de comunidades

Diversidad alfa

La estructura de la comunidad fue evaluada a partir de la dominancia y la equidad. La dominancia fue medida a través del índice de Simpson, que calcula la probabilidad de que dos individuos seleccionados al azar sean de la misma especie (Díaz-Pulido et al., 2015). La equidad fue medida utilizando el índice de Shannon-Wiener que calcula la probabilidad de que, en una muestra tomada al azar, todas las especies estén representadas (Moreno et al., 2011). Estos índices de diversidad alfa fueron calculados utilizando el paquete ‘vegan’ (Oksanen et al., 2017).

Diversidad beta

La diferencia en términos de diversidad entre los diferentes puntos de monitoreo fue medida mediante el indicador de homogenización utilizando los índices de Jaccard (I_j) (Moreno et al., 2011). Estos índices fueron calculados utilizando el paquete ‘vegan’ (Oksanen et al., 2017), considerando solo datos de presencia/ausencia. La función calcula los índices basados en la disimilitud de Bray-Curtis (Bray & Curtis, 1957), por lo que los resultados de estos índices se interpretan como disimilitud entre las áreas muestreadas (1-similitud).

2.4. Gremios funcionales y diversidad ecológica

La diversidad funcional permite cuantificar el valor y rango de los rasgos funcionales de las especies que afectan los procesos dentro de un ecosistema (Xu et al., 2018). Además, puede ser utilizada para comparar la cantidad de funciones ecológicas presentes en un área conservada o hábitat de referencia con áreas que han sufrido modificaciones en el uso del suelo. Esto permite proponer nuevas estrategias en los planes de manejo y conservación (Magioli et al., 2016). En el caso de mamíferos fue seleccionado el tipo de dieta y el modo de locomoción como rasgos funcionales. Estos rasgos han sido considerados para calcular la diversidad funcional de mamíferos en otros estudios (Barr & Biernat, 2020).

Las categorías de gremios tróficos fueron establecidas modificando la clasificación de gremios tróficos propuesta por (Tirira 2007) y modificaciones de Robinson & Redford (1986), Linares (1987) y Kalko et al. (2008), la cual comprende características como la forma de alimentación y dieta en las siguientes categorías:

- 1) Omnívoros: Cuando presentan dos o más tipos de dietas diferentes, sin que ninguna de ellas predomine sobre las otras.
- 2) Carnívoros: Dieta basada en carne, donde se encuentran:
 - a. Insectívoros: Dieta basada en insectos
 - b. Piscívoros: Dieta basada en peces.
- 3) Herbívoros: Dieta de origen vegetal principalmente, dentro de la cual se presentan:
 - a. Nectarívoros: Dieta basada en néctar y/o polen.
 - b. Frugívoros: Dieta basada en frutos.
 - c. Frugívoros-Folívoros: Dieta basada en frutos y hojas.
 - d. Folívoros-Granívoros: Dieta basada en frutos y semillas
 - e. Granívoros: Dieta basada en semillas
- 4) Hematófagos: Dieta basada en sangre vertebrada como mamíferos y aves.

2.5. Especies de interés especial, su uso y valoración cultural

Para la determinación de las categorías de amenaza y endemismo se tuvieron en cuenta la Resolución 192 del 10 de febrero de 2017 instaurada por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS, 2017) donde se establece el listado de especies silvestres amenazadas para el territorio nacional, adicionalmente se consideraron las categorías de amenaza determinadas IUCN Red List of Threatened Species (“www.iucnredlist.org” 2023), la lista roja de mamíferos de Colombia (Rodríguez-Mahecha et al., 2006) y Apéndices de la Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora (CITES, 2017).

3. RESULTADOS

3.1. Composición taxonómica (riqueza, composición, estructura)

Para el muestreo actual se obtuvo un total de 349 registros mediante la metodología de las cámaras automáticas. Se reportan 28 especies (24 por cámaras y 4 por avistamientos), pertenecientes a 19 familias y ocho órdenes (Tabla 2). El orden con mayor riqueza fue Carnivora con el 21.43% de las especies, seguido de Rodentia (17,86%) y Artiodactyla (14.29%) (Figura 4A). La familia más representada en el muestreo fue la de las zarigüeyas con el 14.9% de las especies registradas, seguido de los felinos (10.71%) y para los monos, ciervos, hormigueros, sainos y armadillos se presentó un aporte del 7.14% a la riqueza por familia (Figura 4B).

Figura 4. Riqueza de mamíferos registrada en las estaciones de fotodetección en la desembocadura del Caño Monos – Selva Matavén A. Ordenes y B. Familias

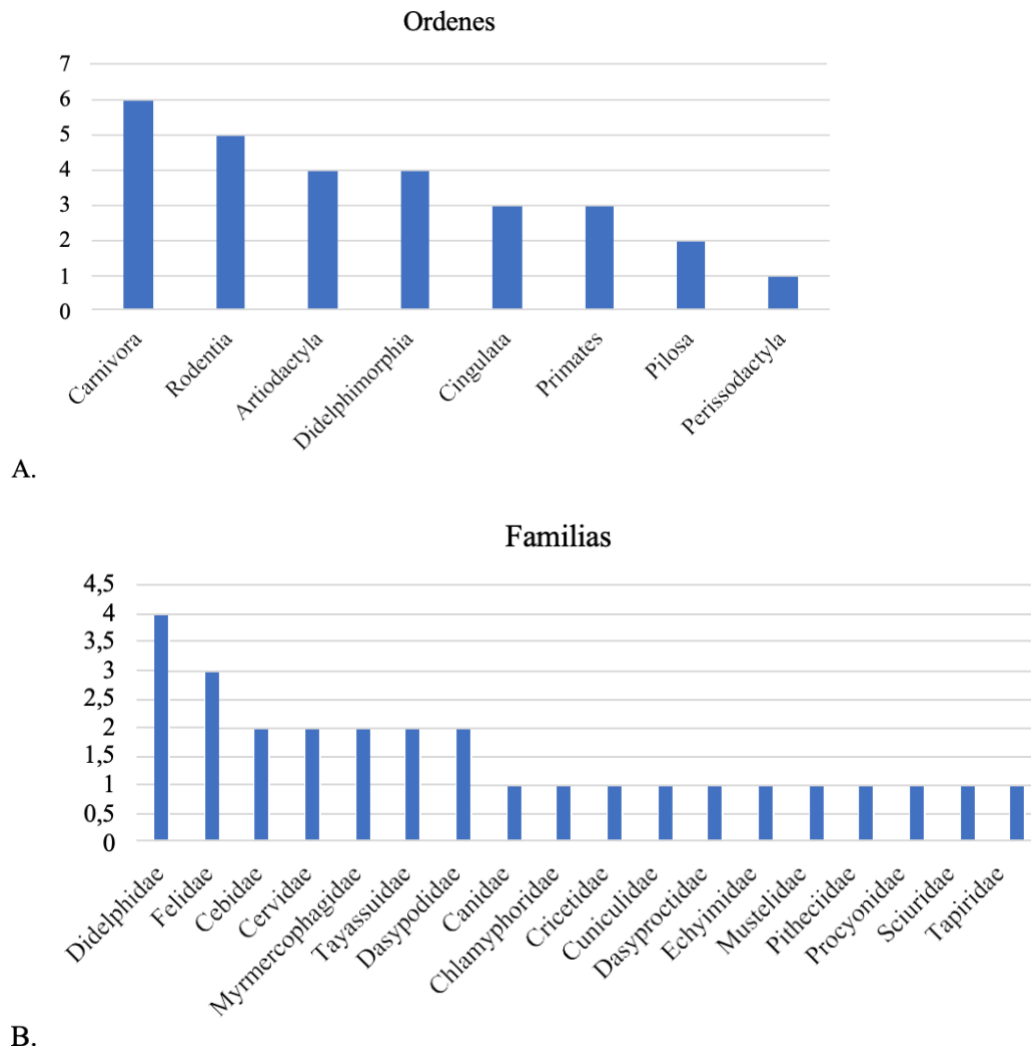


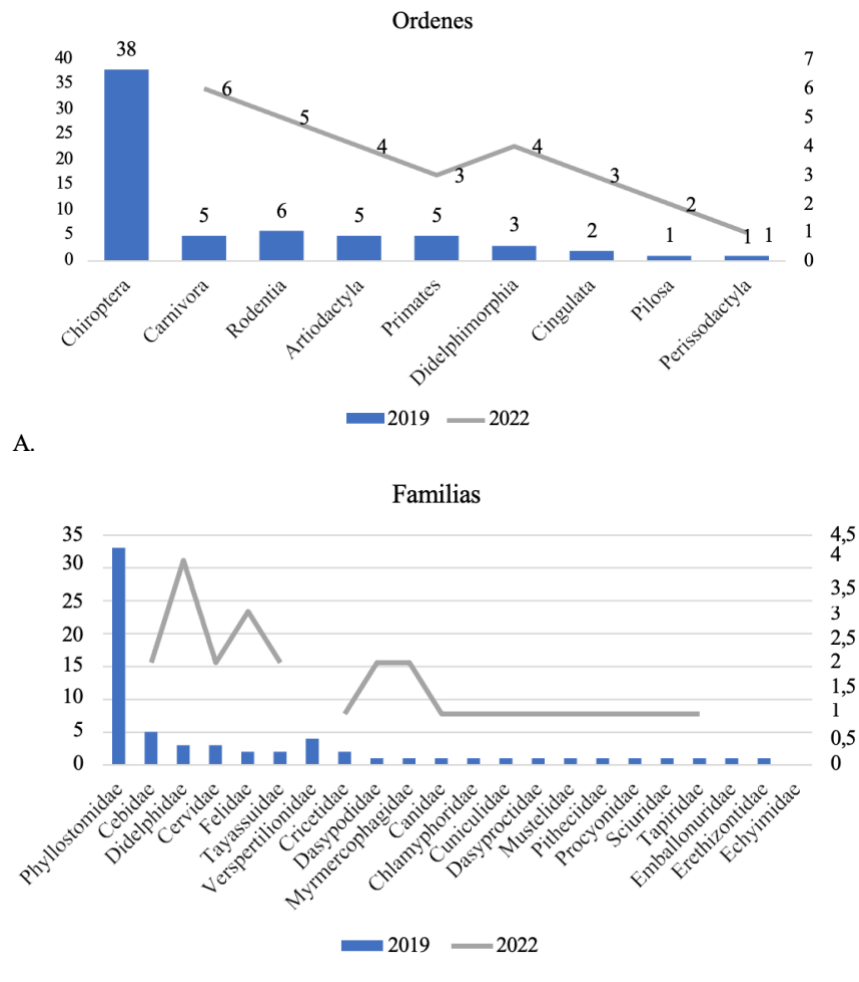
Tabla 2 Especies de mamíferos reportados en las estaciones de fotodetección en la desembocadura del Caño Monos – Selva Matavén

Categoría trófica: (N) Nectarívoro, (G) Granívoro, (Fl) Folívoro, (F-Fl) Frugívoro – Folívoro, (F-G) Frugívoro – Granívoro, (F) Frugívoro, (C) Carnívoro, (O) Omnívoro, (I) Insectívoro. Locomoción: (A) arborícolas, (T) terrestres, (SA) semiacuáticos, (F) fosoriales, (AS) aéreos de sotobosque, (AD) aéreos de dosel, (ES) Escansoriales. Tipo de registro: (A) Avistamiento (incluye rastros, madrigueras, etc), (CA) cámara automática. NC: No categorizado.

Orden	Familia	Especie	Nombre vernacular	MR	GT	H
Artiodactyla	Cervidae	<i>Mazama murelia</i>	Venado gris	CA	F-Fl	T
		<i>Mazama zamora</i>	Venado colorado	CA	F-Fl	T
	Tayassuidae	<i>Dicotyles tajacu</i>	Saino	CA	O	T
		<i>Tayassu pecari</i>	Cajuche	CA	O	T
Carnivora	Canidae	<i>Cerdocyon thous</i>	Zorro	A	O	T
	Felidae	<i>Herpailurus yagouarundi</i>	Yaguarundi	CA	C	T
		<i>Leopardus pardalis</i>	Ocelote	CA	C	T
		<i>Puma concolor</i>	Puma	CA	C	T
	Mustelidae	<i>Eira barbara</i>	Tayra	CA	C	T
	Procyonidae	<i>Nasua nasua</i>	Cusumbo	CA	O	T
Cingulata	Chlamyphoridae	<i>Priodontes maximus</i>	Ocarro	CA	I	F
	Dasypodidae	<i>Dasybus novemcinctus</i>	Cachicamo	CA	C	F
		<i>Dasybus kappleri</i>	Armadillo arracacho	CA	C	F
Didelphimorphia	Didelphidae	<i>Didelphis marsupialis</i>	Chucha	CA	O	ES
		<i>Marmosops cf. bishopi</i>	Comadreja pequeña	CA	O	ES
		<i>Metachirus myosurus</i>	Chucha de cuatro ojos café	CA	O	T
		<i>Philander canus</i>	Chucha de cuatro ojos gris	CA	O	ES
Perissodactyla	Tapiridae	<i>Tapirus terrestris</i>	Danta	CA	Fl	T
Pilosa	Myrmecophagidae	<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	Oso palmero	CA	I	T
		<i>Tamandua tetradactyla</i>	Hormiguero	CA	I	A
Primates	Cebidae	<i>Saimiri cassiquiarensis</i>	Titi	CA	F-G	A
		<i>Sapajus apella</i>	Maicero	A	F-G	A
	Pitheciidae	<i>Cheracebus lugens</i>	Viudita	A	F-G	A
Rodentia	Cricetidae	<i>Rhipidomys leucodactylus</i>	Raton de cola peluda	A	O	A
	Cuniculidae	<i>Cuniculus paca</i>	Lapa	CA	G	T
	Dasyproctidae	<i>Dasyprocta fuliginosa</i>	Picure	CA	F	T
	Echymidae	<i>Proechimys cf. oconelli</i>	Rata espinosa	CA	O	T
	Sciuridae	<i>Hadroskiurus igniventris</i>	Ardilla	CA	F-G	ES

En muestreos faunísticos realizados en la zona, se han reportado la presencia de 72 especies de mamíferos (Osorno-Muñoz et al., 2019), mediante la implementación de diferentes técnicas de muestreo. A pesar de lo anterior, el presente análisis registra cinco especies que no habían sido registradas anteriormente. Lo que representa un total de 77 especies para la desembocadura, que refleja un 17.5% de la diversidad del país (S. Solari et al., 2013). La diferencia en riqueza entre los dos muestreos se debe principalmente al gran aporte de especies que se registra en el orden de los murciélagos (Chiroptera) con 38 especies para la zona. Los siguientes ordenes presentan fluctuaciones muy similares en donde Carnívora, Pilosa, Cingulata y Didelphimorphia presentan más especies en el 2022 y Rodentia, Artiodactyla y Primates más en el 2019. Como es de esperarse, la familia con mayor aporte en el 2019 fue Phyllostomidae (Murciélagos de hoja nasal) con 33 especies registradas. Para el caso de las familias hay más dinámica en el registro ya que hay familias que no habían sido registradas en el 2019, que mediante el análisis presente se pueden incluir en la real composición de la región (Figura 5).

Figura 5. Comparativo temporal entre los muestreos realizados en el 2019 y en el 2022, de la riqueza reportados en las estaciones de fotodetección en la desembocadura del Caño Monos – Selva de Matavén. A. Ordenes y B. Familias.



Mediante la metodología de las cámaras automáticas se produjo un éxito de captura del 29.98%, donde la estación 14 fue la de mayor porcentaje de capturas con 183, y la de menos fue la estación 2 con dos capturas (Tabla 3). La diferencia entre cada estación puede explicarse por el funcionamiento diferencial del equipo instalado, así como el malfuncionamiento aleatorio que pueda tener la cámara automática durante el tiempo en que está expuesta a la intemperie.

Tabla 3 Esfuerzos de muestreo y éxitos de captura para las estaciones de fotodetección en la desembocadura del Caño Monos – Selva de Matavén

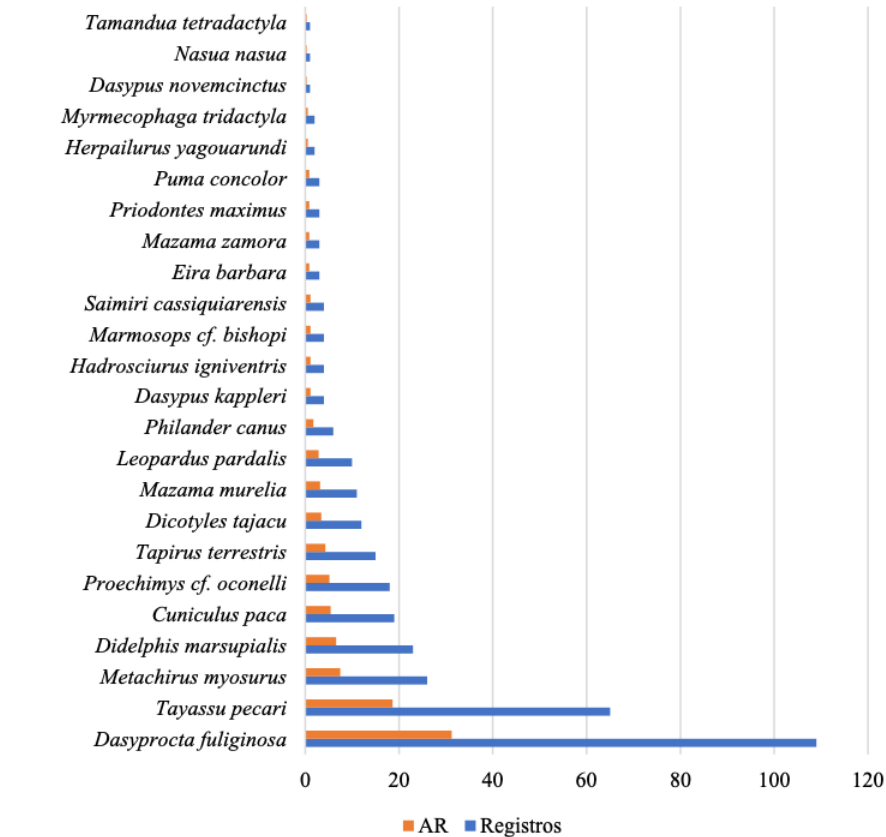
Punto	Esfuerzo (días/cámara)	Registros	Éxito
1	70	4	5.71
2	70	2	2.86
3	70	13	18.57
4	70	8	11.43
5	70	24	34.29
6	69	6	8.70
7	69	5	7.25
8	69	14	20.29
9	69	12	17.39
10	68	38	55.88
11	68	35	51.47
12	68	37	54.41
13	68	6	8.82
14	67	123	183.58
15	67	3	4.48
16	66	10	15.15
17	66	9	13.64
TOTAL	1164	349	29.98

La especie más abundante en el muestreo fue el picure (*D. punctata*) con 109 registros y una abundancia relativa del 31.23, la segunda fue el cajuche o cajucho (*T. pecari*) con 65 registros y una abundancia relativa del 18,64, la tercera especie fue la chucha de cuatro ojos café (*M. myosurus*) con 26 registros y una abundancia relativa del 7.44, seguido de la chucha común (*D. marsupialis*) con 23 registros y una abundancia de 6.59 (Figura 6A y Figura 7). Las abundancias relativas reflejan una buena salud en presas potenciales para mamíferos de mayor tamaño como pumas y jaguares, sin embargo, pueden estar sobrestimadas debido a la limitación de identificar individualmente algunos de las especies registradas. Las especies consideradas raras de registrar fueron el cachicamo (*D. novemcinctus*), el cusumbo (*N. nasua*) y el hormiguero (*T. tretradactyla*), con solo un registro y una abundancia del 0.28 (Figura 8).

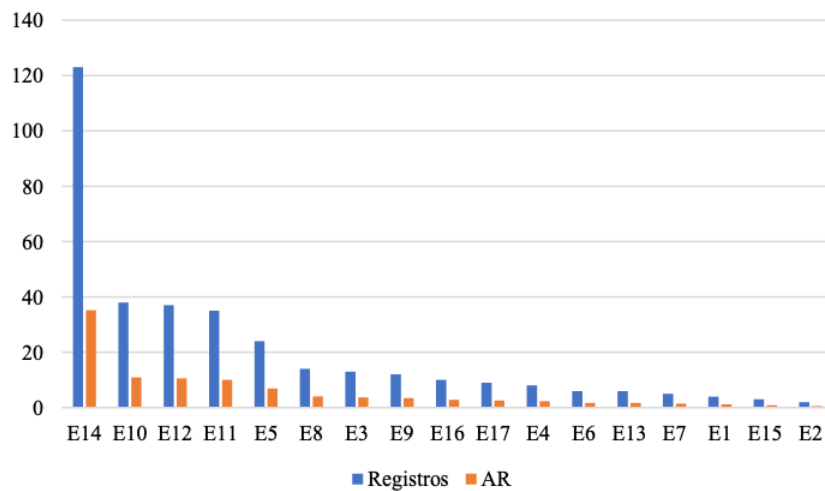
La estación con mayor abundancia relativa fue la E14 con 123 registros y una abundancia relativa del 35.24 y la de menor fue la E2 con dos registros y una abundancia del 0.57 (Figura 6B). La Estación 14 presentó una cobertura de vegetación secundaria en estado sucesional donde especies pioneras son más abundantes o utilizan el sitio como corredor a otros con mayor cobertura vegetal. Mientras que la estación 2 tuvo una

característica de sabana inundable en donde por la temporada del año se presentó menos actividad de mamíferos y por ende menos registros.

Figura 6. A. Abundancias relativa de los mamíferos registrados y B. Abundancia relativa para las estaciones de fotodetección en la desembocadura del Caño Monos – Selva de Matavén. AR: Abundancia Relativa



A.



B.

Figura 7. Especies de mamíferos más comunes en el muestreo de fotodetección en la desembocadura del Caño Monos – Selva de Matavén



Pique (*Dasyprocta punctata*)



Cafuche (*Tayassu pecari*)



Chucha de cuatro ojos café (*Metachirus myosurus*)



Chucha comun (*Didelphis marsupialis*)

Figura 8. Especies de mamíferos más raras en el muestreo de fotodetección en la desembocadura del Caño Monos – Selva de Matavén



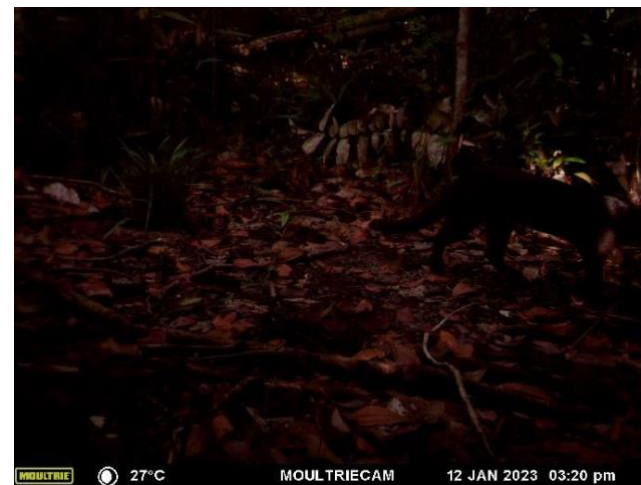
Cusumbo (*Nasua nasua*)



Cachicamo (*Dasypus novemcinctus*)



Homiguero palmero (*Myrmecophaga tridactyla*)

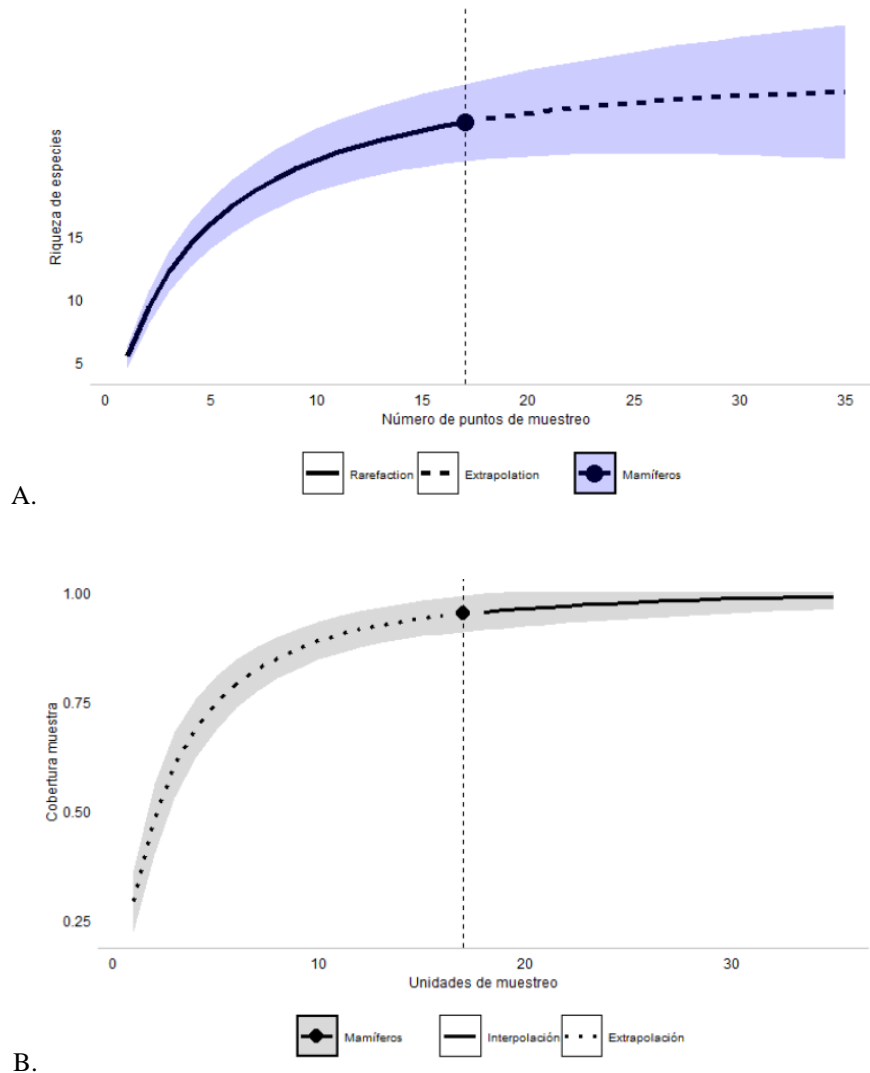


Yaguarundi (*Herpailurus yagouarundi*)

3.2. Representatividad del muestreo

En este apartado las curvas de acumulación de especies (rarefacción - extrapolación), sugieren que el muestreo en el grupo mastofaunístico incluye un porcentaje del 50% de la riqueza estimada. Este análisis indica que al menos el triple de esfuerzo de muestreo para completar el 50% de la riqueza restante en el área (Figura 9A). Para el caso de la cobertura de muestreo en función del número de unidades representativas, se superó el umbral del 95%, lo que indica que la muestra tuvo una alta cobertura en unidades de muestreo y por ende una buena representación (Figura 9B). Bajo estos estimadores se considera que las especies que faltan por reportarse son las consideradas raras en el muestreo que, además, exigen un alto esfuerzo para su registro.

Figura 9. A. Curva de rarefacción basada en el tamaño de la muestra (línea continua) y extrapolación (línea discontinua, hasta el doble del tamaño de la muestra) de la riqueza de mamíferos B. Cobertura del muestreo como una función del doble de tamaño de referencia. Intervalos de confianza del 95% basado en un bootstrap con 1000 iteraciones

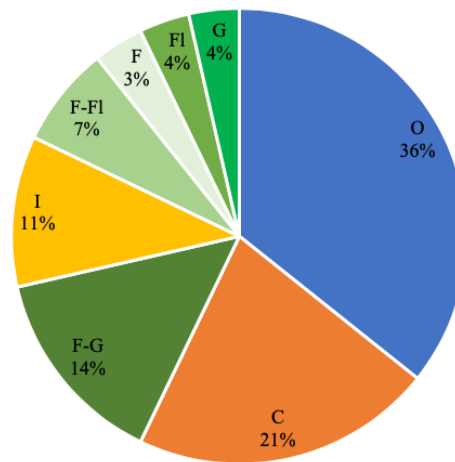


3.3. Gremios tróficos

Dentro del ensamblaje de mamíferos encontrados durante el muestreo se reportan en mayor porcentaje aquellos con un tipo de dieta omnívora, en donde encontramos algunos miembros del orden Carnívora como zorros, zorrillos y mapaches, y es en donde los marsupiales tienen un particular protagonismo ya que los didelfidos omnívoros presentan mayor tolerancia a la perturbación. El 21% del ensamblaje está comprendido por mamíferos carnívoros, en donde se ubican felinos y comadrejas. En la categoría frugívora-granívora, en donde están muchas especies de mamíferos de porte mediano como ardillas, ñeques, primates y de mayor tamaño como venados y saínos. La especialización en el gremio de los insectívoros es evidente en entomófagos estrictos como los hormigueros. En la categoría de Folívoros - Frugívoros se encuentran herbívoros más estrictos como los conejos, perezosos, primates mayores y algunos roedores como la lapa. Aun cuando algunos gremios se encuentren en un porcentaje reducido, en ellos hay elementos faunísticos muy importantes donde se encuentran especies pioneras tolerantes a la perturbación y que mediante el transporte de semillas ayudan a la regeneración de las estructuras vegetales en algún grado de intervención (Figura 10).

Figura 10. Porcentaje de gremios tróficos del ensamblaje de mamíferos registrados durante el muestreo de las estaciones de fotodetección en la desembocadura del Caño Monos – Selva de Matavén

(N) Nectarívoro, (G) Granívoro, (Fl) Folívoro, (F-Fl) Frugívoro – Folívoro, (F-G) Frugívoro – Granívoro, (F) Frugívoro, (C) Carnívoro, (O) Omnívoro, (I) Insectívoro



La amplia diversidad en morfología y adaptaciones ecológicas, han generado en la clase Mammalia diferentes grupos funcionales que participan críticamente en la regulación de las cadenas tróficas y por ende en la regeneración vegetal. Los murciélagos y roedores de campo, durante la noche, y primates pequeños y roedores medianos (ardillas), durante el día, consumen y dispersan gran diversidad de pequeñas semillas entre zonas aisladas, promoviendo la regeneración de diferentes especies vegetales, así como la eventual polinización entre parches aislados (Carthew & Goldingay, 1997; Forget & Milleron, 1991). Poblaciones de mamíferos pequeños y medianos insectívoros-omnívoros como los armadillos y algunas especies de

murciélagos y marsupiales, controlan poblaciones de insectos e invertebrados, lo que disminuye el efecto negativo de algunas especies en las plantas, y al controlar las poblaciones de mosquitos influyen positivamente en la disminución de la transmisión de muchas enfermedades tropicales (Morrison & Lindell, 2012). Grandes roedores como ñeques y guaguas, dispersan semillas de mayor tamaño que para el primer grupo no están disponibles, y al hacerlas pasar por su tracto digestivo o mediante el hábito de transportar y enterrar, incrementan la tasa de germinación de especies vegetales de mayor tamaño (Galetti et al., 2010). La presencia de mesocarnívoros como los mustélidos y cánidos regulan las poblaciones de pequeños roedores y generan estabilidad en las cadenas tróficas. Carnívoros de presas mixtas como el ocelote, controlan un amplio espectro de herbívoros, lo que ayuda a aumentar la diversidad vegetal (Roemer et al., 2009). Grandes mamíferos herbívoros como los saínos y los venados, evitan la distribución aglomerada de especies vegetales incrementando la diversidad florística (Augustine & McNaughton, 1998).

3.4. Análisis de diversidad

Diversidad alfa

El índice de Shannon–Weaver expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra. H normalmente toma valores entre 1 y 4.5 y valores menores a 2 son típicamente poco diversos, lo que indica que para los sitios evaluados la diversidad es baja, con un poco representación en la riqueza, en donde los valores mayores los presentaron la cobertura Sabana y Bosque secundario y vegetación en regeneración, en donde la riqueza estuvo representada por 11 y 3 especies respectivamente. El índice de Simpson (D) habla de la dominancia, es decir, cuando los resultados están más cerca de 1, más dominante. En este caso ningún sector presentó una alta dominancia, pero los sitios con menor riqueza y moderada abundancia presentaron valores altos en este índice, como es el caso del bosque primario inundable y el bosque secundario, con una representación de especies de 21 y 16 especies respectivamente (Tabla 4).

Tabla 4. Estimadores de riqueza para la comunidad de mamíferos registrados durante el muestreo de las estaciones de fotodetección en la desembocadura del Caño Monos – Selva de Matavén

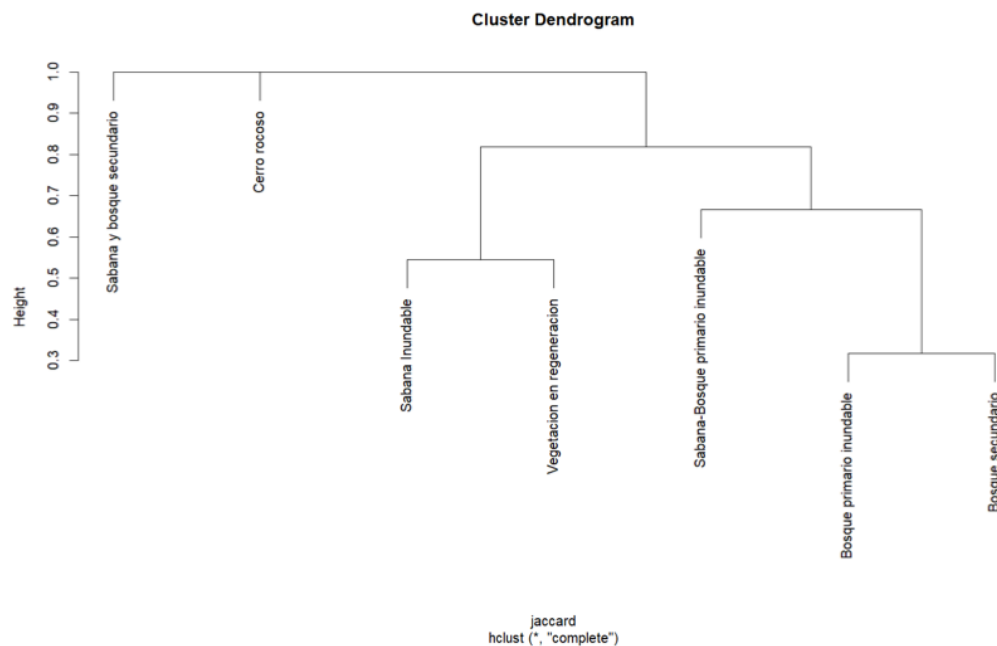
BPI: Bosque primario inundable BS: Bosque secundario CR: Cerro rocoso SI: Sabana Inundable SBS: Sabana y bosque secundario SBPI: Sabana-Bosque primario inundable VS: Vegetación en regeneración

Índices de diversidad	BPI	BS	CR	SI	SBS	SBPI	VR
Riqueza	21	16	1	5	3	7	11
Abundancia	130	55	3	9	5	14	133
Diversidad de Shannon	0.1318	0.122	1	0.2593	0.44	0.1837	0.3805
Dominancia_D	0.8682	0.878	0	0.7407	0.56	0.8163	0.6195

Diversidad beta

El índice muestra de manera consistente cuatro ramales de similitud. El primer grupo se encuentra conformado por la sabana y bosque secundario. El segundo por el Cerro rocoso, el tercero por la sabana inundable y la vegetación en regeneración y el cuarto por la sabana y bosque primario inundable, el bosque primario inundable y el bosque secundario. Los puntos del tercer grupo comparten el 48% de las especies ($I_j=0.74$). Para el grupo cuatro se comparte cerca del 79% de las especies $I_j=0.34$ (Figura 11).

Figura 11. Dendrograma del coeficiente de A. de Jaccard (I_j) en la composición de las especies de mamíferos entre los sitios evaluados durante el muestreo de las estaciones de fotodetección en la desembocadura del Caño Monos – Selva de Matavén



3.5. Especies de interés especial, su uso y valoración cultural

La especie más amenazada encontrada en el muestreo es la Danta (*T. terrestris*) con una categoría global de Vulnerable (VU), pero en el país es críticamente amenazada (CR), además de estar en el apéndice II del CITES. El hormiguero palmero (*M. tridactyla*) se categoriza como Vulnerable (VU) en su clasificación, global y nacional, además que está en el apéndice II del CITES. Caso similar ocurre con el Ocarro (*P. maximus*) el cual se encuentra como VU a nivel global y como En Peligro (EN) en el ámbito nacional, con una categoría CITES en el apéndice I. El cafuche (*T. pecari*) presenta una categoría global de VU, pero en el país es de preocupación menor, mientras que en el Apéndice CITES se encuentra en categoría II. Para el

caso de la rata espinosa su categorización global es de Datos Deficientes (DD) y es una especie endémica que no tienen ningún tipo de categoría de amenaza en el país.

En el ámbito global, el ocelote (*L. pardalis*) y el puma (*P. concolor*) presentan una categoría de preocupación menor (LC), sin embargo, para el caso de Colombia, estas especies se encuentran Cercanamente amenazadas (NT), además de estar en el apéndice CITES I. En el apéndice II de este tratado además se encuentran el yaguarundí (*H. yagouarondi*), el saino (*D. tajacu*), el zorro (*C. thous*), el mono maicero (*S. apella*) y la viudita (*C. lugens*) que no tienen una categoría de amenaza especial.

Puma - *Puma concolor* (Linnaeus, 1771)



Estado de amenaza

UICN: LC

Libro rojo de los mamíferos de Colombia: NT

Resolución 1912 de 2017: NC

CITES: I

Dieta: Carnívoro. Capaz de cazar grandes presas cuando están disponibles, sin embargo los componentes más importantes en su dieta son de pequeño y mediano tamaño.

Descripción: LT 860-1540 mm; LC 630-960 mm; LP 230-290 mm; LO 83-102 mm; Peso 29-120 Kg. El pelaje es generalmente dorado, pero puede ser de color gris plateado o rojizo. La región ventral es más pálida que el dorso. Rostro pálido con manchas blancuzcas alrededor del hocico y la garganta. La base de

las vibrisas presenta una mancha oscura. Cola larga, en forma de jota y con la punta negruzca. No presenta manchas en su cuerpo a excepción de los recién nacidos que tienen manchas marrones pero que desaparecen a los 12 meses de edad. (Cuartas-Calle & Marín-C, 2014).

Distribución y hábitat: El rango de distribución va desde Canadá, a través de Estados Unidos, hasta Chile. En Colombia se encuentra en todas las regiones geográficas desde los 0 a 4100 m.s.n.m. Es solitario, discreto y crepuscular. El período de gestación es de 91 días con un tamaño de camada de dos o tres cachorros. (Cuartas-Calle & Marín-C, 2014).

Presión antrópica: Es perseguido y cazado cuando se alimenta de ganado. Las carreteras también son fuentes de peligro y la mayor barrera en los movimientos de dispersión local (Nielsen et al., 2023).

Ocelote - *Leopardus pardalis* (Linneus, 1758)



Estado de amenaza

UICN: LC

Libro rojo de los mamíferos de Colombia: NT

Resolución 1912 de 2017: NC

CITES: I

Dieta: Carnívoro. Su dieta incluye mamíferos, aves y reptiles, pero también frutas e insectos.

Descripción: LT 700-900 mm; LC 320-410 mm; LP 140-170 mm; LO 50-65 mm; Peso 11-14,5 kg. Su coloración dorsal va desde el amarillo hasta el rojo grisáceo. Ventralmente son de color blanco. Tienen rayas oscuras o rosetas dispuestas en pequeños grupos de zonas oscuras que van paralelamente formando cadenas horizontales. Presentan dos líneas negras en sus mejillas y una o dos rayas transversales dentro de las extremidades. Las extremidades anteriores tienen cinco dedos y las posteriores cuatro; las zarpas están provistas de almohadillas y con uñas retráctiles. En relación con el tamaño del cuerpo sus extremidades son anchas y grandes (Cuartas-Calle & Marín-C, 2014).

Distribución y hábitat: Se presenta desde México a Brasil y Uruguay. En Colombia se distribuye en todas las regiones geográficas desde los 0 a 2400 m.s.n.m. Esta especie ocupa un amplio espectro de hábitats incluyendo manglares, pantanos costeros, pastizales, matorrales, y bosque tropical de todos los tipos (Primario, secundario, perene, estacional y montano. Es crepuscular, pero puede estar activo durante el día. Son solitarios, excepto en la época de apareamiento donde los machos tienen un territorio que se sobrelapa con muchos territorios de hembras. Tras un periodo de gestación que oscila entre los 72 y 82 días, las hembras paren de una a dos crías. Es vulnerable a la cacería y a la pérdida de hábitat (Cuartas-Calle & Marín-C, 2014).

Presión antrópica: Deforestación de su hábitat, la ganadería, la minería, la tala ilegal y la expansión urbana. Además, la captura ilegal para el comercio de mascotas (IUCN, 2023).

Ocarro - *Priodontes maximus* (Kerr, 1792)



Estado de amenaza

UICN: VU

Libro rojo de los mamíferos de Colombia: EN

Resolución 1912 de 2017: EN

CITES: I

Dieta: Se alimenta de insecto considerándose como el armadillo más especializado con una dieta de hormigas y termitas, que obtiene excavando sus nidos (Tirira, 2007).

Descripción: LT 832-1000 mm, LC 500-550 mm, LP 180-200 mm, LO 45-60 mm, P 18.7-32.3 kg. Es la especie de armadillo viviente más grande que existe. El dorso está cubierto por una armadura ósea con 11 a 13 bandas centrales móviles; la armadura tiene la apariencia de ser demasiado pequeña para el tamaño del cuerpo sin cubrir los flancos. La coloración del caparazón es gris amarillenta marrón oscura, con los bordes amarillo claro y crema, a menudo cubiertos de arcilla (Tirira, 2007).

Distribución y hábitat: Habita desde el este de los Andes de Colombia, Ecuador, Perú y noroeste de Venezuela, en la Guayana Francesa, Surinam, Guyana, Brasil, Bolivia, Paraguay y norte de Argentina (Wetzel et al., 2007; Carter et al., 2015).

Presión antrópica: Deforestación de su hábitat, la ganadería, la minería, la tala ilegal y la expansión urbana (IUCN, 2023).

4. RECOMENDACIONES PARA LA CONSERVACIÓN

En el área fueron registradas una amplia diversidad taxonómica de especies, que representan el 59.62% de los mamíferos reportados para la región. Algunas de estas especies como algunos marsupiales (*Didelphis marsupialis* y *Metachirus myosurus*), presentan una alta tolerancia a la perturbación del ambiente, encontrándose incluso en ambientes urbanizados (Barquez et al., 2015, Pérez-Hernández 2016, Sampaio et al., 2016, Solari 2019, Astúa et al., 2021). Sin embargo, la mayoría de los mamíferos registrados presentan una tolerancia entre baja y moderada a la perturbación, siendo la pérdida y fragmentación del hábitat una de las principales amenazas a su conservación (IUCN, 2023). Esto implica que para conservar estas especies deben implementarse primeramente estrategias de conectividad y restauración ecológica que proporcionen hábitat de calidad.

Entre las especies que tienen baja tolerancia a la perturbación del hábitat se encuentran los primates: las viuditas (*Cheracebus lugens*) y el mono maicero (*Sapajus apella*). Para estas especies se ha definido la deforestación y la transformación del hábitat como una de las principales amenazas a su conservación (Link et al. 2007, Link et al., 2021). Por otra parte, un gran porcentaje de las especies registradas presentan una tolerancia media a la perturbación del ambiente. Dentro de estas especies están incluidos carnívoros como el ocelote (*Leopardus pardalis*), y murciélagos nectarívoros como *Hsunycteris thomasi*, así como osos hormigueros (*Tamandua mexicana*), y la danta (*Tapirus terrestres*), entre otros (IUCN, 2023).

Otra de las amenazas que pueden experimentar algunas especies principalmente de carnívoros, es la cacería por retaliación al presentar conflicto con animales domésticos como gallinas. El mal manejo que se le da a estos animales, permitiendo su desplazamiento libre sin supervisión y la ausencia de corrales en los que puedan estar seguras en las noches, favorece el consumo de aves de corral por parte de los carnívoros presentes en la zona. Finalmente, esto genera un conflicto en el cual, los animales terminan siendo cazados para detener el consumo de las aves de corral. Dentro de las especies que se ven amenazadas por la cacería por retaliación están el ocelote (*Leopardus pardalis*), la taira (*Eira barbara*) y la zarigüeya común (*Didelphis marsupialis*) (Paviolo et al., 2015, Cuarón 2016, Astúa et al., 2021).

Así mismo, el consumo de animales silvestres representa una amenaza tanto para las especies que son consumidas, como para los depredadores que se alimentan de estos mamíferos. Especies como la guagua (*Cuniculus paca*), el armadillo (*Dasybus novemcinctus*), sainos (*Dicotyles tajacu*) y cafuches (*Tayassu pecari*) son mamíferos que suelen ser cazados ampliamente por las comunidades por su carne. Sin embargo estas especies hacen parte de depredadores de mediano porte como el ocelote (*Leopardus pardalis*) y la taira (*Eira barbara*) (Paviolo et al., 2015, Cuarón 2016). Esto puede generar un desbalance ecosistémico en el cual, en ausencia de presas de mayor porte estos depredadores comiencen a depredar especies de menor porte, entrando a competir con depredadores menores, con los que antes no competían; o puede llevar a que estas especies recurran a los animales domésticos como fuente de alimento.

Igualmente, la cacería generalmente realizada con perros, implica el desplazamiento de perros dentro de las áreas de bosque, lo que conlleva a que los perros consuman otras especies como roedores, entrando a competir con otros depredadores (Zapata-Ríos & Branch, 2016). Así mismo, los perros son vectores de

diversas enfermedades como el moquillo y la rabia, que pueden ser contagiadas a la fauna silvestre, representando una amenaza para esta.

Con base en lo anterior se hacen tres recomendaciones principales para la conservación de las especies de mamíferos:

1. Proteger las áreas ya monitoreados y buscar nuevas áreas a conectar a través de estrategias de restauración activa y pasiva.
2. Proporcionar capacitación a la comunidad local para el adecuado manejo de los animales domésticos, principalmente de las aves de corral y perros.
3. Evitar la caza de fauna silvestre para consumo y el libre desplazamiento de perros dentro de las áreas de bosque.

5. CONCLUSIONES

Los estimadores de riqueza y abundancia, mostraron de manera continuada que la representación y el esfuerzo de muestreo ha sido suficiente para reportar y establecer algunas dinámicas bióticas en el grupo de mamíferos en este periodo de muestreo. Esto si bien es cierto en una escala de paisaje, donde las metodologías en mastofauna son más eficientes, al maximizar el registro mediante un esfuerzo continuado en el tiempo. Sin embargo, para cada una de las unidades evaluadas, los estimadores sugieren que hay un porcentaje representativo de la diversidad en mamíferos que hace falta por registrar. En este resultado ronda el mismo argumento ya que el esfuerzo de registro para cada sitio es pequeño en comparación para todo el muestreo. A pesar de esto, el análisis actual aumenta el conocimiento en diversidad para la región al utilizar metodologías idóneas para el registro de mamíferos.

El tamaño de los áreas abiertas y la estructura del paisaje puede influenciar las abundancias locales de la mastofauna y es un aspecto que debe tenerse en cuenta en las investigaciones (Avila-Cabadilla *et al.*, 2009). Los datos encontrados en el presente estudio sugieren que la dominancia de las áreas intervenidas puede causar una fuerte reducción en la diversidad de este importante grupo faunístico, razón por la cual resulta primordial crear una conectividad entre las diferentes áreas evaluadas, esto ayudará a preservar la diversidad de especies de murciélagos en la región, así como sus importantes papeles ecológicos (polinización, dispersión de semillas y control de invertebrados). Es evidente, que las condiciones para la fauna de mamíferos en las zonas con reducida diversidad y densidad vegetal son muy inferiores si se comparan con los sitios de mayor extensión, esto obedece básicamente a características de la estructura de la vegetación, ya que en ésta última cobertura existen varias características de microhábitat donde hay una disponibilidad de recursos como alimento y refugio que inciden sobre las tasas de natalidad y mortalidad de las diferentes especies registradas (Sánchez-Hernández *et al.*, 2001) manteniendo poblaciones viables de las mismas.

En general, se ha demostrado que algunas características ambientales como la composición florística, precipitación y rango de temperatura condicionan el número y la diversidad de especies animales que puedan registrarse en un área particular. Conforme a esto, y pese a las limitaciones e inconvenientes de los métodos utilizados, la riqueza encontrada en el monitoreo sugiere que la composición y estructura de la vegetación, además de la biota que se encuentra en esta cobertura, está proporcionando los recursos necesarios para el sostenimiento de las poblaciones de las especies de mamíferos.

Para la altura y la ecorregión todavía hay muchas especies de mamíferos que no son registrados y esto se debe a que muchas de las zonas evaluadas presentan altos grados de intervención, como la deforestación selectiva. Esto a su vez actuará en dos frentes, ya que ayudará a proveer recursos para la colonización de diferentes especies y estas mediante procesos ecológicos de restauración ayudaran a la regeneración vegetal. A pesar de lo anterior, los resultados del presente análisis muestran que las zonas vegetales en la cuenca del caño Matavén son fundamentales en el establecimiento y mantenimiento de la comunidad de mamíferos, dado que proveen los microhabitats necesarios para garantizar diferentes recursos cruciales que son utilizados diferencialmente por estos organismos.

6. LITERATURA CITADA

- Astúa, D., Lew, D., Costa, L. P., & Pérez-Hernández, R. (2021). *Didelphis marsupialis*, Common Opossum Amendment version. *The IUCN Red List of Threatened Species*, 8235, 1–10.
- Augustine, D. J., & McNaughton, S. J. (1998). Ungulate Effects on the Functional Species Composition of Plant Communities: Herbivore Selectivity and Plant Tolerance. *The Journal of Wildlife Management*, 62(4), 1165. <https://doi.org/10.2307/3801981>
- Avila-Cabadilla, L. D., Stoner, K. E., Henry, M., & Añorve, M. Y. A. (2009). Composition, structure and diversity of phyllostomid bat assemblages in different successional stages of a tropical dry forest. *Forest Ecology and Management*, 258(6), 986–996. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.12.011>
- Barquez, R., Perez, S., Miller, B., & Diaz, M. (2015). *Artibeus lituratus*, Great Fruit-eating Bat. *The IUCN Red List of Threatened Species*, 8235, 1–8.
- Barr, W. A., & Biernat, M. (2020). Mammal functional diversity and habitat heterogeneity: Implications for hominin habitat reconstruction. *Journal of Human Evolution*, 146, 102853. <https://doi.org/10.1016/j.jhevol.2020.102853>
- Bray, J. R., & Curtis, J. T. (1957). An Ordination of the Upland Forest Communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, 27(4), 325–349.
- Carthew, S. M., & Goldingay, R. L. (1997). Non-Flying Mammals as pollinators. *TREE*, 12(3), 104–108.
- CITES. (2017). *Apéndices I, II y III. Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES)*. 41(4 de abril), 48.
- Cuarón, A. (2016). *Eira barbara*. *The IUCN Red List of Threatened Species*, 8235.
- Cuartas-Calle, C. A., & Marín-C, D. (2014). *Guía ilustrada Mamíferos Cañon del Rio Porce- Antioquia*. EPM E.S.P. Universidad de Antioquia, Herbario Universidad de Antioquia.
- Delgado-V, C. A., Árias-Alzate, A., Botero, S., & Sánchez-Londoño, J. D. (2011). Behaviour of the Tayra *Eira barbara* near Medellín, Colombia: preliminary data from a video- capturing survey. *Small Carnivore Conservation*, 44(June), 19–21.
- Díaz-Pulido, A., Aguilar-Garavito, M., Pérez-Torres, J., & Solari, S. (2015). El monitoreo de los mamíferos en los procesos de restauración ecológica. In W. Aguilar-Garavito M. y Ramírez (Ed.), *Monitoreo a procesos de restauración ecológica aplicado a ecosistemas terrestres* (pp. 163–176). Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Forget, P. M., & Milleron, T. (1991). Evidence for secondary seed dispersal by rodents in Panama. *Oecologia*, 87(4), 596–599. <https://doi.org/10.1007/BF00320426>
- Galetti, M., Donatti, C. I., Steffler, C., Genini, J., Bovendorp, R. S., & Fleury, M. (2010). The role of seed mass on the caching decision by agoutis, *Dasyprocta leporina* (Rodentia: Agoutidae). *Zoologia*, 27(3), 472–476. <https://doi.org/10.1590/S1984-46702010000300022>
- Gómez-Laverde, M. (1993). *Contribución al conocimiento de los pequeños mamíferos no voladores del Parque Regional Natural Ucumarí*.
- Hsieh, T. C., Ma, K. H., & Chao, A. (2016). iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of

species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution*, 7(12), 1451–1456. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>

IUCN. (2023). *The IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2022-2.

Jayat, J. P., & Ortiz, P. E. (2010). Mamíferos del pedemonte de Yungas de la Alta Cuenca del Río Bermejo en Argentina: Una línea de base de diversidad. *Mastozoología Neotropical*, 17(1), 69–86.

Kalko, E. K. V., Estrada Villegas, S., Schmidt, M., Wegmann, M., & Meyer, C. F. J. (2008). Flying high - Assessing the use of the aerosphere by bats. *Integrative and Comparative Biology*, 48(1), 60–73. <https://doi.org/10.1093/icb/icn030>

Linares, O. J. (1987). Murciélagos de Venezuela. In *Cuadernos Lagoven*.

Link, A., Urbani, B., & Mittermeier, R. A. (2021). *Aotus griseimembra*, Grey-handed Night Monkey. *The IUCN Red List of Threatened Species*, 8235, 1–15.

Link et al., A. (2007). *Alouatta seniculus*, Red Howler Monkey. *The IUCN Red List of Threatened Species*, 8235, 1–15.

MADS. (2017). Resolución 1912 del 10 de febrero de 2017.pdf. In *Resolución 1912 del 10 de febrero de 2017.pdf* (pp. 1–38).

Maffei L, Cuellar, E., & Noss., A. (2002). *Uso de trampas-cámara para la evaluación de mamíferos en el ecotono Chaco- Chiquitanía*. July 2015.

Magioli, M., Ferraz, K. M. P. M. de B., Setz, E. Z. F., Percequillo, A. R., Rondon, M. V. de S. S., Kuhnen, V. V., Canhoto, M. C. da S., dos Santos, K. E. A., Kanda, C. Z., Fregonezi, G. de L., do Prado, H. A., Ferreira, M. K., Ribeiro, M. C., Villela, P. M. S., Coutinho, L. L., & Rodrigues, M. G. (2016). Connectivity maintain mammal assemblages functional diversity within agricultural and fragmented landscapes. *European Journal of Wildlife Research*, 62(4), 431–446. <https://doi.org/10.1007/s10344-016-1017-x>

Moreno, C., Barragan, F., Pineda, E., & Pavon, N. (2011). Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comprar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82(4), 1249–1262.

Morrison, E. B., & Lindell, C. A. (2012). Birds and bats reduce insect biomass and leaf damage in tropical forest restoration sites. *Ecological Applications*, 22(5), 1526–1534. <https://doi.org/10.1890/11-1118.1>

Nielsen, C., Thompson, D., Kelly, M., & Lopez-Gonzalez, C. A. (2023). Puma concolor, Puma. *The IUCN Red List of Threatened Species*, 8235, 12. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T18868A50663436.en>.

Oksanen, A. J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., Mcglinn, D., Minchin, P. R., Hara, R. B. O., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H., & Szoecs, E. (2017). Package ‘vegan’. <https://doi.org/ISBN 0-387-95457-0>

Osorno-Muñoz, M., Fuentes-Sánchez, G., & Fuentes-Sánchez, E. (2019). *MATAWANI DEIYU ISOT- ANIMALES DE LA SELVA DE MATAVÉN*. Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas SINCHI.

Paviolo, A., Crawshaw, P., Caso, A., de Oliveira, T., Lopez-Gonzalez, C. ., Kelly, M., De Angelo, C., & Payan, E. (2015). *Leopardus pardalis*, Ocelot. *The IUCN Red List of Threatened Species*, 1–13.

Payán, E., & Soto, C. (2012). Los felinos de Colombia. In *Instituto de Investigaciones de Recursos*

Biológicos Alexander von Humboldt y Panthera Colombia. (Vol. 8).

Pérez-Hernández, R. (2016). *Marmosa robinsoni*, Robinson's Mouse Opossum. *The IUCN Red List of Threatened Species*, 8235, 1–8.

R Core Team. (2019). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing.

Robinson, J. G., & Redford, K. H. (1986). Body size, diet, and population density of Neotropical forest mammals. *American Naturalist*, 128(5), 665–680. <https://doi.org/10.1086/284596>

Rodriguez-Mahecha, J. V., Alberico, M., Trujillo, F., & Jorgenson, J. (2006). *Libro rojo de los mamíferos de Colombia*. Conservación Internacional Colombia.

Roemer, G. W., Gompper, M. E., & Van Valkenburgh, B. (2009). The Ecological Role of the Mammalian Mesocarnivore. *BioScience*, 59(2), 165–173. <https://doi.org/10.1525/bio.2009.59.2.9>

Sampaio, E., Lim, B., & Petters, S. (2016). *Carollia brevicauda*, Silky Short-tailed Bat. *The IUCN Red List of Threatened Species*, 8235, 1–7.

Sánchez-Hernández, C., Romero-Almaraz, M., Colín-Martínez, H., & García-Estrada, C. (2001). Mamíferos de cuatro áreas con diferente grado de alteración en el sureste de México. *Acta Zoológica Mexicana*, 48(84), 35–48.

Solari, A. (2019). *Sturnira parvidens*. *The IUCN Red List of Threatened Species*, 8235, 1–8.

Solari, S., Muñoz-Saba, Y., Rodríguez-Mahecha, J. V., Defler, T. R., Ramírez-Chaves, H. E., & Trujillo, F. (2013). Riqueza, endemismo y conservación de los mamíferos de {Colombia}. *Mastozoología Neotropical*, 20(2), 301–365. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=45729294008>

Tirira, D. (2007). *Guía de campo de los mamíferos del Ecuador* (Ediciones). Publicación especial sobre los mamíferos del Ecuador 6.

Ugland, K. I., Gray, J. S., & Ellingsen, K. E. (2003). The species-accumulation curve and estimation of species richness. *Journal of Animal Ecology*, 72(5), 888–897. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2656.2003.00748.x>

Wilson, Cole, Nichols, Rudran, & Foster. (1996). Capturing mammals. In *Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for mammals* (DE Wilson, FR Cole, JD Nichols, R. Rudran, and MS Foster, eds.). *Smithsonian Institution Press, Washington, DC* (pp. 115–155).

www.iucnredlist.org. (2020).

Xu, Y., Fan, X., Warren, A., Zhang, L., & Xu, H. (2018). Functional diversity of benthic ciliate communities in response to environmental gradients in a wetland of Yangtze Estuary, China. *Marine Pollution Bulletin*, 127(November 2017), 726–732. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.12.068>

Zapata-Ríos, G., & Branch, L. C. (2016). Altered activity patterns and reduced abundance of native mammals in sites with feral dogs in the high Andes. *Biological Conservation*, 193, 9–16. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.10.016>