

CONVENIO INTERADMINISTRATIVO No. 21-450 (624 de 2021 ANH) ENTRE LA AGENCIA NACIONAL DE HIDROCARBUROS – ANH Y EL INSTITUTO DE INVESTIGACIÓN DE RECURSOS BIOLÓGICOS ALEXANDER VON HUMBOLDT - INSTITUTO HUMBOLDT

Producto 4. Informe con el análisis de diversidad de mamíferos, anfibios, reptiles, aves, colémbolos, himenópteros terrestres, lepidópteros diurnos, coleópteros escarabeidos y melolóntidos, e insectos estridulantes, ictiofauna, macrófitas, macroinvertebrados, perifiton, fitoplancton y zooplancton.



Noviembre de 2022



AVES Y MAMÍFEROS CÁMARAS TRAMPA

TABLA DE CONTENIDO

TABLA DE CONTENIDO	2
LISTA DE TABLAS	4
LISTA DE FIGURAS	5
Equipo de trabajo	¡Error! Marcador no definido.
Resumen	7
Introducción	8
Metodología	11
Diseño del muestreo	¡Error! Marcador no definido.
Toma de datos en campo	¡Error! Marcador no definido.
Puntos de avistamiento	¡Error! Marcador no definido.
Recorridos libres	¡Error! Marcador no definido.
Preparación de especímenes	¡Error! Marcador no definido.
Preparación de datos	¡Error! Marcador no definido.
Resultados	15
Esfuerzo de muestreo	15
Por método de captura y temporada climática	¡Error! Marcador no definido.
Por zona de trabajo y temporada climática	15
Por cobertura vegetal y temporada climática	¡Error! Marcador no definido.
Composición y diversidad de especies	¡Error! Marcador no definido.
Índices de diversidad	¡Error! Marcador no definido.
Distribución espacial de la riqueza y la abundancia de especies	¡Error! Marcador no definido.
Análisis de similitud	¡Error! Marcador no definido.
Análisis de redundancia y análisis estadístico de covariables	¡Error! Marcador no definido.
Complementariedad del muestreo	¡Error! Marcador no definido.
Resultados de análisis específicos realizados (por ejemplo modelos de ocupación de aves)	¡Error! Marcador no definido.
Discusión	¡Error! Marcador no definido.
Esfuerzo de muestreo	¡Error! Marcador no definido.
Composición y diversidad de especies	¡Error! Marcador no definido.
Índices de diversidad	¡Error! Marcador no definido.

Distribución espacial de la riqueza y la abundancia de especies	¡Error! Marcador no definido.
Análisis de similitud	¡Error! Marcador no definido.
Análisis de redundancia y análisis estadístico de covariables	¡Error! Marcador no definido.
Complementariedad del muestreo	¡Error! Marcador no definido.
Análisis extra	¡Error! Marcador no definido.
Conclusiones	¡Error! Marcador no definido.
Bibliografía	56

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Distribución de las unidades de muestreo por área de trabajo y hábitats muestreados para las grabadoras permanentes.

Tabla 2. Representatividad del muestreo de aves para las tres zonas de trabajo.

Tabla 3. Representatividad del muestreo de aves diferenciando por cobertura de la tierra y temporada

Tabla 4. Representatividad del muestreo de mamíferos diferenciando por cobertura de la tierra y temporada

Tabla 5. Lista de especies reportadas con el uso de cámaras trampa en el área de estudio, diferenciando las tres temporadas (T1, T2, y T3). Se organiza de manera jerárquica de mayor a menor abundancia relativa (A. rel.).

Tabla 6. Índices de diversidad de aves con números de Hill: $q = 0$ (riqueza de especies), $q = 1$ (equivalente de Shannon: número de especies comunes), $q = 2$ (equivalente de Simpson: número de especies muy comunes), usando datos de cámara trampa en tres temporadas de muestreo.

Tabla 7. Valores de diversidad de mamíferos medianos y grandes por cobertura durante todas las temporadas en el municipio de Puerto Wilches - Santander.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Esquema general del diseño de muestreo implementado en la línea Base Regional de Biodiversidad en la Plataforma Kalé.

Figura 2. Unidades de muestreo diseñadas para el componente de cámaras trampa para la Línea Base Regional de Biodiversidad.

Figura 3. Instalación de cámaras trampa en campo.

Figura 4. Localización de las áreas y unidades de muestreo (UM) donde se realizó la caracterización de la diversidad de mamíferos y aves a través de cámaras trampa en las áreas Kalé, Platero y Caracterización.

Figura 5. Curvas de rarefacción con interpolación y extrapolación usando el orden de diversidad $q = 1$ (riqueza) para el muestreo de aves en las tres (generadas con el paquete iNEXT).

Figura 6. Cobertura de muestreo por zona de trabajo (Caracterización, Kalé y Platero) para mamíferos medianos y grandes en todas las temporadas del Proyecto ANH (Puerto Wilches, Santander).

Figura 7. Curvas de rarefacción con interpolación y extrapolación usando el orden de diversidad $q = 1$ (riqueza) para el muestreo de aves, diferenciando por cobertura de la tierra (generadas con el paquete iNEXT)

Figura 8. Cobertura de muestreo por cobertura vegetal para mamíferos medianos y grandes para todas las temporadas de estudio (T1, T2 y T3) del proyecto ANH (Puerto Wilches, Santander).

Figura 9. Representatividad de órdenes de aves en las tres temporadas de muestreo, según el número especies (izquierda) y de registros (derecha)

Figura 10. Representatividad de familias de aves en las tres temporadas de muestreo, según el número de especies y la abundancia relativa.

Figura 11. Número de especies (izquierda) y registros totales (derecha) de aves para cada gremio trófico, consolidando las tres temporadas de muestreo.

Figura 12. Representatividad de órdenes de mamíferos registrados para todas las temporadas de estudio (T1, T2 y T3) en las diferentes localidades de estudio en las áreas de Kalé, Platero y Caracterización del proyecto ANH (Puerto Wilches, Santander).

Figura 13. Representatividad de familias de mamíferos registrados para todas las temporadas de estudio (T1, T2 y T3) en las diferentes localidades de estudio en las áreas de Kalé, Platero y Caracterización del proyecto ANH (Puerto Wilches, Santander).

Figura 14. Gremios tróficos para las 20 especies de mamíferos registradas durante la caracterización de biodiversidad del proyecto para todas las temporadas (Puerto Wilches, Santander).

Figura 15. Rango de abundancias para las especies de aves reportadas en cámara trampa dentro del área de estudio, diferenciando por zona: Kalé, Platero y Caracterización.

Figura 16. Rango de abundancias para las especies de aves reportadas en cámara trampa dentro del área de estudio, diferenciando por temporada.

Figura 17. Rango de abundancias para las especies de aves reportadas en cámara trampa dentro del área de estudio, diferenciándose por cobertura.

Figura 18. Rango de abundancias para las especies de aves reportadas en cámara trampa dentro del área de estudio, diferenciando por temporada y cobertura.

Figura 19. Perfiles de rango abundancia de la comunidad de mamíferos encontrada en la zona de Caracterización, Kalé y Platero en todas las temporadas para el proyecto ANH (Puerto Wilches, Santander).

Figura 20. Perfiles de rango abundancia de la comunidad de mamíferos en todas las temporadas (T1,T2 y T3) para el proyecto ANH (Puerto Wilches, Santander).

Figura 21. Perfiles de rango abundancia de la comunidad de mamíferos en todas las diferentes coberturas vegetales para el proyecto ANH (Puerto Wilches, Santander).

Figura 22. Perfiles de rango abundancia de la comunidad de mamíferos en las coberturas muestreadas durante cada una de las temporadas (T1,T2 y T3) en el proyecto ANH (Puerto Wilches, Santander). **A.** Bosque denso. **B.** Bosque ripario. **C.** Herbazal. **D.** Cultivo de palma. **E.** Pastos. **F.** Vías.

Figura 23. Número de especies totales (Q0), comunes (Q1) y muy comunes (Q2) en las coberturas de muestreo, usando datos de cámara trampa. Consolidado de las tres temporadas de muestreo.

Figura 24. Índices de diversidad de mamíferos medianos y grandes en las diferentes coberturas durante todas las temporadas en el municipio de Puerto Wilches – Santander.

Figura 25. Distribución espacial de la riqueza de aves en el área de estudio, mostrando en colores más rojos mayor concentración de especies para cada temporada: primera (izquierda arriba), segunda (derecha arriba), tercera (derecha abajo).

Figura 26. Distribución espacial de la riqueza de aves en el área de estudio, mostrando en colores más rojos mayor concentración de especies para cada temporada: primera (izquierda arriba), segunda (derecha arriba), tercera (derecha abajo)

Figura 27. Distribución espacial de la riqueza de aves en el área de estudio, mostrando en colores más rojos mayor concentración de especies para cada temporada: primera (izquierda arriba), segunda (derecha arriba), tercera (derecha abajo)

Figura 28. Mapa de calor mostrando la variación espacial de la riqueza de mamíferos medianos y grandes durante: A) Temporada 1 (T1), B) Temporada 2 (T2) y la C) Temporada 3 (T3) en el municipio de Puerto Wilches - Santander.

Figura 29. Análisis de disimilitud usando NMDS para comparar coberturas (izquierda arriba), temporadas (derecha arriba) y zonas de estudio (izquierda abajo). También se presenta un gráfico de similitud entre cámaras trampa, a partir de la composición de especies.

Figura 30. Representación del análisis de disimilitud (NMDS) y la composición de mamíferos medianos y grandes durante la temporada de aguas altas y aguas bajas en el municipio de Puerto Wilches - Santander. **A.** Representación del estrés empleando las distancias Bray-Curtis. **B.** Representación de las coberturas y conectividad entre las unidades muestrales evaluadas. **C.** Representación de las tres temporadas climáticas y conectividad entre las unidades muestrales evaluadas. **D.** Representación de las zonas de muestreo y la conectividad entre las unidades muestrales evaluadas.

Equipo de trabajo

Coordinador

Adriana Restrepo

Investigadores

Francisco Javier Nieto Mendoza

Orlando Fabián Leal

Alejandra Niño Reyes

Daniela Martínez Medina

Laura Nattaly Tejeiro Mahecha

Resumen

Entre el 16 de julio y el 05 de diciembre del 2021, y el 18 de marzo y el 13 de junio del 2022, se caracterizó la comunidad de aves y mamíferos medianos y grandes registrados a través de cámaras trampa en las áreas denominadas Kalé, Platero y zona de caracterización, ubicadas en el municipio de Puerto Wilches-Santander, Colombia. Se comparó la abundancia, riqueza y composición de las comunidades presentes en Bosque ripario, Bosque denso, Bosque abierto, Herbazales, Pastos y Cultivos de Palma. Se registraron 27 especies de mamíferos (siete especies domésticas), siendo *Dasyprocta punctata* la especie más abundante. De aves se registraron 63 especies, siendo *Aramides cajaneus* la especie más abundante. Se registraron las especies *Agamia agami*, *Ortalis garrula* y *Ortalis colombiana* como especies endémicas para Colombia, y *A.agami* como especie vulnerable (VU). De mamíferos no se registraron especies endémicas pero sí tres especies amenazadas según la UICN: *Cebus versicolor* (EN), *Lontra longicaudis* (NT) y *Myrmecophaga tridactyla* (VU). El número de especies efectivas de mamíferos en el Bosque ripario y los cultivos de palma fue similar. En aves el número efectivo de especies fue mayor en el bosque ripario ($q=0$), sin embargo en el cultivo de palma fue mayor la diversidad ($q = 1$ y $q = 2$). *Lontra longicaudis* se registró exclusivamente en el Bosque. Los mamíferos omnívoros fueron el gremio trófico más abundante y en las aves fueron las insectívoras-frugívoras. Es de resaltar la alta abundancia relativa en la zona de *Leopardus pardalis* y la baja representación de grandes carnívoros como *Puma concolor* y *Panthera onca*.

Introducción

Existen diferentes formas para obtener información sobre la diversidad biológica presente en un área determinada, que podrían agruparse gruesamente en métodos activos y métodos pasivos. Los métodos pasivos reúnen diferentes herramientas tecnológicas como cámaras trampa, grabadoras de sonidos o imágenes de sensores remotos que no requieren la presencia permanente de los investigadores en el campo. Los métodos pasivos son menos invasivos que las herramientas de muestreo tradicionales, son costo-efectivas, minimizan el sesgo en los muestreos que se genera por la presencia de los investigadores en campo y adicionalmente, permiten obtener un gran volumen de datos en diferentes niveles de organización biológica y escalas (espacial y temporal) que de otra manera serían difíciles de obtener.

Las cámaras trampa, les permiten a los investigadores registrar la diversidad de mamíferos y aves presentes en un lugar de manera automatizada. Es decir, el investigador instala la cámara trampa, la deja en el sitio de interés por un tiempo determinado y posteriormente regresa para extraer la información. Para esto, cámaras automáticas, resistentes a la intemperie, se sujetan al tronco de un árbol y se programan para tomar fotografías cada vez que detecten un animal, ya que cuentan con un sensor de movimiento infrarrojo pasivo (PIR).

Esta técnica ha permitido detectar especies sigilosas o de hábitos nocturnos que, mediante otros métodos de muestreo, no habían sido posible conocer si se encontraban en el área. El fototrampeo es actualmente una técnica común para la evaluación y monitoreo de individuos, poblaciones y comunidades de mamíferos medianos y grandes en Colombia (Díaz Pulido & Payán Garrido, 2012). Este método ha demostrado su efectividad en múltiples publicaciones y en diferentes grupos taxonómicos (Wearn & Glover-Kapfer, 2019).

Los mamíferos medianos y grandes, detectados a partir de cámaras trampa, son elementos fundamentales de los bosques del Magdalena Medio, ya que cumplen diferentes roles ecológicos como la dispersión y depredación de semillas y la regulación de otras poblaciones (Castillo, 2017). La desaparición o disminución de este grupo de vertebrados tiene consecuencias importantes en los ecosistemas (Sua, 2017). Por ejemplo, a nivel global se han estudiado los efectos de la defaunación por cacería o pérdida de hábitat, encontrando que en ausencia de mamíferos medianos y grandes se producen cambios en la depredación y dispersión de semillas, así como en la mortalidad de las plántulas y el control de herbívoros (Sua, 2017).

En estos muestreos se obtienen registros de otros grupos taxonómicos, principalmente de aves terrestres, los cuales a veces son descartados por no proveer información vinculada a los objetivos de las investigaciones, pero estos datos podrían ser utilizados para ampliar el conocimiento sobre la ecología e historia natural de las especies, aprovechando el esfuerzo y los recursos materiales invertidos (Zárate-Betzel et al., 2019). Las aves pueden ser clasificadas según el lugar en el cual

buscan su alimento en los siguientes gremios: aéreas, arborícolas, acuáticas y terrestres (De La Peña & Krüger, 1987). Las cámaras trampa han sido utilizadas mayormente para el estudio de aves terrestres y acuáticas, de tamaño grande, especialmente pertenecientes a los órdenes Galliformes, Gruiformes y Tinamiformes (Li, Mcshea, Wang, Shao, & Shi, 2010; Armenteros, Prieto, Lomillos, Alonso, & Gaudioso, 2015; Colyn, Campbell, & Smit-Robinson, 2017). las cámaras trampa también ha sido usadas para obtener información ecológica como depredación y seguimientos de nidos (Buler & Hamilton, 2000), aunque en aves los estudios mediante cámaras trampa han sido escasos, han aportado información sobre la riqueza, la distribución, los patrones de actividad, la abundancia relativa y ocupación de aves (Díaz Rodríguez, G. 2019)

Para que una especie o grupo de especies se considere un buen indicador debe cumplir diferentes criterios: la especie o grupo de especies deben ser sensibles a cambios en el ambiente, debe ser fácil de medir y debemos tener el conocimiento suficiente sobre la ecología de las especies para poder interpretar con precisión los resultados del indicador (Kattan, 2008). Los mamíferos, particularmente las especies especialistas de bosque y los grandes carnívoros, son buenos indicadores del estado de conservación de un ecosistema, ya que su presencia en un área evidencia la existencia de suficientes presas para mantener su población y condiciones estructurales del bosque adecuadas (Yara-Ortiz et al., 2009). Además, su presencia puede ser detectada a través de cámaras trampa en grandes extensiones espaciales y temporales y se tiene conocimiento sobre la ecología de muchas de estas especies.

Metodología

Diseño del muestreo

Para generar el diseño de muestreo se tuvieron en cuenta los siguientes factores:

a) Distancia a las plataformas: Se espera que a mayor cercanía a la plataforma el impacto sea mayor. Por lo tanto, para los sensores pasivos, se espera que un punto situado a una distancia mayor a 15 km tendrá un impacto cero.

b) Distribución espacial: En la zona de estudio existen dos gradientes de transformación del paisaje, uno de sur a norte y otro de occidente a oriente, a partir de los cuales se configuran tres sectores. Una zona al suroriente de territorios netamente agrícolas, una zona al nororiente de sitios agropecuarios susceptibles a la inundación y al occidente una zona con relictos de bosques conservados, cercanos a la ciénaga de paredes. A partir de estos dos factores se propuso un diseño de muestreo específico para el grupo de sensores pasivos (Figura 1).

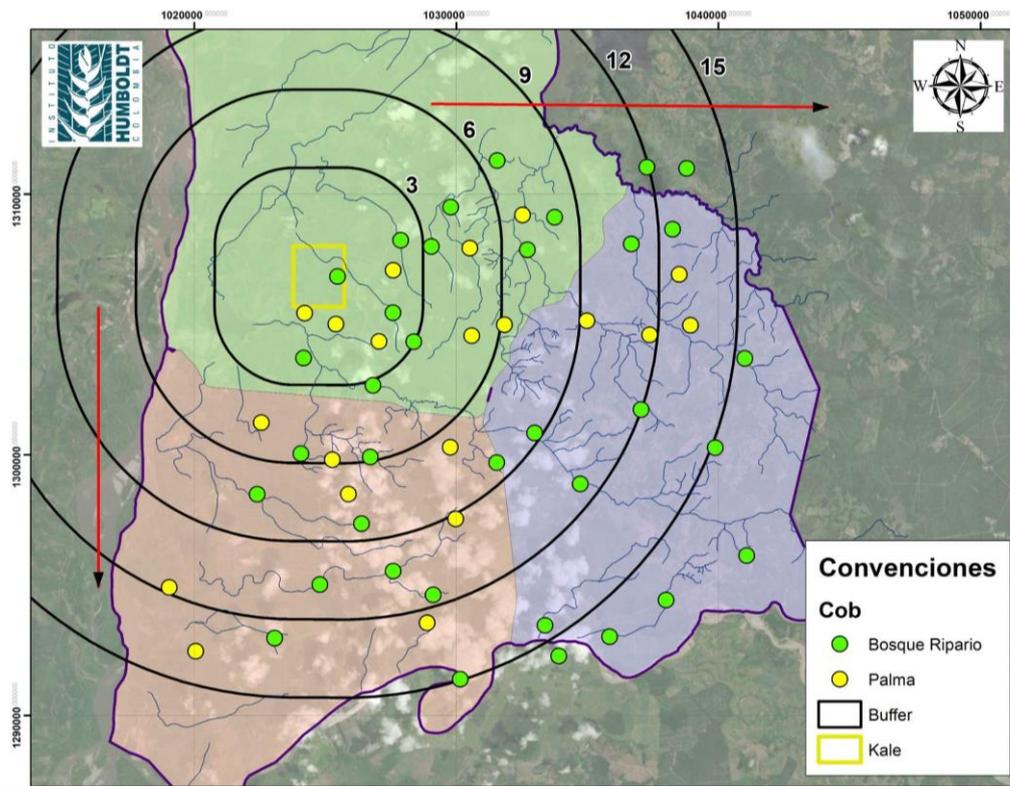


Figura 1. Esquema general del diseño de muestreo implementado en la línea Base Regional de Biodiversidad en la Plataforma Kalé

Para la selección de cada una de las unidades de muestreo se tuvieron en cuenta las coberturas vegetales presentes en la zona, tratando de incluir diferentes tipos de coberturas representativas, así no fueran muy abundantes. Estas unidades de muestreo se seleccionaron de manera aleatoria teniendo en cuenta algunos factores como distancia mínima entre los puntos, donde se estableció una distancia mínima de 1 km, distancia a vías y cuerpos de agua. Para el diseño de muestreo no se tuvieron

en cuenta los límites municipales y se abarcaron los siguientes municipios: Puerto Wilches, Cantagallo, Sabana de Torres y Barrancabermeja. Finalmente se obtuvieron 106 unidades de muestreo (Figura 2).

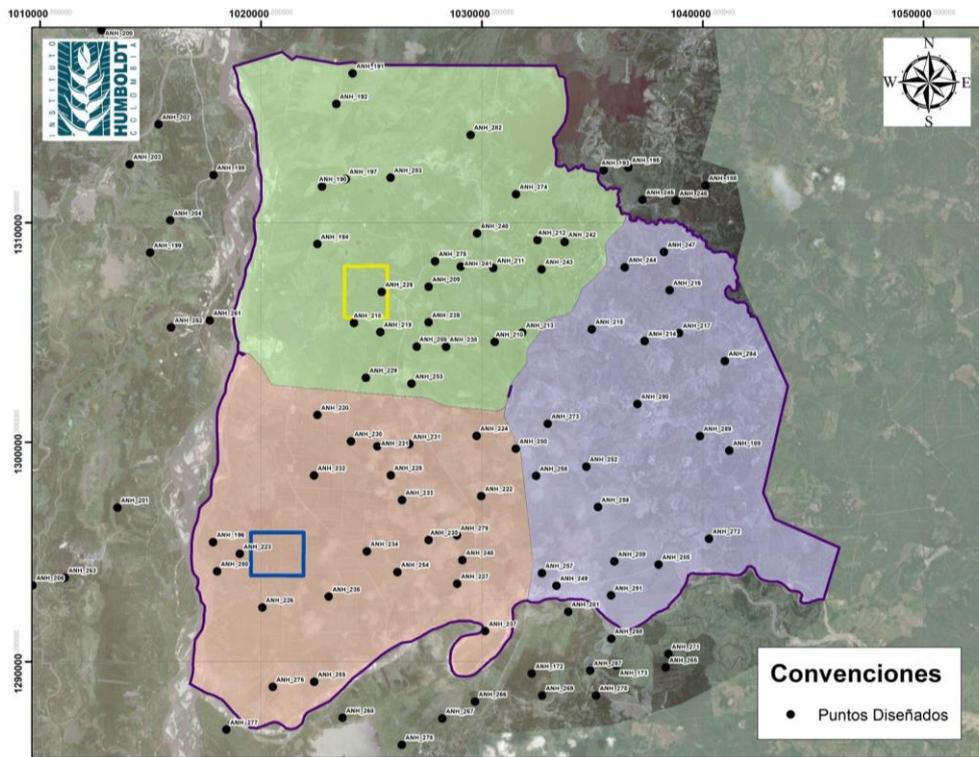


Figura 2. Unidades de muestreo diseñadas para el componente de cámaras trampa para la Línea Base Regional de Biodiversidad.

Toma de datos en campo

Para la instalación de cámaras trampa presentes en el área de estudio inicialmente se tenía previsto trabajar en 106 unidades de muestreo (UM), de las cuales se realizaron 92 en la primera temporada y 100 en las posteriores, debido a inconvenientes logísticos asociados al tiempo de muestreo, adquisición de materiales y el acceso restringido a varias de estas unidades ubicadas en la zona sur y oriental del área de estudio (Figura 3).

El muestreo con cámaras trampa se realizó entre el 16 de julio y el 05 de diciembre del 2021, y el 18 de marzo y el 13 de junio del 2022. Para esto se usaron cámaras trampa marca Bushnell (Bushnell Core DS No Glow). Las cámaras se dejaron instaladas en campo durante mínimo 30 días consecutivos a una distancia mínima entre sí de 1 km, en diferentes coberturas vegetales (ej. bosque, cultivos de palma, herbazales). Se instalaron a una altura promedio del suelo de 40 cm, con el fin de capturar mamíferos de talla mediana y grande, y se programaron para tomar 3 fotografías por disparo con intervalos de un segundo entre fotografía. Las cámaras trampa estuvieron activas las 24 horas del día registrando fecha y hora en cada

fotografía y se nombraron a partir de cada unidad de muestreo (ej. CTANH001). Para este muestreo no se usó ningún tipo de cebo.



Figura 3. Instalación de cámaras trampa en campo.

Unidades de muestreo

Entre el 16 de julio y el 05 de diciembre del 2021, y el 18 de marzo y el 13 de junio del 2022 se llevó a cabo la instalación de las cámaras trampa en 100 UM ubicadas en las 3 áreas de estudio (Figura 4). 50 unidades corresponden a bosque ripario, 30 a cultivos de palma, 12 a herbazales, 2 a bosques abiertos, 2 a Bosque denso, 2 a Ciénaga, 1 a Pastos arbolados y 1 a Pastizal (Tabla 1).

Tabla 1. Distribución de las unidades de muestreo por área de trabajo y hábitats muestreados para las grabadoras permanentes.

Hábitat	Kalé	Platero	Caracterización
Bosque denso	-	-	3
Bosque abierto	1	-	-
Bosque ripario	17	20	12
Herbazal	7	3	-
Pastos	1	1	1
Palma	14	13	7
Total	40	37	23

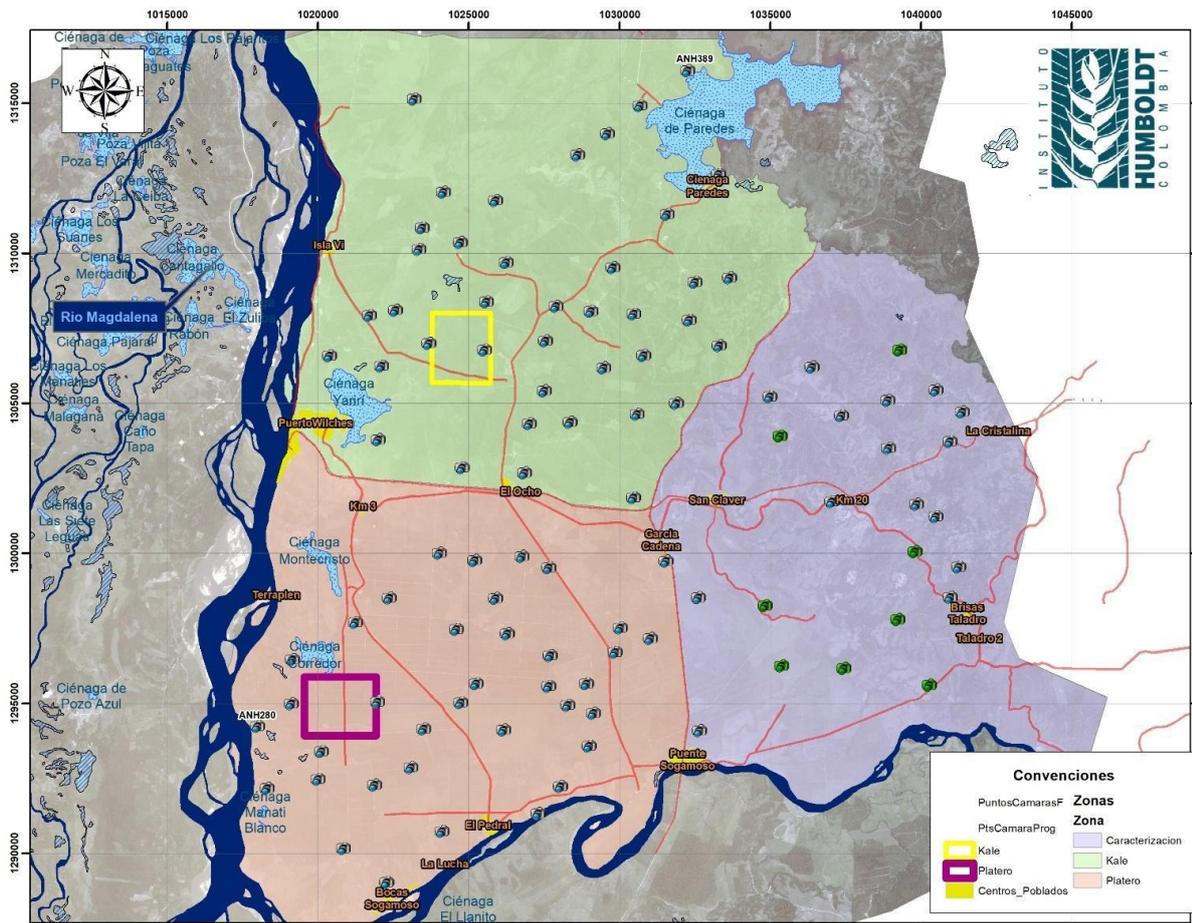


Figura 4. Localización de las áreas y unidades de muestreo (UM) donde se realizó la caracterización de la diversidad de mamíferos y aves a través de cámaras trampa en las áreas Kalé, Platero y Caracterización.

Es importante acotar que algunas coberturas fueron modificadas debido a la precisión del GPS, esto debido a que el punto de muestreo estaba en el límite entre dos coberturas por lo cual se asoció a la cobertura inicialmente diseñada.

Preparación de datos

La tabla de registros DarwinCore de cámaras trampa fue construida a partir de la información proveniente de los registros tomados por los sensores pasivos. En dicha base de datos está consignada una sección del evento de muestreo en la que está asociada un identificador único para cada punto, repetición y temporada de muestreo (event ID). Cada evento de muestreo está asociado a un esfuerzo (tiempo), fecha, hora, hábitat, temporada climática, coordenada, y localidad específica. Esta base de datos de eventos está asociada a otra tabla con información de cada registro obtenido u observado en cada evento, el cual contiene información del punto de muestreo, fecha, hora, frecuencia de muestreo y profundidad en bits.

Posteriormente, la tabla de registros DarwinCore fue sometida a evaluación por parte del equipo I2D del Instituto Humboldt para su validación y publicación como conjunto

de datos
http://i2d.humboldt.org.co/ceiba/resource.do?r=rrbb_fototrampeo_anh_aguasaltas_2022.

Finalmente, para complementar la información de todos los registros realizamos una GDB en la cual incluimos información que no está consignada en las anteriores bases de datos y que está relacionada con información de categorías de amenaza de las especies a nivel nacional e internacional (CITES, IUCN y resolución de 1912), información sobre distribución, migración, veda, uso cultural de las especies, gremio trófico, abundancia relativa y abundancia absoluta.

Resultados

Esfuerzo de muestreo

Por zona de trabajo - Aves

Luego de controlar recuentos usando el máximo de individuos por cámara trampa, se obtuvieron un total de 3306 eventos, 41,25% de los cuales se hicieron en Kalé, 48,37% en Platero y 10,38% en Caracterización, con las zonas de mayor cantidad de registros presentando la mayor representatividad de la riqueza de especies de aves (Tabla 2). En todos los casos, la completitud (coverage) de muestreo fue alta (mayores al 98%) (Tabla 2), sugiriendo que el esfuerzo de muestreo fue suficiente para reportar la mayor parte de la diversidad de aves que es posible detectar con este método de muestreo en cada zona.

Tabla 2. Representatividad del muestreo de aves para las tres zonas de trabajo

Zona	eventos	coverage	Riqueza colectada
Caracterización	36	0.9812	47.38 %
Kalé	74	0.9941	80.95 %
Platero	75	0.9919	70.13 %

Sin embargo, los análisis de rarefacción con extrapolación sugieren que, para el caso de Caracterización, es posible que aumentar el esfuerzo de muestreo (i.e. más cámaras trampa que lleven a más eventos independientes) aumente el número de especies de aves reportadas, a diferencia de Kalé y Platero que mostraron curvas de extrapolación que tienden a la asíntota (Figura 5). En Kalé y Platero se reportaron riquezas de $24,70 \pm 11,64$ y $22,33 \pm 7,27$ especies de aves (promedio \pm desviación estándar) por cámara trampa, respectivamente, mientras en Caracterización se reportaron riquezas de $16,79 \pm 6,13$ especies, con un porcentaje menor al 13% de la

riqueza total de ave reportada en cada cámara trampa (en promedio) considerando todo el sistema de estudio.

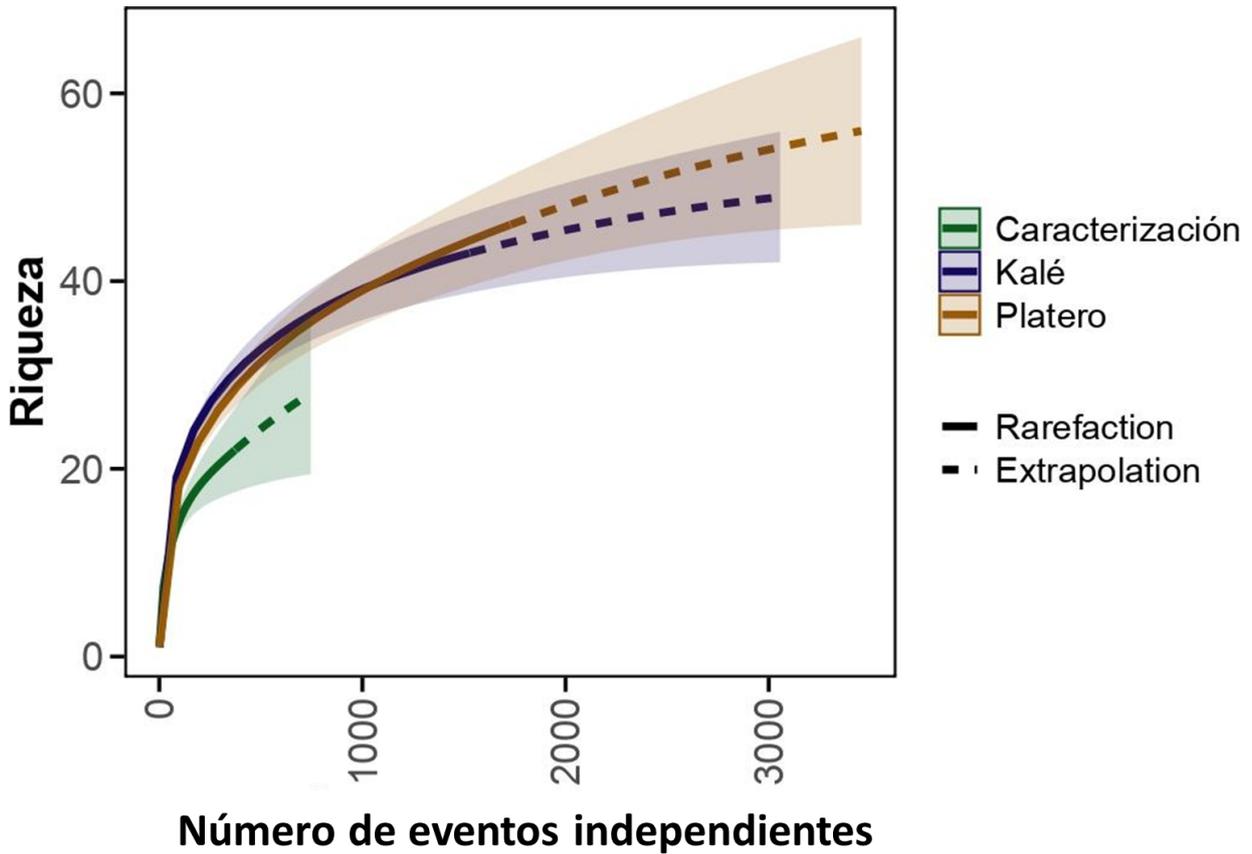


Figura 5. Curvas de rarefacción con interpolación y extrapolación usando el orden de diversidad $q = 1$ (riqueza) para el muestreo de aves en las tres (generadas con el paquete iNEXT)

Por zona de trabajo - Mamíferos

Se consideraron como eventos independientes aquellas fotografías de la misma especie y de la misma cámara (ANH) separadas en tiempo por al menos 30 minutos. Para la temporada 1 se obtuvieron un total de 651 eventos independientes de mamíferos silvestres, para la temporada 2 un total 184 eventos independientes, y por último, la temporada 3 contó con un registro de 2,106 eventos independientes. En general la proporción entre la diversidad observada y esperada en las tres zonas de trabajo evaluadas fue alta (Caracterización: 97,56%, Platero: 99.11% y Kalé: 95%) (Figura 6), evidenciando así un esfuerzo de muestreo grande. Estudios con fototrampeo en mamíferos, sugieren tener como mínimo muestreos mayores a tres semanas y 25 cámaras trampa para registrar especies comunes, y más de 150 sitios de muestreo para especies raras (Kays et al., 2020).

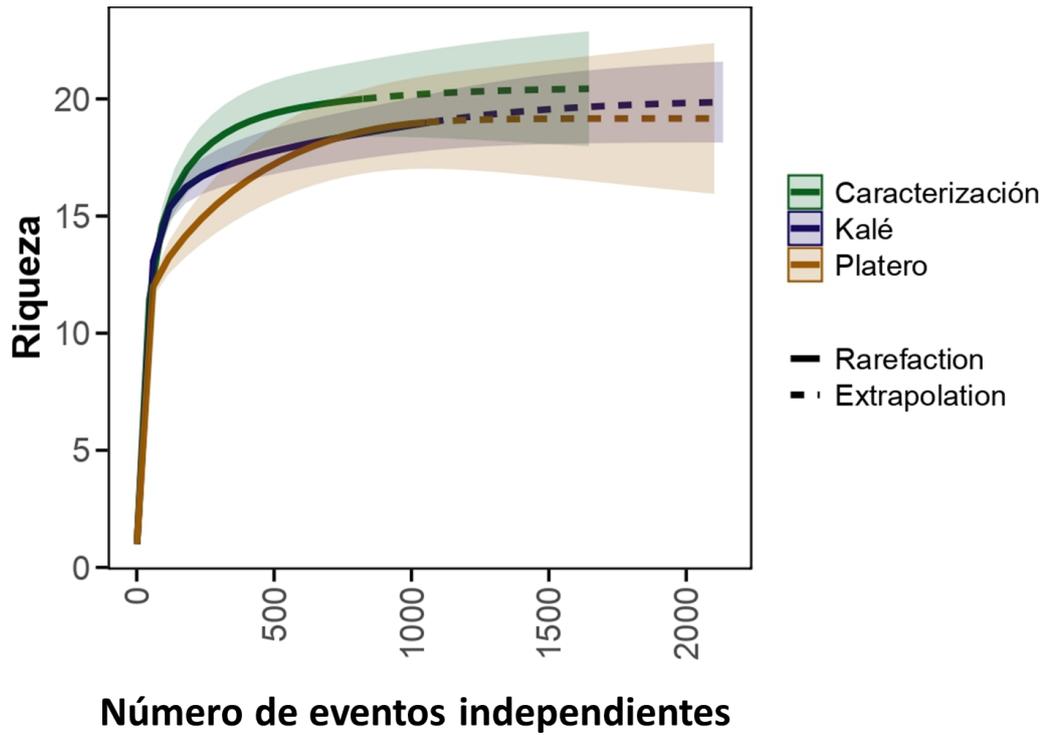


Figura 6. Cobertura de muestreo por zona de trabajo (Caracterización, Kalé y Platero) para mamíferos medianos y grandes en todas las temporadas del Proyecto ANH (Puerto Wilches, Santander).

Por cobertura vegetal - Aves

La representatividad del muestreo de aves fue mayor en las coberturas de Palma y Bosque Ripario, siendo además las dos coberturas con mayor riqueza de especies de aves acumulada en función del número de eventos (individuos) (Figura 7). Las curvas de rarefacción con extrapolación muestran una tendencia a la asintota en ambas coberturas y no suponen un aumento sustancial en el número de especies con un aumento en el muestreo; en otras palabras, se obtuvo una alta representatividad de la riqueza presente en el área de estudio que se asocia obligada o facultativamente a estas coberturas.

Otras coberturas de la tierra como los Pastos y los Herbazales tuvieron representatividades intermedias, mientras Vías, Bosque Abierto y Bosque Denso tuvieron las representatividades más bajas, con curvas de rarefacción y extrapolación que sugieren la necesidad de mayor muestreo para estimar de manera más precisa la riqueza de especies de aves en estas coberturas (Figura 7).

La completitud del muestreo de aves también mostró una mayor representatividad para el Bosque Ripario y las Palmas a nivel general, con la primera y la tercera temporada mostrando los mayores valores para estas coberturas, y todas las temporadas mostrando valores más altos en el número de eventos que las demás coberturas (Tabla 3); sin embargo, el Bosque Abierto y los Pastos superaron la

completitud del Bosque Ripario y las Palmas en la segunda temporada de muestreo (Tabla 3). Por su parte, las Vías y el Bosque Denso fueron las dos coberturas de menor completitud de muestreo a lo largo de las tres temporadas (Tabla 3).

Por otro lado, Palma fue la cobertura con el mayor porcentaje de la riqueza de especies de aves colectada a nivel general, si bien fue superada por otras coberturas en las primeras dos temporadas de muestreo: Bosque Denso, Bosque Ripario y Vías en la primera temporada (con Bosque Ripario siendo la única de alta representatividad de muestreo), y Bosque Abierto, Bosque Denso, Herbazales, Pastos y Vías en la segunda temporada (todas ellas con baja o intermedia representatividad de muestreo) (Tabla 3). En contraste, el Bosque Ripario que fue la otra cobertura de mayor completitud y acumulación de especies en el estudio, fue una de las coberturas con menor porcentaje de riqueza colectada a nivel general, teniendo valores relativamente bajos (comparando con las demás coberturas) en las tres temporadas de muestreo (Tabla 3).

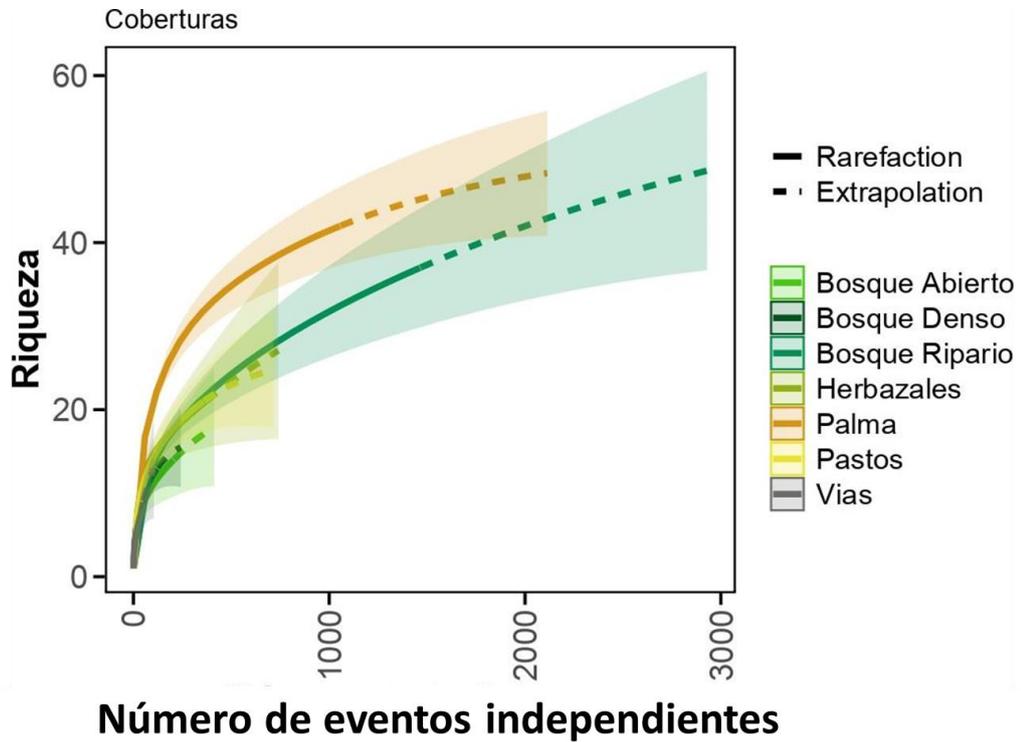


Figura 7. Curvas de rarefacción con interpolación y extrapolación usando el orden de diversidad $q = 1$ (riqueza) para el muestreo de aves, diferenciando por cobertura de la tierra (generadas con el paquete iNEXT)

Tabla 3. Representatividad del muestreo de aves diferenciando por cobertura de la tierra y temporada

Temporada	Cobertura	eventos	coverage	Riqueza colectada
Todas	Bosque Abierto	3	0.9758	58.46 %
	Bosque Denso	10	0.9672	76.61 %
	Bosque Ripario	88	0.9898	56.83 %
	Herbazales	19	0.9811	46.22 %
	Palma	56	0.9905	80.78 %
	Pastos	6	0.9833	77.84 %
	Vias	3	0.9048	47.85 %
T1	Bosque Denso	2	0.8333	85.84 %
	Bosque Ripario	29	0.9834	68.08 %
	Herbazales	5	0.8352	43 %
	Palma	18	0.9522	60.96 %
	Pastos	2	0.8592	41.89 %
	Vias	1	0.7857	77.72 %
T2	Bosque Abierto	1	1.0000	100 %
	Bosque Denso	2	0.8333	85.84 %
	Bosque Ripario	16	0.9697	77.01 %
	Herbazales	6	0.9170	86.33 %
	Palma	12	0.9546	78.21 %
	Pastos	2	1.0000	100 %
	Vias	1	0.7333	78.95 %
T3	Bosque Abierto	1	0.9798	62.02 %
	Bosque Denso	6	0.9657	83.12 %
	Bosque Ripario	43	0.9893	64.12 %
	Herbazales	8	0.9712	49.76 %
	Palma	26	0.9931	90.91 %
	Pastos	2	0.9836	75.31 %
	Vias	1	0.9512	75.47 %

Por cobertura vegetal - Mamíferos

En cuanto a la representatividad del muestreo para cada cobertura, las coberturas de Pastos y Palma fueron las coberturas que tuvieron la representatividad del muestreo más alta, el Bosque ripario tuvo una cobertura de muestreo del 97,3%. Las demás coberturas vegetales presentaron coberturas de muestreo mayores al 90%, excepto por las vías con una cobertura del 77,16%. Esta baja cobertura se debe a que la cobertura de vías fue solamente una unidad de bosque muy cercana a una vía (Figura 8, Tabla 4). En cuanto a las diferentes temporadas, la temporada 3 (T3), fue la temporada que tuvo una mayor representatividad para casi todas las coberturas. Al tener una cobertura mayor al 90% se puede decir que el estudio de línea base del componente de mamíferos medianos y grandes a través de fototrampes es representativo para el área de estudio, ya que demostró ser eficaz para registrar carnívoros evasivos con bajas densidades poblacionales, como *Puma concolor*, *Leopardus pardalis* y *Herpailurus yagouarundi*, especies amenazadas debido a actividades como la caza, la transformación del hábitat y represalias por parte de las comunidades.

Tabla 4. Representatividad del muestreo de mamíferos diferenciando por cobertura de la tierra y temporada

Temporada	Cobertura	eventos	coverage	Riqueza colectada	q0 (riqueza)		q1 (Shannon)		q2 (Simpson)	
					observado	estimado	observado	estimado	observado	estimado
Todas	Bosque Abierto	1	0.9477	91.41 %	5	5.47 ± 1.62	4.34	5.03 ± 0.86	3.96	4.86 ± 0.88
	Bosque Denso	12	0.9900	96.26 %	17	17.66 ± 2.52	10.04	10.5 ± 0.75	7.20	7.43 ± 0.81
	Bosque Ripario	94	0.9995	97.3 %	18	18.5 ± 1.53	7.71	7.74 ± 0.21	4.56	4.57 ± 0.16
	Herbazales	15	0.9800	94.79 %	12	12.66 ± 3.57	4.70	5.02 ± 0.69	2.68	2.73 ± 0.44
	Palma	53	1.0000	100 %	18	18 ± 1.02	10.35	10.53 ± 0.41	7.62	7.71 ± 0.43
	Pastos	5	1.0000	100 %	5	5 ± 0.89	4.83	5.63 ± 0.64	4.67	6.5 ± 1.01
	Vias	3	0.9620	77.16 %	10	12.96 ± 4.34	5.79	6.3 ± 0.71	4.20	4.38 ± 0.63
T1	Bosque Denso	3	0.9264	90.91 %	11	12.1 ± 5.1	7.66	9.05 ± 1.32	5.73	6.57 ± 1.24
	Bosque Ripario	32	0.9956	89.47 %	17	19 ± 3.07	8.00	8.17 ± 0.41	4.97	5.01 ± 0.35
	Herbazales	3	0.8851	41.74 %	7	16.77 ± 6.57	2.20	2.65 ± 0.69	1.49	1.51 ± 0.23
	Palma	18	0.9798	96.84 %	15	15.49 ± 3.26	10.17	11.05 ± 0.84	7.71	8.3 ± 0.94
	Pastos	2	0.8333	85.84 %	2	2.33 ± 1.16	1.89	2.52 ± 1.78	1.80	3 ± NA
	Vias	1	0.8752	70.92 %	7	9.87 ± 2.54	5.52	6.87 ± 1.2	4.85	5.88 ± 1.07
T2	Bosque Denso	3	0.6535	40.8 %	8	19.61 ± 8.3	6.74	12.88 ± 5.4	5.76	9.1 ± 4.6
	Bosque Ripario	19	0.9794	86.26 %	14	16.23 ± 4.76	8.57	9.09 ± 0.73	6.70	6.98 ± 0.63
	Herbazales	4	0.5833	61.54 %	4	6.5 ± 2.78	3.46	6.07 ± 3.34	3.00	5 ± NA
	Palma	6	0.7962	58.94 %	6	10.18 ± 4.6	4.80	6.89 ± 2.6	4.08	5.35 ± 2.09
	Pastos	1	1.0000	100 %	1	1 ± 0	1.00	1 ± 0	1.00	1 ± 0
	Vias	1	0.6250	66.67 %	3	4.5 ± 2.05	2.83	4.89 ± 3.15	2.67	6 ± NA
T3	Bosque Abierto	1	0.9477	91.41 %	5	5.47 ± 1.29	4.34	5.03 ± 0.88	3.96	4.86 ± 1.01
	Bosque Denso	6	0.9867	97.56 %	16	16.4 ± 4.33	9.65	10.22 ± 0.87	7.07	7.38 ± 0.86
	Bosque Ripario	43	1.0000	100 %	17	17 ± 0.71	6.97	7.01 ± 0.21	4.09	4.1 ± 0.16
	Herbazales	8	0.9608	93.9 %	10	10.65 ± 3.48	5.98	6.68 ± 1.1	4.04	4.32 ± 0.99
	Palma	29	0.9951	94.74 %	18	19 ± 2.97	9.52	9.75 ± 0.43	7.13	7.24 ± 0.42
	Pastos	2	0.9444	97.85 %	5	5.11 ± 2.13	4.86	6.3 ± 1.59	4.76	9 ± 2.05
	Vias	1	0.9231	69.66 %	9	12.92 ± 6.26	4.50	5.14 ± 0.9	3.18	3.33 ± 0.58

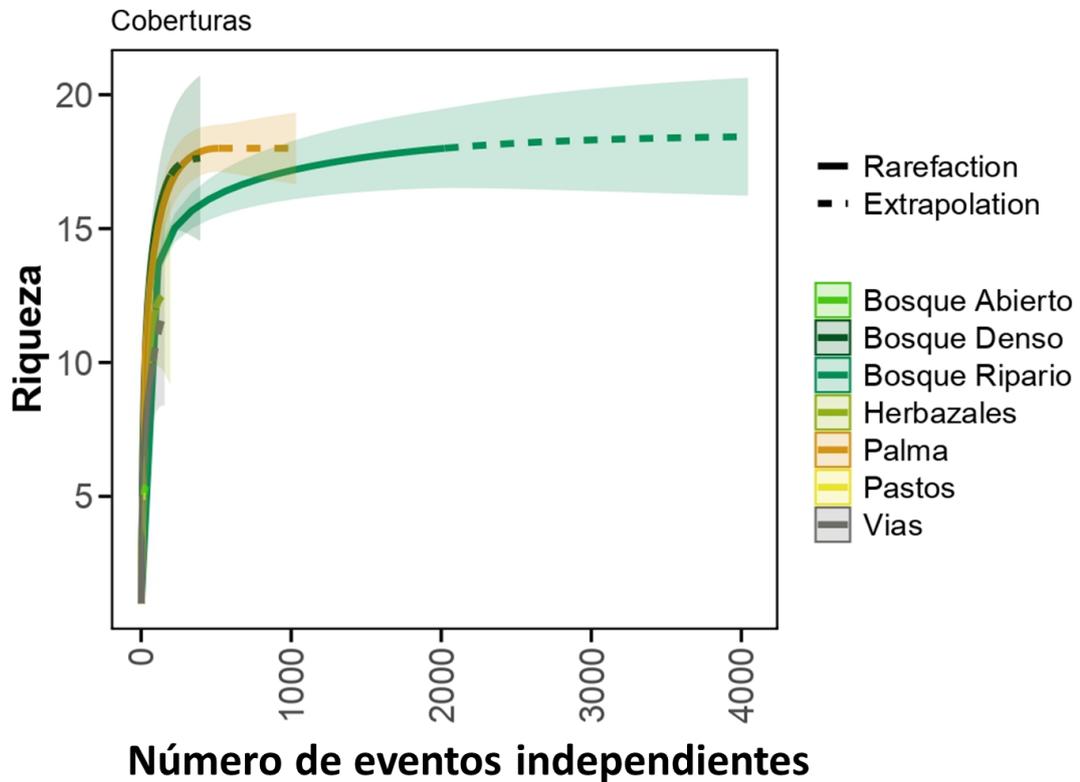


Figura 8. Cobertura de muestreo por cobertura vegetal para mamíferos medianos y grandes para todas las temporadas de estudio (T1, T2 y T3) del proyecto ANH (Puerto Wilches, Santander).

Composición y diversidad de especies de aves

Se obtuvieron registros de 63 especies de aves, con *Aramides cajaneus* (Gruiformes: Rallidae) y *Leptotila verreauxi* (Columbiformes: Columbidae) sumando conjuntamente el 46% del total de registros, seguidas por *Crypturellus soui* (Tinamiformes: Tinamidae) con el 6,94%, *Momotus subrufescens* (Coraciiformes: Momotidae) con el 5,62%, *Porphyrio martinicus* (Gruiformes: Rallidae) con el 5,37%, *Ortalis columbiana* (Galliformes: Cracidae) con el 4,16% y *Nyctidromus albicollis* (Caprimulgiformes: Caprimulgidae) con el 4,02% de los registros. Las restantes 56 especies tuvieron abundancias relativas menores al 4% (Tabla 5).

Los órdenes con mayor número de especies de aves en el muestreo fueron Passeriformes con 16, seguido por los Pelecaniformes con 11, siendo también los órdenes con mayor variación en el número de especies comparando entre temporadas (Figura 9). A estos órdenes le siguieron Columbiformes, Accipitriformes y Cuculiformes, y los 11 restantes presentaron tres especies o menos (Figura 9). Sin embargo, fueron Gruiformes y Columbiformes los de mayor número de registros (Figura 9), debido a la alta abundancia relativa de las especies *A. cajaneus* y *L. verreauxi*, respectivamente (Tabla 5).

A nivel de familia Ardeidae y Columbidae fueron las de mayor número de especies, con nueve y cinco especies respectivamente, seguida por Accipitridae, Cuculidae y Thamnophilidae con cuatro; las 24 familias restantes presentaron tres o menos especies (Figura 10, Anexo 1 - CT Aves).

Tabla 5. Lista de especies reportadas con el uso de cámaras trampa en el área de estudio, diferenciando las tres temporadas (T1, T2, y T3). Se organiza de manera jerárquica de mayor a menor abundancia relativa (A. rel.).

Producto 4 – Convenio Interadministrativo No. 21-450

ORDEN	FAMILIA	ESPECIE	T1	T2	T3	Total	Abun Rel
Gruiformes	Rallidae	Aramides cajaneus	210	94	754	1058	29,15%
Columbiformes	Columbidae	Leptotila verreauxi	47	25	545	617	17,00%
Tinamiformes	Tinamidae	Crypturellus soui	37	9	206	252	6,94%
Coraciiformes	Momotidae	Momotus subrufescens	20	8	176	204	5,62%
Gruiformes	Rallidae	Porphyrio martinica	3	8	184	195	5,37%
Galliformes	Cracidae	Ortalis columbiana	11	27	114	151	4,16%
Caprimulgiformes	Caprimulgidae	Nyctidromus albicollis	14	12	120	146	4,02%
Cuculiformes	Cuculidae	Crotophaga ani	28	14	83	125	3,44%
Cuculiformes	Cuculidae	Crotophaga major	16	9	83	108	2,98%
Pelecaniformes	Ardeidae	Ardea cocoi	1	1	92	94	2,59%
Columbiformes	Columbidae	Leptotila rufaxilla	4	3	79	86	2,37%
Passeriformes	Turdidae	Catharus ustulatus	0	32	52	84	2,31%
Pelecaniformes	Threskiornithidae	cayennensis	14	20	36	70	1,93%
Galliformes	Cracidae	Ortalis garrula	11	3	44	58	1,60%
Pelecaniformes	Ardeidae	Bubulcus ibis	9	0	47	56	1,54%
Passeriformes	Troglodytidae	Campylorhynchus griseus	8	0	38	46	1,27%
Pelecaniformes	Ardeidae	Tigrisoma lineatum	9	2	24	35	0,96%
Accipitriformes	Accipitridae	Rupornis magnirostris	7	9	15	31	0,85%
Columbiformes	Columbidae	Columbina talpacoti	0	2	27	29	0,80%
Passeriformes	Tyrannidae	Pitangus sulphuratus	1	0	24	25	0,69%
Pelecaniformes	Ardeidae	Ardea alba	0	0	21	21	0,58%
Passeriformes	Furnariidae	Furnarius leucopus	1	2	16	19	0,52%
Cathartiformes	Cathartidae	Cathartes aura	5	0	7	12	0,33%
Cathartiformes	Cathartidae	Coragyps atratus	1	0	9	10	0,28%
Columbiformes	Columbidae	Patagioenas cayennensis	3	1	2	6	0,17%
Pelecaniformes	Threskiornithidae	Phimosus infuscatus	2	0	4	6	0,17%
Passeriformes	Thamnophilidae	Thamnophilus nigriceps	0	1	4	5	0,14%
Passeriformes	Corvidae	Cyanocorax affinis	0	3	2	5	0,14%
Pelecaniformes	Ardeidae	Egretta thula	0	0	5	5	0,14%
Columbiformes	Columbidae	Geotrygon montana	0	0	5	5	0,14%
Falconiformes	Falconidae	Caracara cheriway	0	0	4	4	0,11%
Falconiformes	Falconidae	Milvago chimachima	1	0	3	4	0,11%
Galbuliformes	Bucconidae	Hypnelus ruficollis	0	0	4	4	0,11%
Galliformes	Odontophoridae	Colinus cristatus	0	0	4	4	0,11%
Gruiformes	Aramidae	Aramus guarauna	0	0	4	4	0,11%
Pelecaniformes	Ardeidae	Butorides striata	1	0	3	4	0,11%
Passeriformes	Turdidae	Catharus fuscescens	0	4	0	4	0,11%
Accipitriformes	Accipitridae	Buteogallus meridionalis	0	0	3	3	0,08%
Piciformes	Picidae	Colaptes punctigula	0	1	2	3	0,08%
Accipitriformes	Accipitridae	Buteogallus urubitinga	0	0	2	2	0,06%
Passeriformes	Turdidae	Turdus nudigenis	0	2	0	2	0,06%
Passeriformes	Thamnophilidae	Sakesphorus canadensis	0	0	2	2	0,06%
Pelecaniformes	Ardeidae	Pilherodius pileatus	0	0	2	2	0,06%
Pelecaniformes	Ardeidae	Cochlearius cochlearius	1	0	1	2	0,06%
Passeriformes	Thraupidae	Thraupis episcopus	0	0	2	2	0,06%
Accipitriformes	Accipitridae	Busarellus nigricollis	0	1	0	1	0,03%
Anseriformes	Anatidae	Dendrocygna autumnalis	1	0	0	1	0,03%
Anseriformes	Anatidae	Cairina moschata	0	0	1	1	0,03%
Apodiformes	Trochilidae	Amazilia tzacatl	0	0	1	1	0,03%
Coraciiformes	Alcedinidae	Megaceryle torquata	0	0	1	1	0,03%
Cuculiformes	Cuculidae	Coccyzua pumila	0	0	1	1	0,03%
Cuculiformes	Cuculidae	Coccyzus erythrophthalmus	0	0	1	1	0,03%
Falconiformes	Falconidae	Micrastur semitorquatus	0	0	1	1	0,03%
Galbuliformes	Galbulidae	Galbula ruficauda	0	0	1	1	0,03%
Passeriformes	Furnariidae	Dendrocincla fuliginosa	1	0	0	1	0,03%
Passeriformes	Parulidae	Protonotaria citrea	0	1	0	1	0,03%
Passeriformes	Thamnophilidae	Myrmeciza longipes	0	0	1	1	0,03%
Passeriformes	Thamnophilidae	Gymnocichla nudiceps	0	0	1	1	0,03%
Pelecaniformes	Ardeidae	Agamia agami	0	0	1	1	0,03%
Piciformes	Picidae	Dryocopus lineatus	0	0	1	1	0,03%
Passeriformes	Icteridae	Icterus spurius	1	0	0	1	0,03%
Caprimulgiformes	Caprimulgidae	Hydropsalis cayennensis	0	0	1	1	0,03%
passeriformes	Thraupidae	Thraupis palmarum	0	1	0	1	0,03%

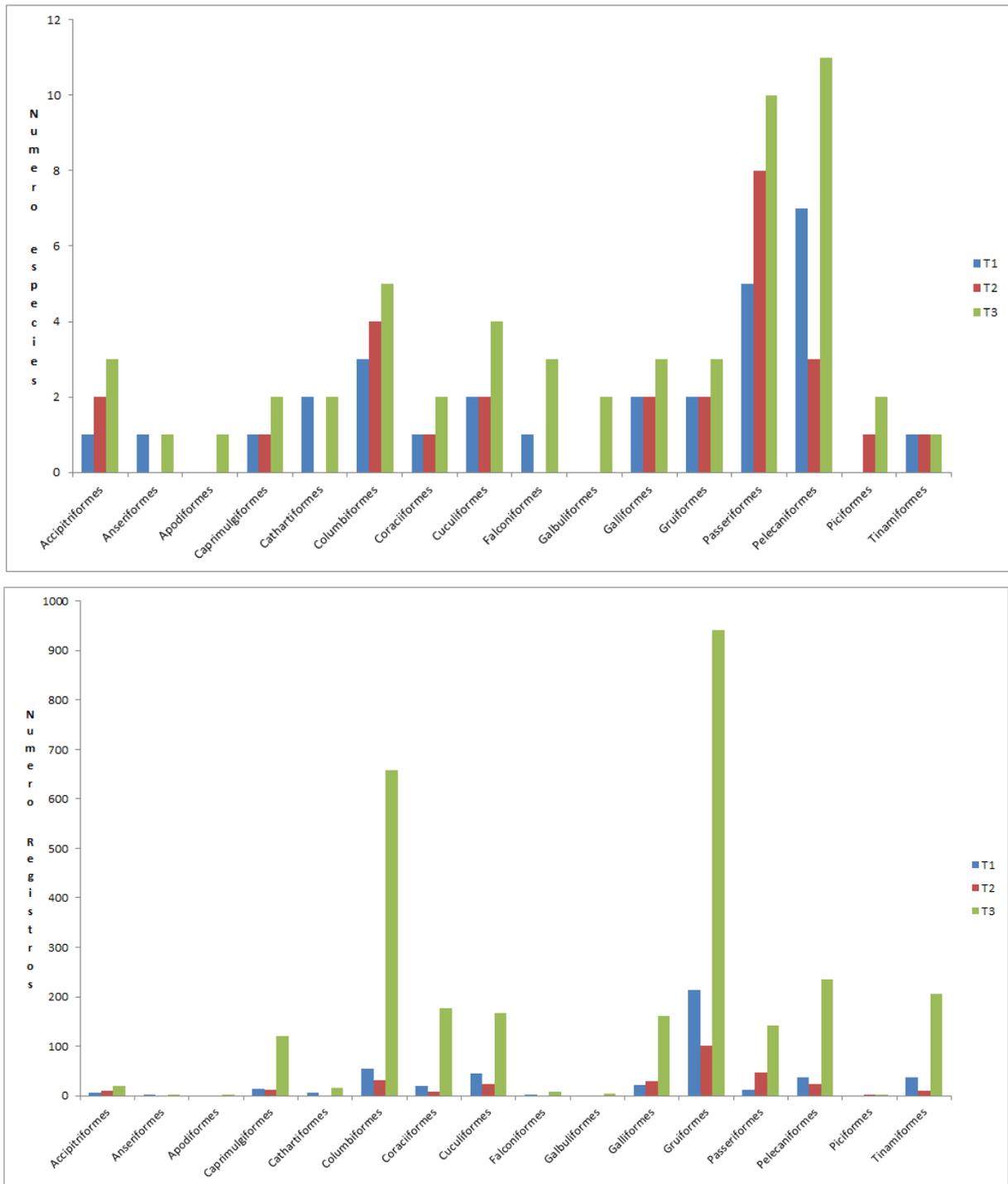


Figura 9. Representatividad de órdenes de aves en las tres temporadas de muestreo, según el número especies (izquierda) y de registros (derecha)

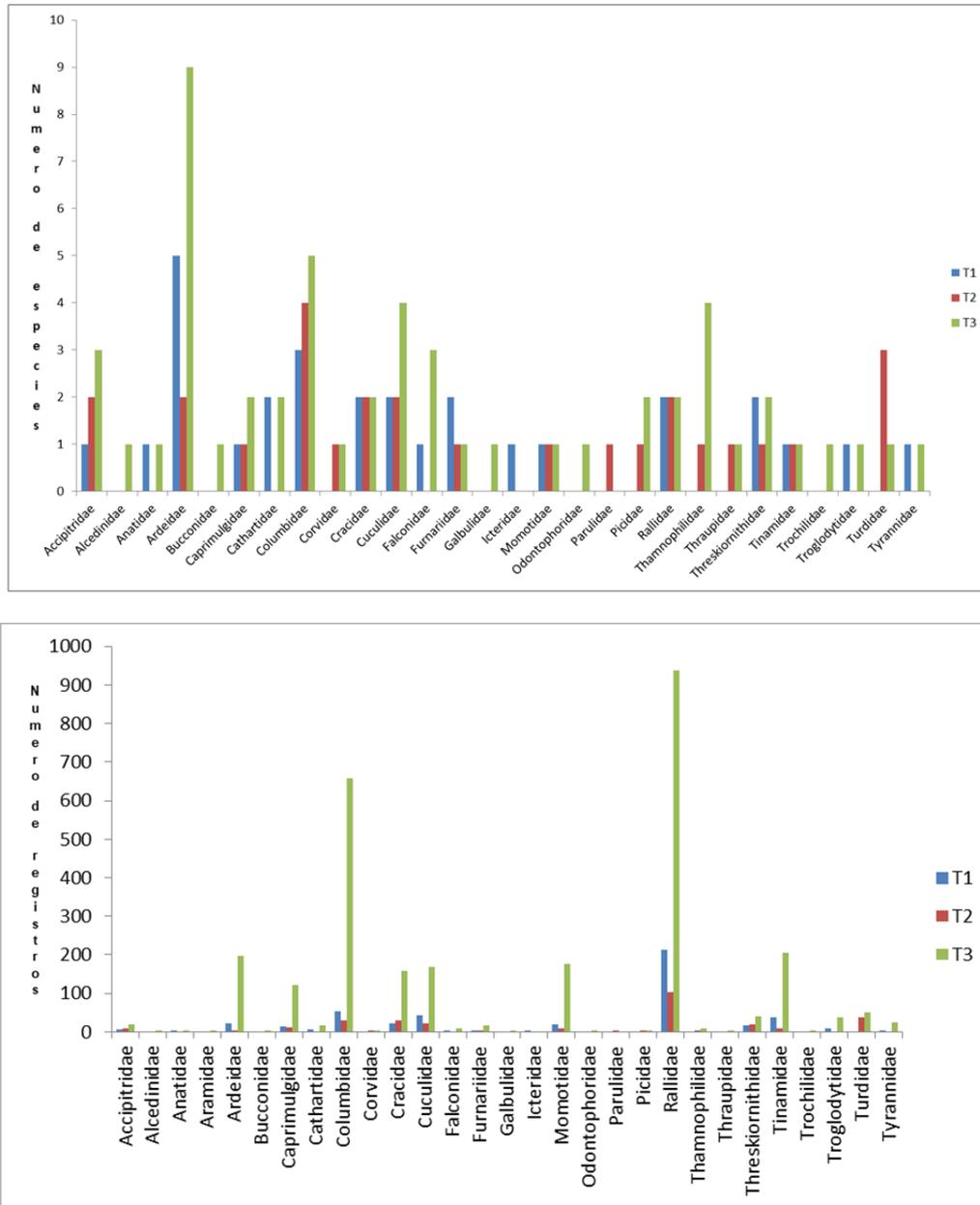


Figura 10. Representatividad de familias de aves en las tres temporadas de muestreo, según el número de especies y la abundancia.

Gremios tróficos - Aves

El gremio trófico con mayor número de especies fue el frugívoro-insectívoro (17), seguido por el Insectívoro (14). El gremio frugívoro-insectívoro fue también el de mayor número de registros (1450), seguido, en este caso, por el gremio frugívoro (618) (Figura 11). A este gremio trófico pertenecen las especies: *A. cajaneus*, *Ortalis columbiana* y *Nyctidromus albicollis*.

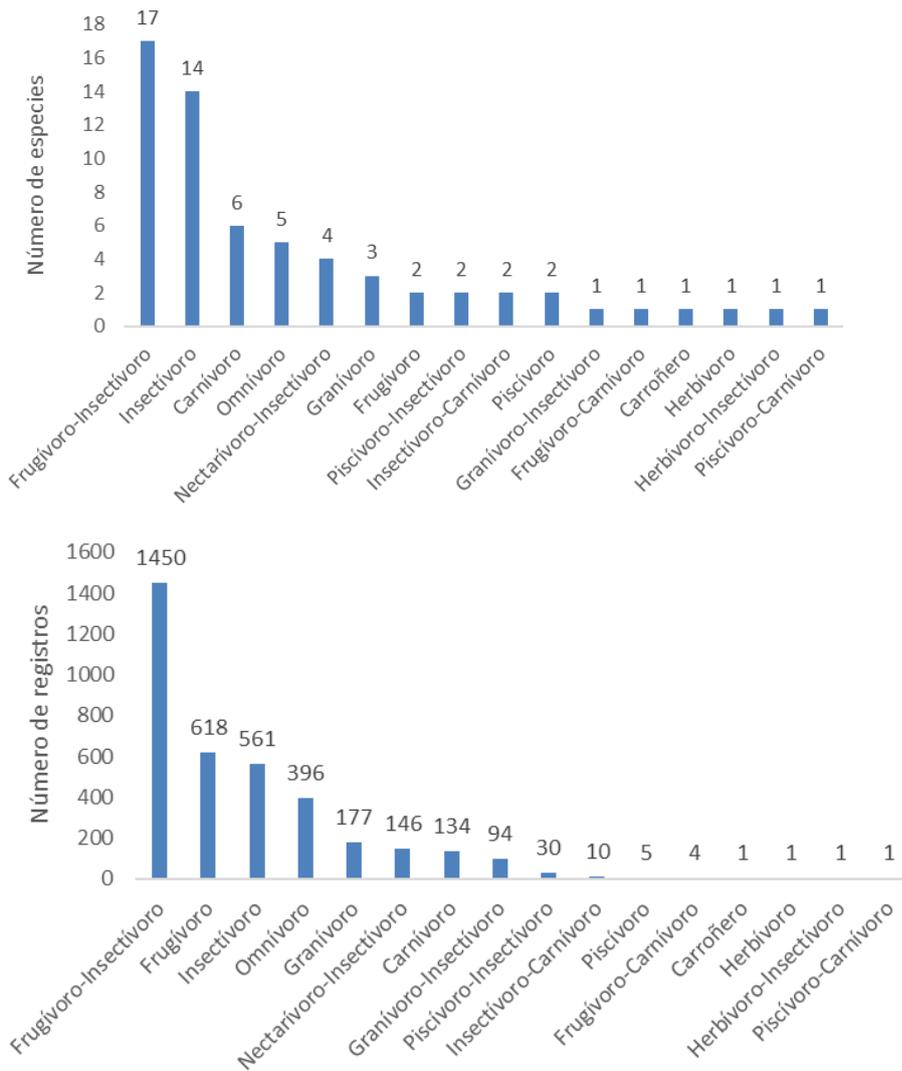


Figura 11. Número de especies (arriba) y registros totales (abajo) de aves para cada gremio trófico, consolidando las tres temporadas de muestreo

Composición y diversidad de especies de mamíferos

Para todas las temporadas se registraron un total de 27 especies de mamíferos con un total de 41,087 registros, de estas especies, siete fueron especies domésticas como el ganado vacuno (*Bos taurus*), que obtuvo un total de 15,802 registros. Dentro de los mamíferos medianos y grandes silvestres (> 1 kg) se registraron 20 especies y una especie de tamaño pequeño (< 1 kg, *Syntheosciurus granatensis*) en las diferentes coberturas vegetales y zonas del área de estudio, representando el 6,3% de los mamíferos de Colombia (Ramírez-Chaves et al., 2016)

Dentro de las especies de mamíferos silvestres la especie *Dasyprocta punctata* fue la especie más registrada con 1,091 eventos independientes, seguida de la ardilla *S. granatensis* con un total de 286 eventos independientes. Para la temporada 1, el total de eventos independientes fue de 651, el orden más representativo fue Carnívora con

un total de cinco especies (Tabla 6, Figura 12), siendo el tigrillo *Leopardus pardalis* la especie más representativa con 55 eventos independientes, seguido del orden rodentia con cuatro especies, siendo el tinajo *D. punctata* la especie más representativa con 223 eventos independientes (Tabla 6).

Tabla 6. Lista de especies registradas con cámaras trampa en el área de estudio, diferenciando las tres temporadas (T1, T2, y T3).

Orden	Familia	Especie	T1	T2	T3	Total eventos
Didelphimorphia	Didelphidae	<i>Didelphis marsupialis</i>	18	14	217	249
	Didelphidae	<i>Philander opossum</i>	2	0	8	10
Cingulata	Dasypodidae	<i>Cabassous centralis</i>	2	1	4	7
	Dasypodidae	<i>Dasypus novemcinctus</i>	30	11	127	168
Pilosa	Myrmecophagidae	<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	7	0	20	27
		<i>Tamandua mexicana</i>	35	4	71	110
Carnivora	Canidae	<i>Cerdocyon thous</i>	19	15	71	105
	Felidae	<i>Leopardus pardalis</i>	55	6	77	138
		<i>Puma concolor</i>	1	0	2	3
		<i>Herpailurus yagouaroundi</i>	2	1	9	12
	Procyonidae	<i>Procyon cancrivorus</i>	23	9	108	140
	Mustelidae	<i>Lontra longicaudis</i>	0	0	2	2
		<i>Eira barbara</i>	30	5	57	92
		<i>Galictis vittata</i>	0	1	7	8

Artiodactyla	Cervidae	<i>Mazama americana</i>	15	2	42	59
	Tayassuidae	<i>Pecari tajacu</i>	12	3	34	49
Primates	Cebidae	<i>Cebus versicolor</i>	46	28	53	127
Rodentia	Dasyproctidae	<i>Dasyprocta punctata</i>	223	46	823	1092
	Cuniculidae	<i>Cuniculus paca</i>	57	10	132	199
	Caviidae	<i>Hydrochoerus isthmius</i>	35	1	21	57
	Sciuridae	<i>Syntheosciurus granatensis</i>	39	27	221	287

Para la segunda temporada, el total de eventos independientes fue de 184, en esta temporada la representatividad de los órdenes se mantuvo (Figura 12), siendo carnívora y rodentia los órdenes que tuvieron más representación de especies, sin embargo, el número de eventos independientes fue mucho menor para los dos órdenes, en esta temporada se registró la especie *Galictis vittata*. Para la última temporada, el número total de eventos independientes fue de 2,106, en esta temporada la representatividad fue mucho más alta que en las otras temporadas para todas las especies y se destacan los registros de especies como la nutria *Lontra longicaudis* y el puma *Puma concolor*.

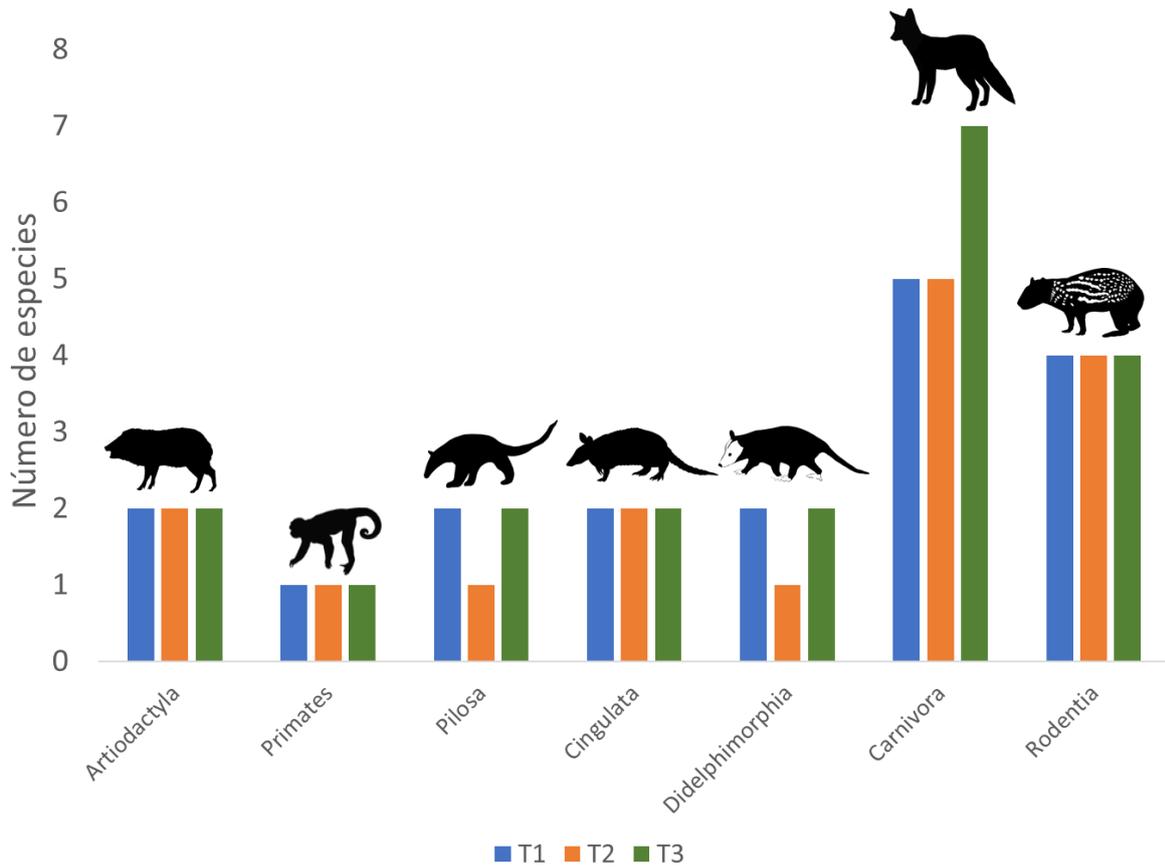


Figura 12. Representatividad de órdenes de mamíferos registrados para todas las temporadas de estudio (T1, T2 y T3) en las diferentes localidades de estudio en las áreas de Kalé, Platero y Caracterización del proyecto ANH (Puerto Wilches, Santander).

La familia Mustelidae fue la familia más representativa con un total de tres especies, el resto de familias solo fueron representadas por dos y una especie, como se puede ver en la Figura 13. En cuanto a diferencias por temporada, en la temporada 2 (T2) se registraron menos especies, por ejemplo, las familias Didelphidae, Felidae y Myrmecophagidae presentaron tan solo una especie en esta segunda temporada. La temporada 3 (T3), fue la temporada que presentó mayor número de especies por familia e incluso el primer registro de la nutria de río *Lontra longicaudis* en todo el monitoreo (Figura 13).

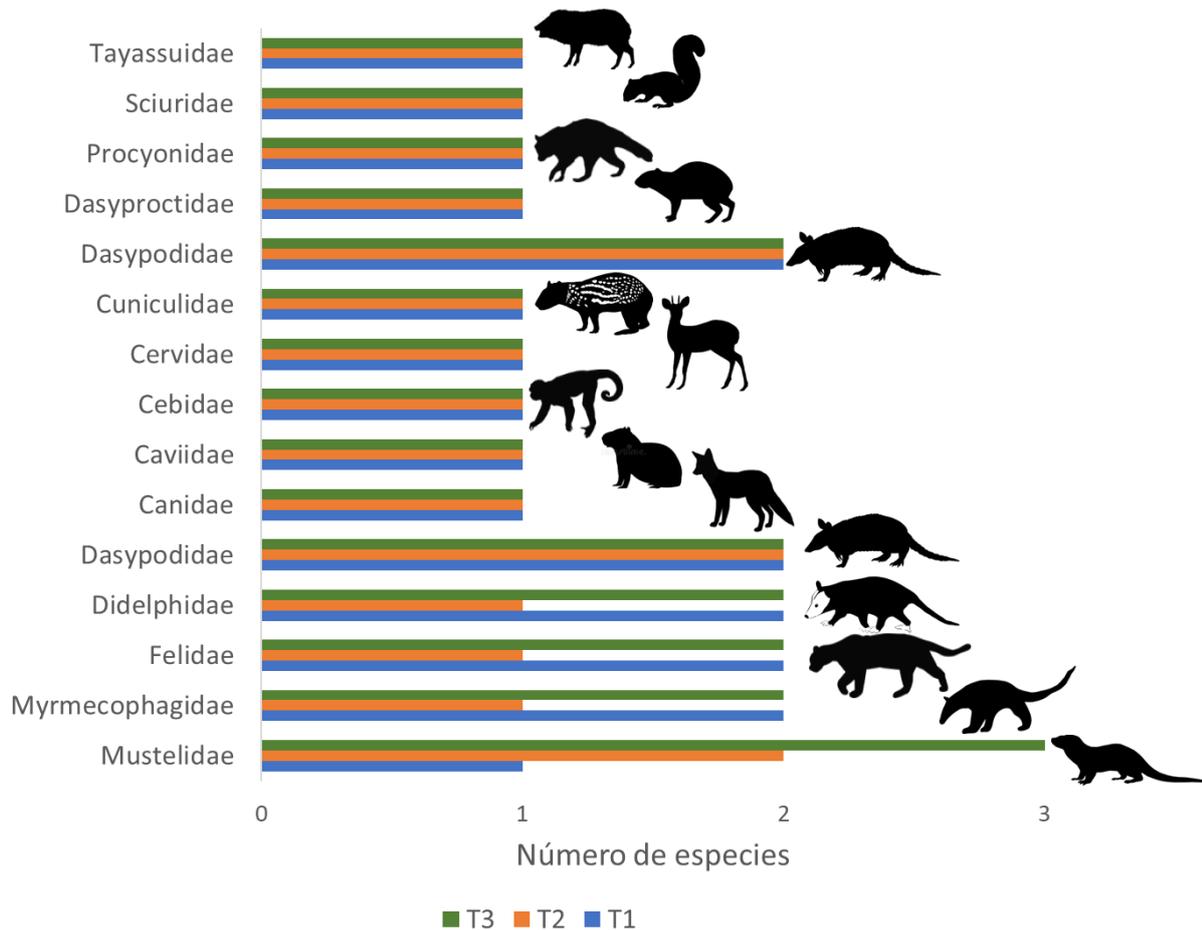


Figura 13. Representatividad de familias de mamíferos registrados para todas las temporadas de estudio (T1, T2 y T3) en las diferentes localidades de estudio en las áreas de Kalé, Platero y Caracterización del proyecto ANH (Puerto Wilches, Santander).

Gremios tróficos - Mamíferos

En total se definieron cinco categorías tróficas basados en literatura (Castillo-Figueroa et al., 2019, Mosquera-Guerra et al., 2018; Muñoz-Saba et al., 2016; Jones et al., 2009), para cada una de las especies de mamíferos registradas se asignó una categoría trófica, así como su estado de conservación, a nivel internacional (IUCN, 2022, Anexo 1- CT mamíferos) . La categoría de dieta que incluye mayor número de especies es la omnivoría, con un total de ocho especies de mamíferos dentro de este grupo podemos encontrar especies como el zorro *Cerdocyon thous*, la chucha *Didelphis marsupialis* y el mapache *Procyon cancrivorus*, estas especies se caracterizan por explotar diversos recursos alimenticios y es posible encontrarlas en hábitats transformados (Figura 14).

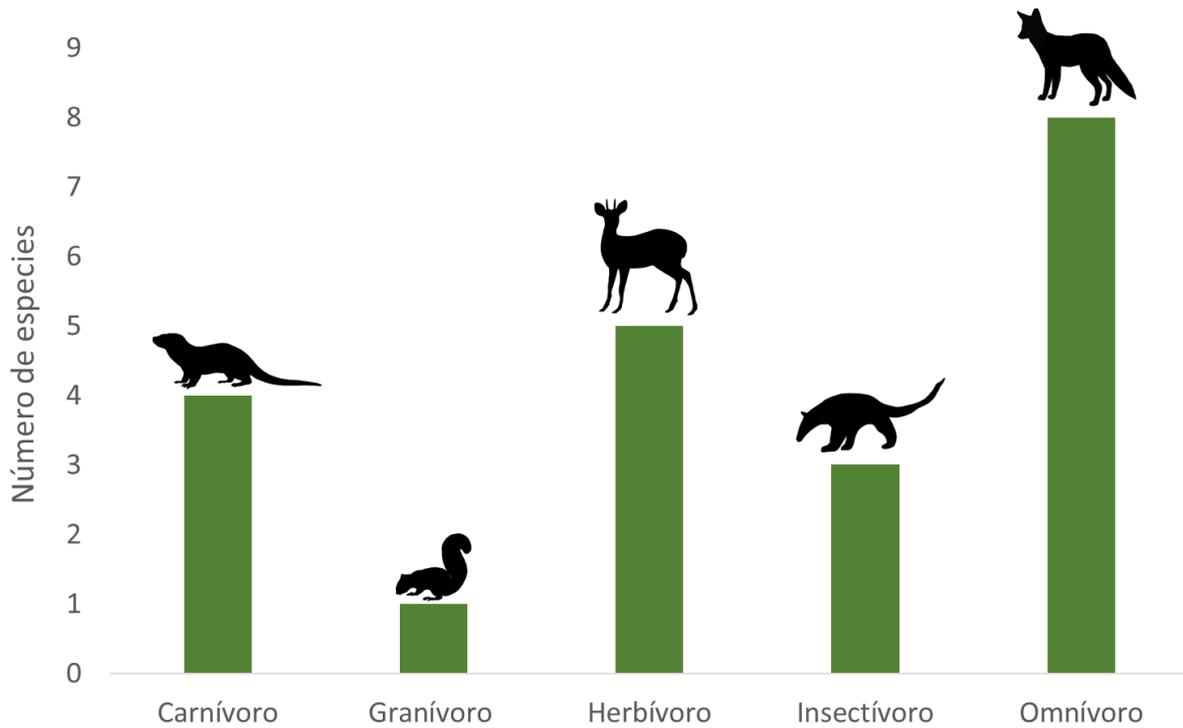


Figura 14. Gremios tróficos para las 20 especies de mamíferos registradas durante la caracterización de biodiversidad del proyecto para todas las temporadas (Puerto Wilches, Santander).

Rango Abundancia - Aves

Los perfiles de los análisis de rango abundancia mostraron tendencias similares entre zonas de estudio, si bien Caracterización mostró una caída más abrupta en valores de abundancia, representando también un menor número de especies que Kalé y Platero (Figura 15). Las especies de aves más abundantes considerando todos los datos, *A. cajaneus* y *L. verreauxi*, solo tuvieron abundancias inferiores a cualquier especie en la zona Caracterización, donde *C. soui*, la tercera especie más abundante del muestreo tuvo mayor número de registros. En general, las tendencias en las abundancias absolutas se mantuvieron a lo largo de las tres zonas, aunque algunas especies mostraron una mayor variabilidad, lo cual se evidencia particularmente en Caracterización. Por ejemplo, *Nyctidromus albicollis*, *Porphyrio martinicus*, *Ardea cocoi* y *Mesembrinibis cayennensis* no se encontraron en Caracterización y todas estuvieron presentes en Kalé y Platero, siendo en algunos casos especies de abundancias intermedias.

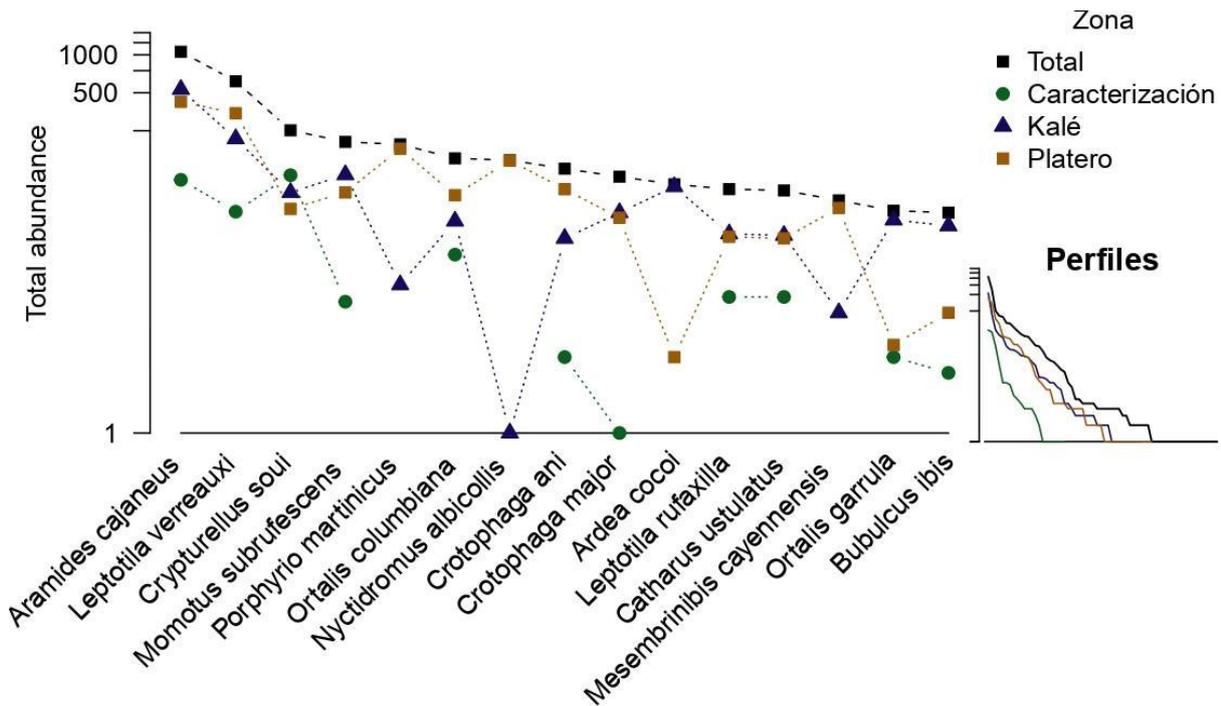


Figura 15. Rango de abundancias para las especies de aves reportadas en cámara trampa dentro del área de estudio, diferenciando por zona: Kalé, Platero y Caracterización.

A nivel de temporada de muestreo, si bien las tendencias fueron similares y las especies más abundantes se compartieron (Figura 16), las primeras dos temporadas (T1 y T2), las cuales tuvieron un menor número de registros (14 y 7% del total, respectivamente), mostraron mayores fluctuaciones, con los valores más disímiles manifestándose en dos especies de aves acuáticas, *Porphyrio martinicus* y *Ardea cocoi* (Figura 16). Además, la especie semi-acuática *Bubulcus ibis* estuvo ausente en la segunda temporada (T2) y un ave terrestre migratoria, *Catharus ustulatus*, estuvo ausente en la primera temporada (T1). En este caso, los perfiles fueron más similares entre las primeras dos temporadas, si bien fue la tercera temporada (T3), la de mayor número de registros (79% del total), fue la que más similitud tuvo con la tendencia general (Total) (Figura 16).

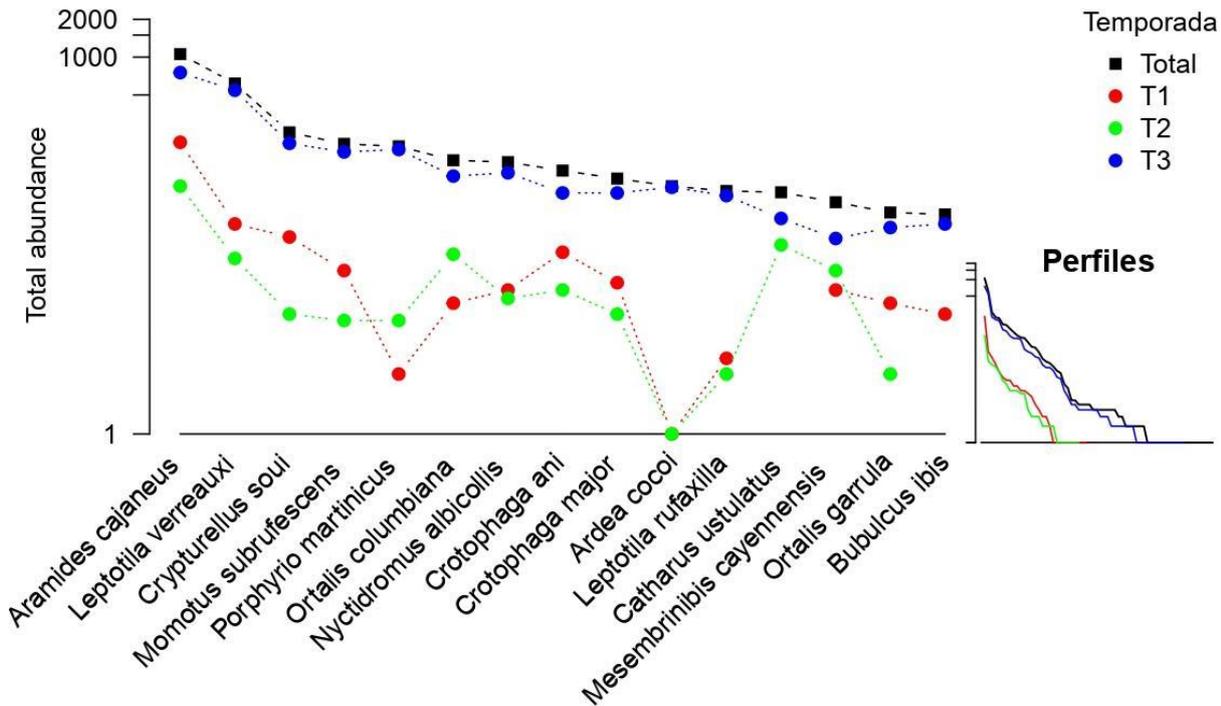


Figura 16. Rango de abundancias para las especies de aves reportadas en cámara trampa dentro del área de estudio, diferenciando por temporada.

Las mayores diferencias en las abundancias de las especies de aves reportadas con cámara trampa se presentaron a nivel de cobertura, tanto a nivel general para toda la comunidad, como a nivel específico en la mayor parte de las especies, mostrando más fluctuaciones que lo evidenciado entre temporadas de muestreo y zonas de estudio (Figura 15, Figura 16, Figura 17). Por ejemplo, las especies más abundantes del muestreo se asociaron principalmente con el Bosque Ripario, pero no todas tuvieron los mismos patrones de abundancia en coberturas de alta intervención humana: *A. cajaneus* fue más abundante en coberturas perturbadas que en Bosque Abierto y tuvo similar abundancia en Bosque Denso y Vías, mientras *L. verreauxi* tuvo similar abundancia en Palma que en Bosque Ripario, con la menor abundancia en Vías y Herbazales; *C.soui* tuvo mayor abundancia en Palma y Vías que en Bosque Abierto, y *M. subrufescens* tuvo mayor abundancia en Palma y Vías que en Bosque Denso y Abierto. Estas fluctuaciones fueron, por lo general, aún mayores en especies de menores abundancias, varias de las cuales solo se encontraron en cuatro o menos coberturas (Figura 17).

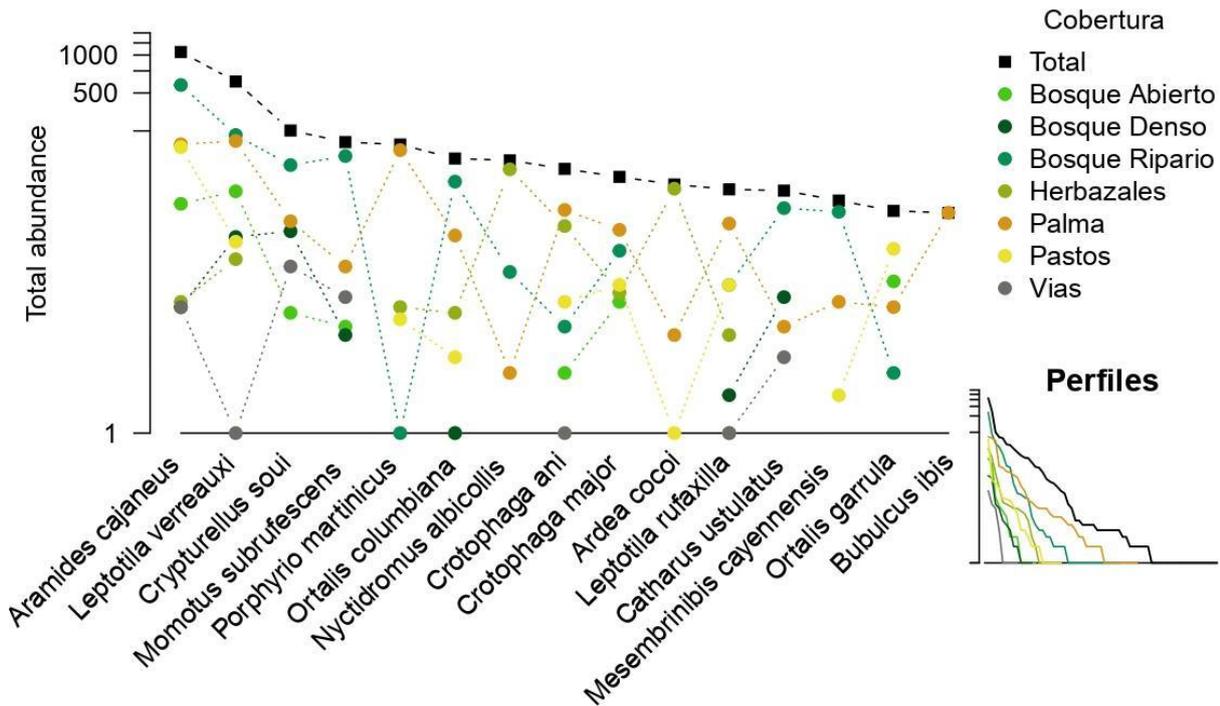


Figura 17. Rango de abundancias para las especies de aves reportadas en cámara trampa dentro del área de estudio, diferenciando por cobertura

Discriminando más a detalle cada cobertura y diferenciando también por temporada, se evidencia con mayor claridad la influencia de la cobertura sobre las abundancias de las especies de aves. Sitios con altas riquezas de especies como el Bosque Ripario y la Palma muestran diferencias en los patrones de abundancia, con especies como *Crotophaga ani* y *Ortalis columbiana* siendo más abundantes en Palma, y *C. soui* y *M. subrufescens* siendo más abundante en Bosque Ripario. Adicionalmente, se evidencian diferencias en composición entre coberturas y temporadas, con especies como *Columbina talpacoti* estando presente solo en la segunda temporada en la cobertura de Palma, y *Pilherodius pileatus* en la tercera temporada en la cobertura de Pastos. En general, las coberturas de Bosque Ripario, Herbazal, Palma y Pastos fueron las de mayor riqueza y fluctuaciones en abundancias, mientras Bosque Denso y Vías, además de presentar menos especies, mostraron menores fluctuaciones entre temporadas (Figura 18).

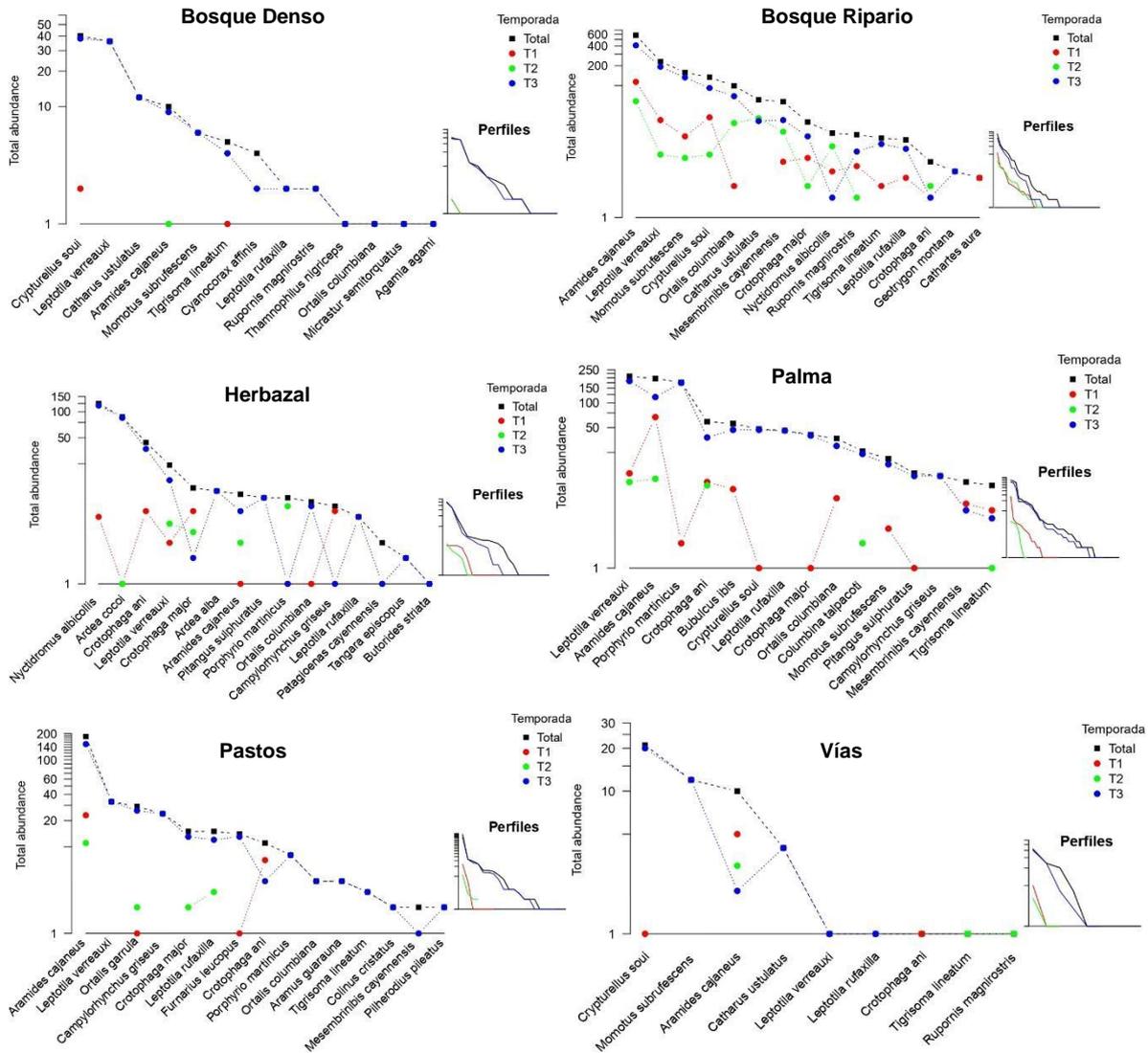


Figura 18. Rango de abundancias para las especies de aves reportadas en cámara trampa dentro del área de estudio, diferenciando por temporada y cobertura

Rango Abundancia - Mamíferos

Los perfiles de rango abundancia de las especies de mamíferos en las diferentes zonas muestreadas en todas las temporadas evidencian que la especie más abundante para Kale, Platero y la zona de caracterización fue el tinajo *D. punctata*. En términos generales los perfiles se mantienen similares para las 15 especies más abundantes, evidenciando la presencia de estas especies en todas las zonas de estudio, sin embargo, el zaino *P. tajacu*, el capibara *H.isthmus* y el palmero *M. tridactyla* presentaron abundancias más bajas en la zona de Platero en comparación a las otras zonas (Figura 19).

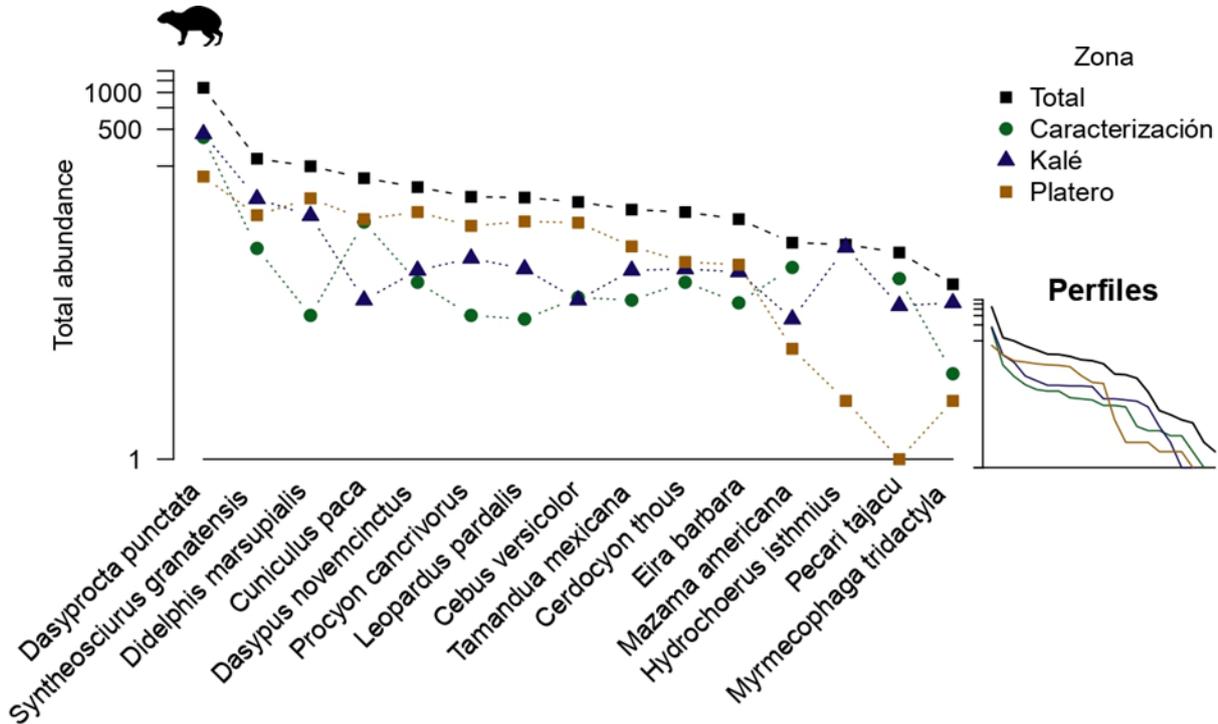


Figura 19. Perfiles de rango abundancia de la comunidad de mamíferos encontrada en la zona de Caracterización, Kalé y Platero en todas las temporadas para el proyecto ANH (Puerto Wilches, Santander).

En cuanto a las abundancias de las especies en las diferentes temporadas de muestreo, la Figura 20 evidencia que la temporada 2 (T2) fue la temporada que tuvo menor número de eventos independientes para todas las especies, al contrario la temporada 3 (T3) tuvo mayor número de registros para todas las especies como se evidencia en la figura, exceptuando el chigüiro *H. isthmus* cuya abundancia fue mayor en la temporada 1. Para todas las temporadas, la especie que presentó mayores abundancias fue el tinajo *D.punctata*.

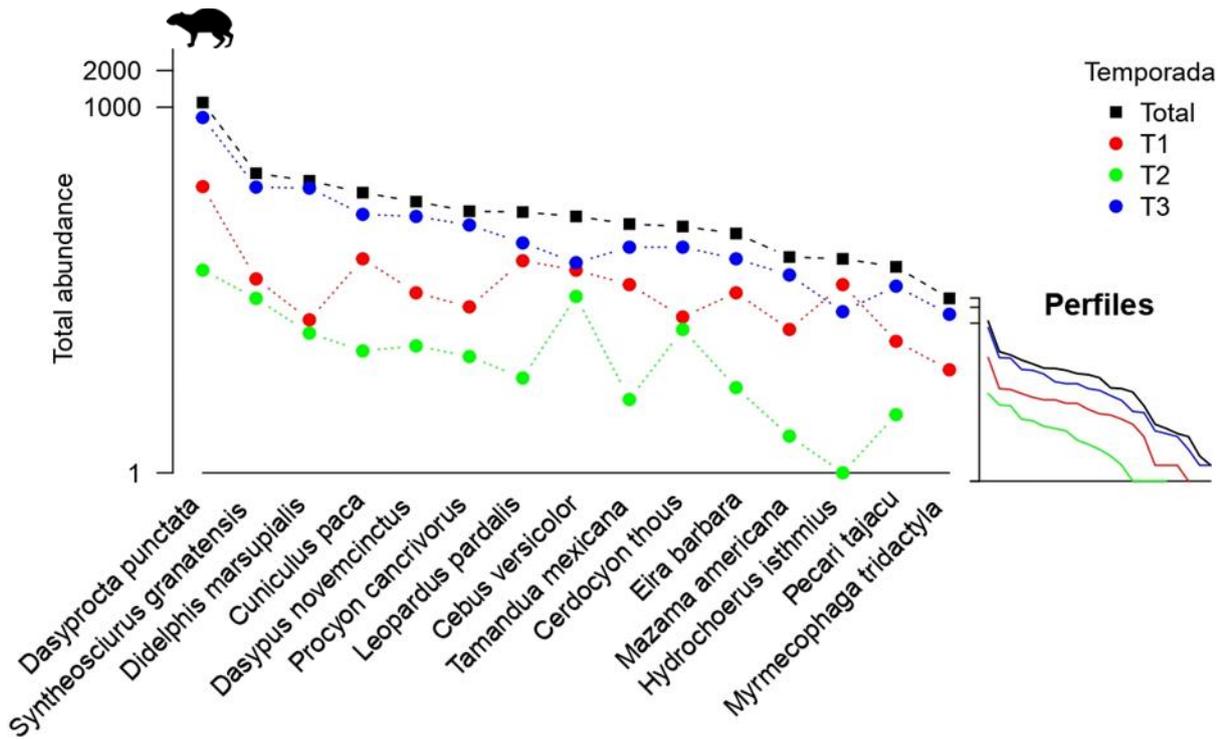


Figura 20. Perfiles de rango abundancia de la comunidad de mamíferos en todas las temporadas (T1,T2 y T3) para el proyecto ANH (Puerto Wilches, Santander).

En cuanto a las abundancias por cobertura vegetal el bosque ripario fue la cobertura que presentó mayores abundancias para casi todas las especies de mamíferos registradas (Figura 21), las otras coberturas vegetales no presentaron patrones claros en las abundancias, evidenciando que algunas especies de mamíferos usan en mayor medida las coberturas transformadas que otras especies. Los cultivos de palma registraron abundancias altas de especies generalistas como el mapache *Procyon cancrivorus* y el zorro *Cerdocyon thous* (Figura 21).

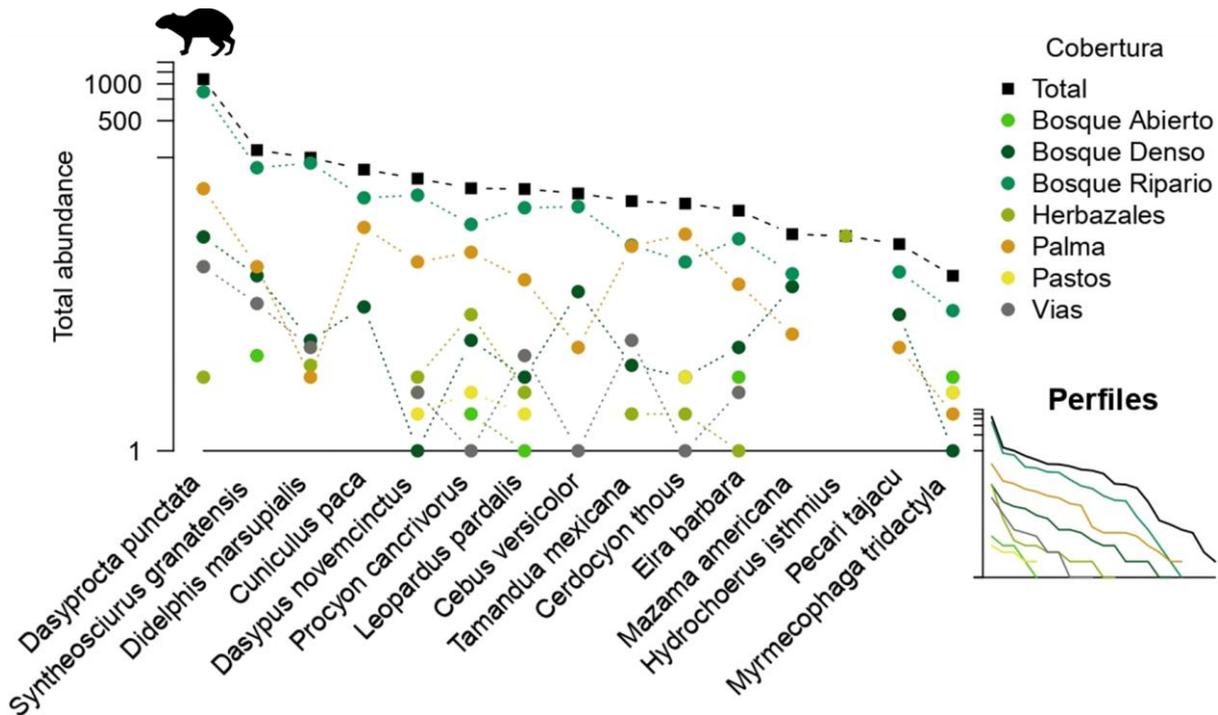


Figura 21. Perfiles de rango abundancia de la comunidad de mamíferos en todas las diferentes coberturas vegetales para el proyecto ANH (Puerto Wilches, Santander).

En la Figura 22 se muestran los perfiles de rango abundancia por cobertura vegetal para cada una de las temporadas (T1, T2 y T3), de igual forma se señala la especie que tuvo mayor número de eventos independientes para cada una de las coberturas. En términos generales el tinajo *D. punctata* fue la especie que presentó mayores abundancias en casi todas las coberturas vegetales muestreadas, exceptuando los Herbazales y los pastos que tuvieron mayores abundancias del chigüiro *H. isthmus* y el zorro *C. thous* respectivamente.

La cobertura de Bosque denso tuvo valores medios de abundancias con respecto a las otras coberturas vegetales, el tinajo *D.punctata* tuvo valores aproximados de 60 eventos independientes, lo cual no es tan alto comparado con otros lugares de muestreo. Sin embargo, en el bosque denso se registraron especies de mamíferos raras (core) que no se registraron en otras coberturas como es el caso de la nutria *L. longicaudis* y la zarigüeya gris *P. opossum* (Figura 22). Así mismo, abundancias más altas de especies como el venado *M. americana* y el zaino *P. tajacu*.

En el bosque ripario también se registraron varias especies de mamíferos con niveles de abundancias más altas de las especies más comunes, como por ejemplo el tinajo *D. punctata*, la chucha *D. marsupialis* y la ardilla cola roja *S. granatensis*. Para todas las especies la temporada 3 (T3) fue la temporada que tuvo mayor número de eventos independientes, seguido de la temporada 1 (T1) (Figura 22). En los herbazales, la especie más abundante fue el chigüiro *H. isthmus* en la temporada 1 y 3, en esta cobertura fue posible registrar al grisón *G. vittata* que fue registrada pocas

veces durante todo el muestreo en comparación con otras especies más comunes y abundantes (Figura 22).

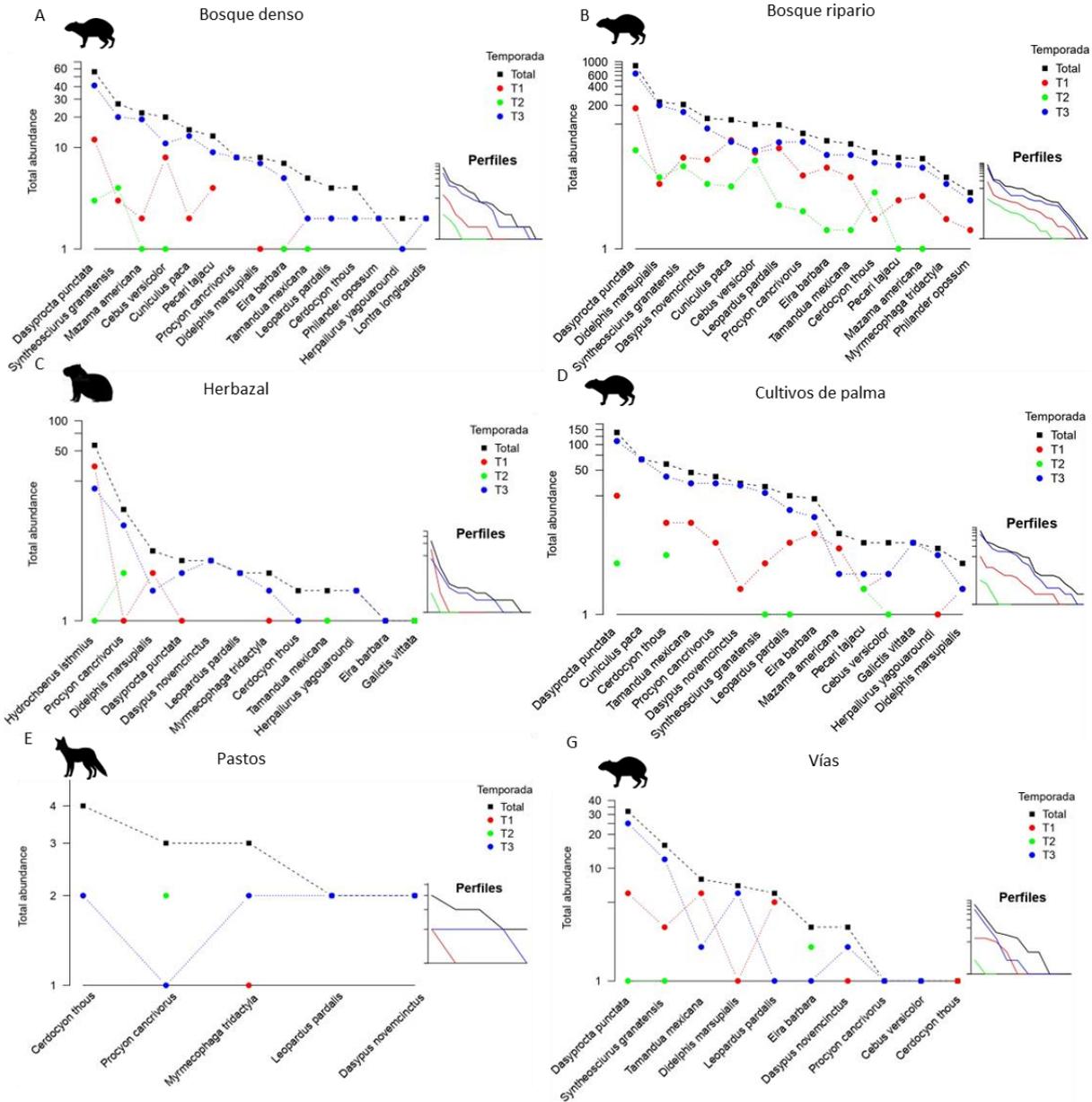


Figura 22. Perfiles de rango abundancia de la comunidad de mamíferos en las coberturas muestreadas durante cada una de las temporadas (T1,T2 y T3) en el proyecto ANH (Puerto Wilches, Santander). **A.** Bosque denso. **B.** Bosque ripario. **C.** Herbazal. **D.** Cultivo de palma. **E.** Pastos. **F.** Vías.

En cuanto a las coberturas transformadas, los cultivos de palma fueron los sitios de muestreo que tuvieron mayor número de registros de especies comunes, mientras que en los pastos la representatividad de especies y las abundancias fueron muy bajas, en esta cobertura el zorro *C. thous* fue la especie con mayor número de eventos independientes en la temporada 3, sin embargo, estos valores fueron muy

bajos al compararlos con las otras coberturas. La unidad de muestreo de bosque ripario adyacente a la vía presentó valores relativamente altos en abundancias de cuatro especies *D. punctata*, *S. granatensis*, *T. mexicana* y *D. marsupialis*, estos datos son relevantes y cabe resaltar la necesidad de hacer comparaciones con datos obtenidos en atropellamientos en el área de estudio, pues pueden ser especies que sufran disminución de sus poblaciones debido a muertes accidentales por colisión con tráfico vehicular.

Índices de diversidad - Aves

Los valores observados, al considerar todos los datos del muestreo, sugieren que las coberturas con mayor riqueza de especies de aves son la Palma y el Bosque Ripario, aunque con la extrapolación se estiman valores mayores para este último (Figura 23). Herbazales y Pastos presentan valores intermedios, con el mismo valor observado, pero valores más altos estimados para Herbazales; mientras las Vías, el Bosque Denso y el Bosque Abierto mantienen los valores más bajos del sistema, incluyendo valores observados y estimados (Figura 23).

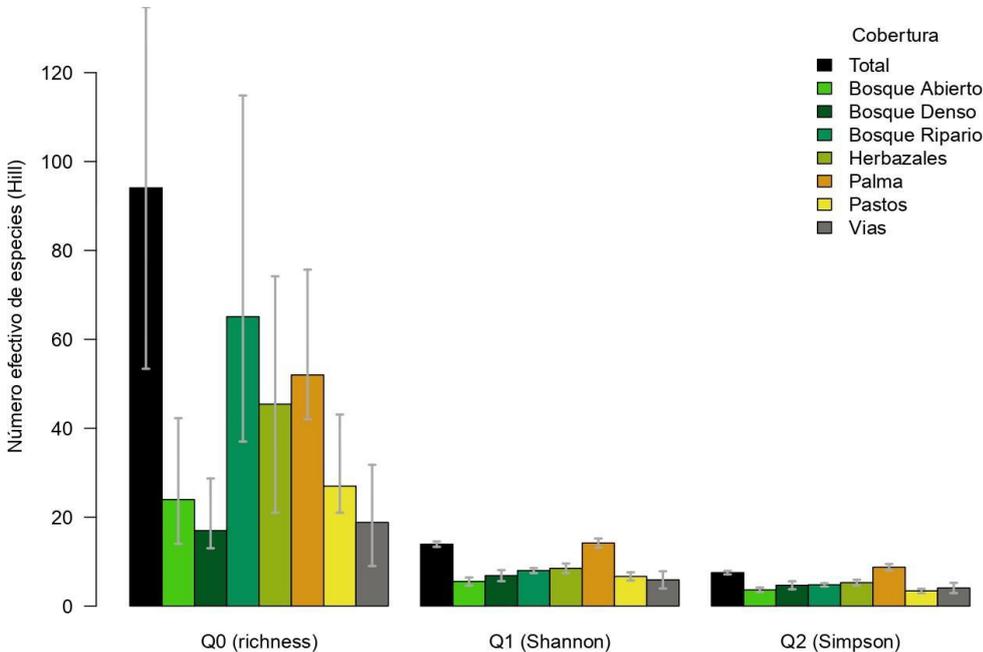


Figura 23. Número de especies totales (Q0), comunes (Q1) y muy comunes (Q2) en las coberturas de muestreo, usando datos de cámara trampa. Consolidado de las tres temporadas de muestreo.

Al analizar otros índices de diversidad alfa que consideran también las abundancias, las diferencias entre coberturas disminuyen, y, en el caso del Bosque Ripario, los valores observados y estimados se homogenizan con las demás coberturas, siendo incluso superado por el Herbazal en los órdenes $q = 1$ y $q = 2$ (Tabla 6, Figura 23). En estos índices, el Bosque Denso y el Abierto, al igual que las Vías, mantienen valores bajos, y la Palma sigue siendo la cobertura de mayor diversidad. Estas tendencias se mantuvieron al analizar cada temporada de muestreo independientemente, con

excepción de la segunda temporada donde el bosque ripario fue el de mayores valores observados y estimados en todos los índices (Tabla 7).

Tabla 7 Índices de diversidad de aves con números de Hill: $q = 0$ (riqueza de especies), $q = 1$ (equivalente de Shannon: número de especies comunes), $q = 2$ (equivalente de Simpson: número de especies muy comunes), usando datos de cámara trampa en tres temporadas de muestreo.

		abundancia				q0 (riqueza)		q1 (Shannon)		q2 (Simpson)	
Temporada	Cobertura	eventos	coverage	Riqueza colectada	observado	estimado	observado	estimado	observado	estimado	
Todas	Bosque Abierto	3	0.9758	58.46 %	14	23.95 ± 9.34	5.22	5.52 ± 0.47	3.60	3.65 ± 0.26	
	Bosque Denso	10	0.9672	76.61 %	13	16.97 ± 5.99	6.36	6.84 ± 0.64	4.53	4.67 ± 0.46	
	Bosque Ripario	88	0.9898	56.83 %	37	65.11 ± 25.38	7.80	7.97 ± 0.29	4.76	4.77 ± 0.19	
	Herbazales	19	0.9811	46.22 %	21	45.43 ± 14.67	8.05	8.48 ± 0.55	5.21	5.27 ± 0.33	
	Palma	56	0.9905	80.78 %	42	51.99 ± 12.09	13.79	14.16 ± 0.52	8.66	8.72 ± 0.37	
	Pastos	6	0.9833	77.84 %	21	26.98 ± 8.21	6.39	6.65 ± 0.47	3.37	3.4 ± 0.25	
	Vías	3	0.9048	47.85 %	9	18.81 ± 6.62	4.95	5.88 ± 0.99	3.83	4.06 ± 0.59	
T1	Bosque Denso	2	0.8333	85.84 %	2	2.33 ± 1	1.89	2.52 ± 1.5	1.80	3 ± NA	
	Bosque Ripario	29	0.9834	68.08 %	17	24.97 ± 7.13	6.30	6.63 ± 0.63	3.71	3.76 ± 0.4	
	Herbazales	5	0.8352	43 %	11	25.58 ± 10.92	7.83	10.86 ± 2.84	6.55	7.78 ± 1.48	
	Palma	18	0.9522	60.96 %	19	31.17 ± 15.01	7.70	8.57 ± 0.97	4.16	4.25 ± 0.56	
	Pastos	2	0.8592	41.89 %	7	16.71 ± 6	3.02	3.79 ± 1.05	2.10	2.17 ± 0.47	
	Vías	1	0.7857	77.72 %	3	3.86 ± 0.91	2.22	2.87 ± 0.73	1.81	2.1 ± 0.68	
T2	Bosque Abierto	1	1.0000	100 %	2	2 ± 0.45	1.51	1.64 ± 0.37	1.32	1.4 ± 0.37	
	Bosque Denso	2	0.8333	85.84 %	2	2.33 ± 1.18	1.89	2.52 ± 1.82	1.80	3 ± NA	
	Bosque Ripario	16	0.9697	77.01 %	20	25.97 ± 9.06	9.48	10.17 ± 0.86	6.53	6.72 ± 0.63	
	Herbazales	6	0.9170	86.33 %	6	6.95 ± 1.44	4.79	5.6 ± 0.82	4.17	4.91 ± 0.92	
	Palma	12	0.9546	78.21 %	7	8.95 ± 2.36	5.14	5.69 ± 0.7	4.54	4.96 ± 0.56	
	Pastos	2	1.0000	100 %	4	4 ± 0.76	2.97	3.25 ± 0.54	2.35	2.55 ± 0.66	
Vías	1	0.7333	78.95 %	3	3.8 ± 1.1	2.59	3.7 ± 1.22	2.27	3.33 ± 1.65		
T3	Bosque Abierto	1	0.9798	62.02 %	13	20.96 ± 7.59	5.10	5.37 ± 0.46	3.56	3.6 ± 0.25	
	Bosque Denso	6	0.9657	83.12 %	13	15.64 ± 5.59	6.12	6.58 ± 0.66	4.36	4.49 ± 0.45	
	Bosque Ripario	43	0.9893	64.12 %	27	42.11 ± 17.53	6.77	6.91 ± 0.26	4.47	4.49 ± 0.18	
	Herbazales	8	0.9712	49.76 %	20	40.19 ± 18.57	6.35	6.75 ± 0.47	4.20	4.24 ± 0.28	
	Palma	26	0.9931	90.91 %	36	39.6 ± 6.85	13.08	13.4 ± 0.48	8.41	8.49 ± 0.36	
	Pastos	2	0.9836	75.31 %	19	25.23 ± 10.08	6.46	6.74 ± 0.56	3.57	3.6 ± 0.35	
	Vías	1	0.9512	75.47 %	6	7.95 ± 2.13	3.57	3.93 ± 0.61	2.83	2.97 ± 0.42	

Índices de diversidad - Mamíferos

Los índices de diversidad verdadera calculados muestran que la riqueza de mamíferos ($q=0$) muestreados a través de fototrampeo fue mayor en los bosques riparios, mientras que los pastos presentaron la menor riqueza (Figura 24). Los bosques riparios soportan más del 90% de la riqueza de mamíferos medianos y grandes encontrados en la zona de estudio (20 especies), donde el 25% de la comunidad está representada por especies dominantes ($q=2$). Durante la temporada 1 (T1) y la temporada 3 (T3) los bosques riparios registraron un total de 17 especies, mientras que en la temporada 2 (T2) se registraron 14 especies (Tabla 8). Los bosques densos presentaron valores similares a los bosques riparios, mientras que los bosques abiertos solo registraron cinco especies, cabe aclarar que esta cobertura solamente se muestreo durante la temporada 3 (T3).

Los cultivos de palma por su parte, registran una riqueza total de 18 especies de las cuales el 40% de la comunidad (8 especies) son las especies más dominantes ($q=2$), los valores fueron similares entre temporadas excepto por la temporada 2 (T2) en la que solo se registraron seis especies en esta cobertura. El muestreo realizado en la cobertura de vías registró valores medios de riqueza ($q= 0$), con una representación del 50% y 4 especies muy dominantes. En contraste, la cobertura de pastos fue la cobertura con menores valores de riqueza, con solo cinco especies muy dominantes.

Esta cobertura presenta un 75% menos de la riqueza presente en los bosques riparios y en los cultivos de palma.

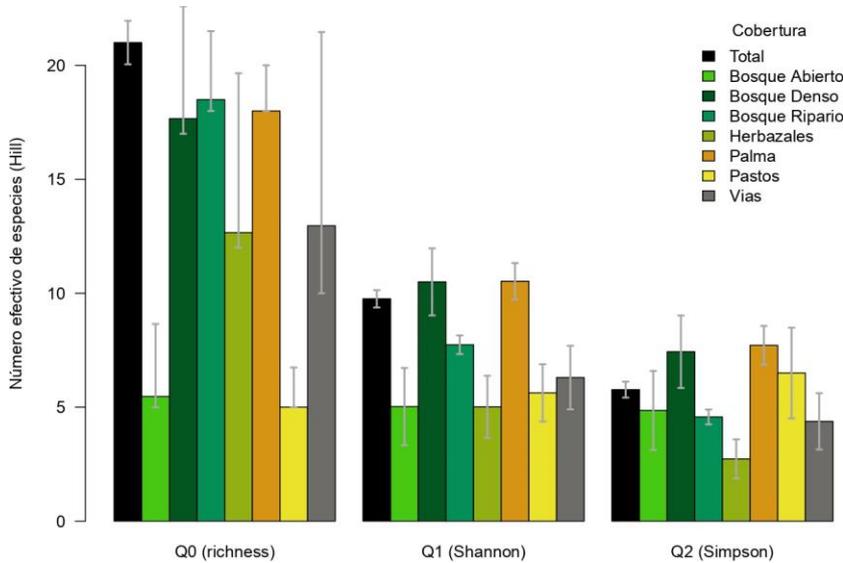


Figura 24. Índices de diversidad de mamíferos medianos y grandes en las diferentes coberturas durante todas las temporadas en el municipio de Puerto Wilches – Santander.

Tabla 8. Valores de diversidad de mamíferos medianos y grandes por cobertura durante todas las temporadas en el municipio de Puerto Wilches - Santander.

Temporada	Cobertura	eventos	coverage	Riqueza colectada	q0 (riqueza)		q1 (Shannon)		q2 (Simpson)	
					observado	estimado	observado	estimado	observado	estimado
Todas	Bosque Abierto	1	0.9477	91.41 %	5	5.47 ± 1.62	4.34	5.03 ± 0.86	3.96	4.86 ± 0.88
	Bosque Denso	12	0.9900	96.26 %	17	17.66 ± 2.52	10.04	10.5 ± 0.75	7.20	7.43 ± 0.81
	Bosque Ripario	94	0.9995	97.3 %	18	18.5 ± 1.53	7.71	7.74 ± 0.21	4.56	4.57 ± 0.16
	Herbazales	15	0.9800	94.79 %	12	12.66 ± 3.57	4.70	5.02 ± 0.69	2.68	2.73 ± 0.44
	Palma	53	1.0000	100 %	18	18 ± 1.02	10.35	10.53 ± 0.41	7.62	7.71 ± 0.43
	Pastos	5	1.0000	100 %	5	5 ± 0.89	4.83	5.63 ± 0.64	4.67	6.5 ± 1.01
	Vias	3	0.9620	77.16 %	10	12.96 ± 4.34	5.79	6.3 ± 0.71	4.20	4.38 ± 0.63
T1	Bosque Denso	3	0.9264	90.91 %	11	12.1 ± 5.1	7.66	9.05 ± 1.32	5.73	6.57 ± 1.24
	Bosque Ripario	32	0.9956	89.47 %	17	19 ± 3.07	8.00	8.17 ± 0.41	4.97	5.01 ± 0.35
	Herbazales	3	0.8851	41.74 %	7	16.77 ± 6.57	2.20	2.65 ± 0.69	1.49	1.51 ± 0.23
	Palma	18	0.9798	96.84 %	15	15.49 ± 3.26	10.17	11.05 ± 0.84	7.71	8.3 ± 0.94
	Pastos	2	0.8333	85.84 %	2	2.33 ± 1.16	1.89	2.52 ± 1.78	1.80	3 ± NA
	Vias	1	0.8752	70.92 %	7	9.87 ± 2.54	5.52	6.87 ± 1.2	4.85	5.88 ± 1.07
T2	Bosque Denso	3	0.6535	40.8 %	8	19.61 ± 8.3	6.74	12.88 ± 5.4	5.76	9.1 ± 4.6
	Bosque Ripario	19	0.9794	86.26 %	14	16.23 ± 4.76	8.57	9.09 ± 0.73	6.70	6.98 ± 0.63
	Herbazales	4	0.5833	61.54 %	4	6.5 ± 2.78	3.46	6.07 ± 3.34	3.00	5 ± NA
	Palma	6	0.7962	58.94 %	6	10.18 ± 4.6	4.80	6.89 ± 2.6	4.08	5.35 ± 2.09
	Pastos	1	1.0000	100 %	1	1 ± 0	1.00	1 ± 0	1.00	1 ± 0
Vias	1	0.6250	66.67 %	3	4.5 ± 2.05	2.83	4.89 ± 3.15	2.67	6 ± NA	
T3	Bosque Abierto	1	0.9477	91.41 %	5	5.47 ± 1.29	4.34	5.03 ± 0.88	3.96	4.86 ± 1.01
	Bosque Denso	6	0.9867	97.56 %	16	16.4 ± 4.33	9.65	10.22 ± 0.87	7.07	7.38 ± 0.86
	Bosque Ripario	43	1.0000	100 %	17	17 ± 0.71	6.97	7.01 ± 0.21	4.09	4.1 ± 0.16
	Herbazales	8	0.9608	93.9 %	10	10.65 ± 3.48	5.98	6.68 ± 1.1	4.04	4.32 ± 0.99
	Palma	29	0.9951	94.74 %	18	19 ± 2.97	9.52	9.75 ± 0.43	7.13	7.24 ± 0.42
	Pastos	2	0.9444	97.85 %	5	5.11 ± 2.13	4.86	6.3 ± 1.59	4.76	9 ± 2.05
	Vias	1	0.9231	69.66 %	9	12.92 ± 6.26	4.50	5.14 ± 0.9	3.18	3.33 ± 0.58

Distribución espacial de la riqueza especies - Aves

El sector noroccidental del área de estudio, en riberas del río Magdalena al norte de Puerto Wilches, fue el que presentó la mayor riqueza de especies de aves según los datos de cámaras trampa, siendo más notorio en la segunda y tercera temporada (Figura 25). En contraste, las zonas de menor riqueza se encontraron en el centro occidental, el nororiental y suroriental del área de estudio, especialmente en

alrededores de poblaciones humanas como la cabecera de Puerto Wilches y Puente Sogamoso. En general, el área presenta valores intermedios a bajos de riqueza, con la mayor riqueza de aves agrupándose en sectores muy puntuales (Figura 25).

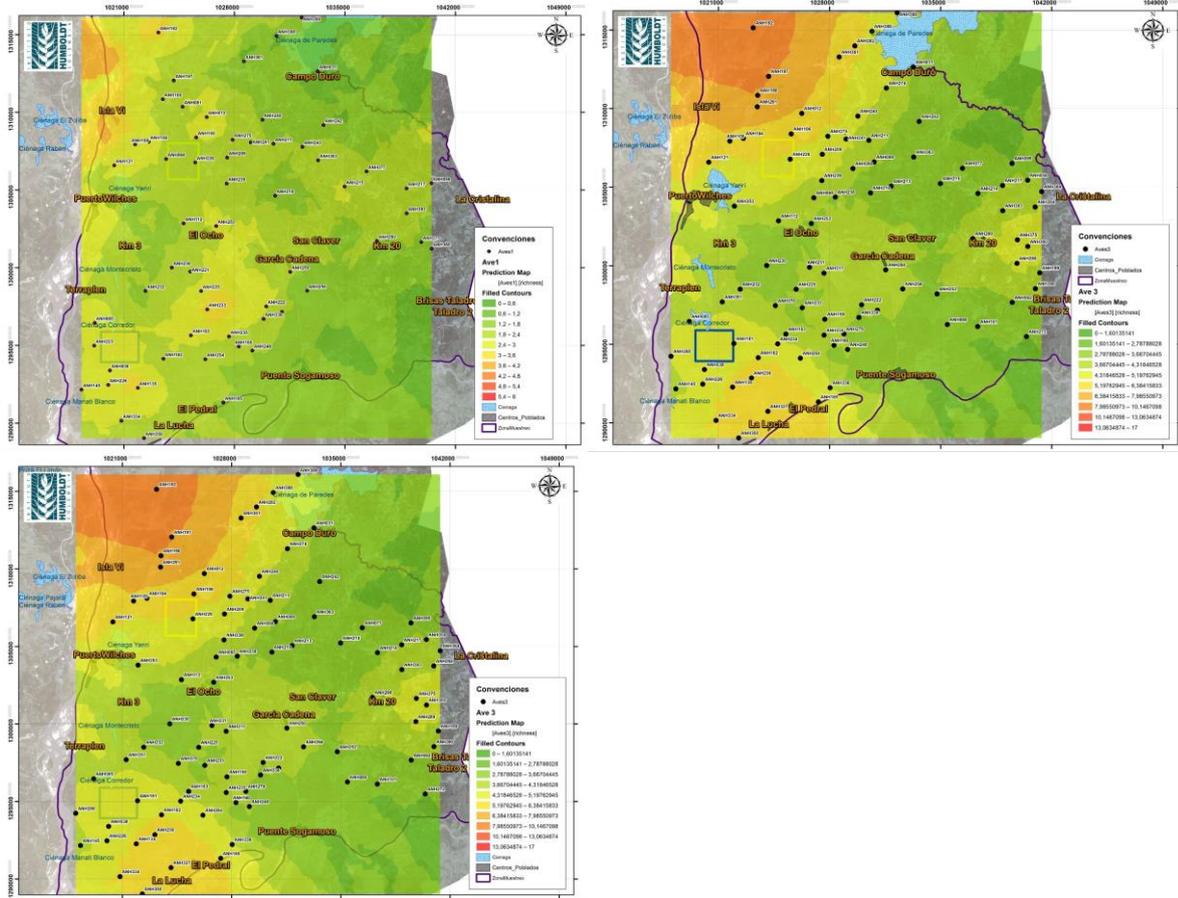


Figura 25. Distribución espacial de la riqueza de aves en el área de estudio, mostrando en colores más rojos mayor concentración de especies para cada temporada: primera (izquierda arriba), segunda (derecha arriba), tercera (derecha abajo).

Distribución espacial de la abundancia especies - Aves

En cuanto a la abundancia de aves, no se evidenciaron patrones claros entre temporadas, con una amplia variación en toda el área de estudio (Figura 26). Por ejemplo, se presentaron mayores picos de abundancia durante la segunda temporada en el norte, centro y sur, sectores que en la primera y tercera temporada mostraron valores intermedios o bajos. De hecho, a excepción de la segunda temporada, la abundancia no mostró cambios muy notorios, con abundancias bajas o intermedias en casi todo el territorio (Figura 26).

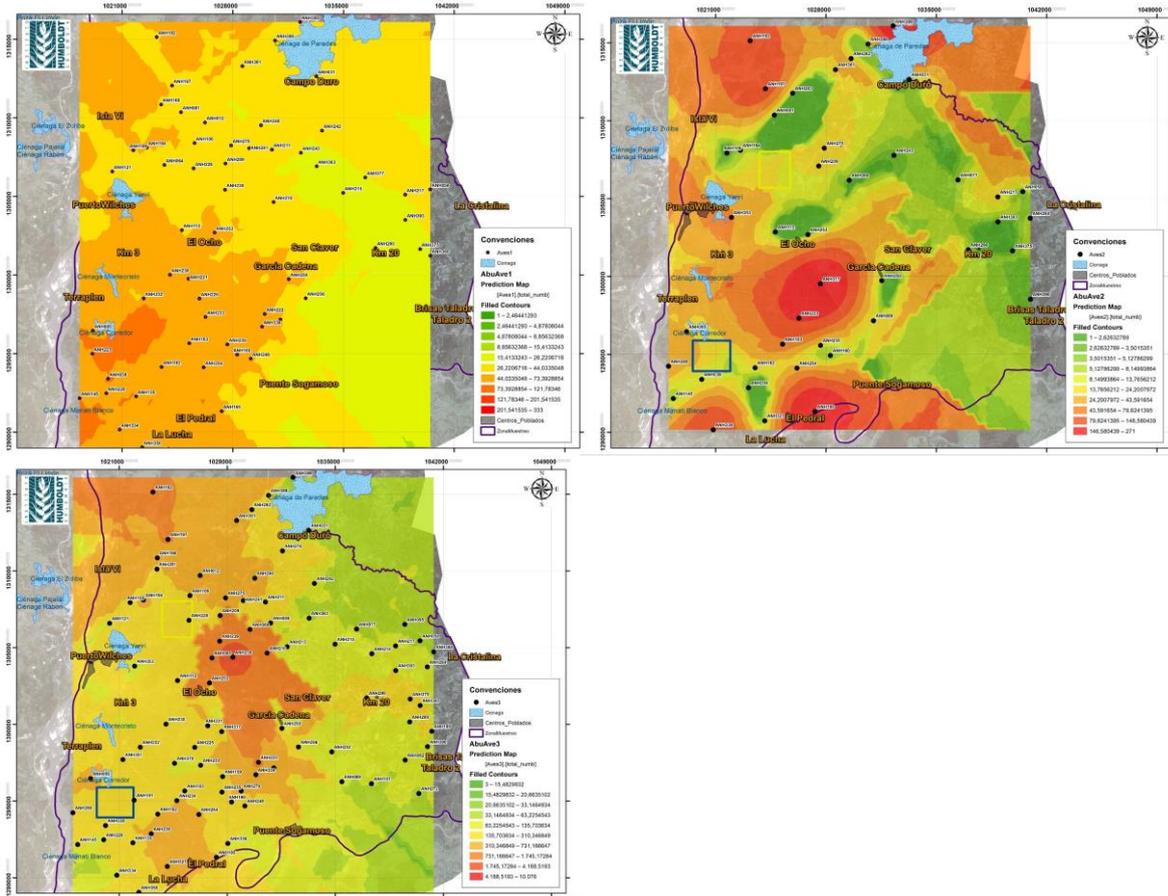


Figura 26. Distribución espacial de la riqueza de aves en el área de estudio, mostrando en colores más rojos mayor concentración de especies para cada temporada: primera (izquierda arriba), segunda (derecha arriba), tercera (derecha abajo)

Distribución espacial de la riqueza de especies (Mamíferos)

En la temporada 1 y la temporada 2 no se evidencia espacialmente una zona específica del área de estudio donde la riqueza de mamíferos medianos y grandes sea más alta, el territorio se encuentra homogéneo. Sin embargo, en la tercera temporada el patrón de riqueza cambia y se concentra en la parte oriental del área de estudio en cercanías a la Ciénaga de Paredes y los bosques circundantes que protegen la cuenca de la Quebrada Gomez, de igual forma el mapa de calor muestra algunos puntos de calor de riqueza específicos hacia la parte sur occidental del área de estudio (Figura 27). Las unidades de muestreo cercanas al casco urbano del municipio presentaron indicadores de riqueza medios y bajos.

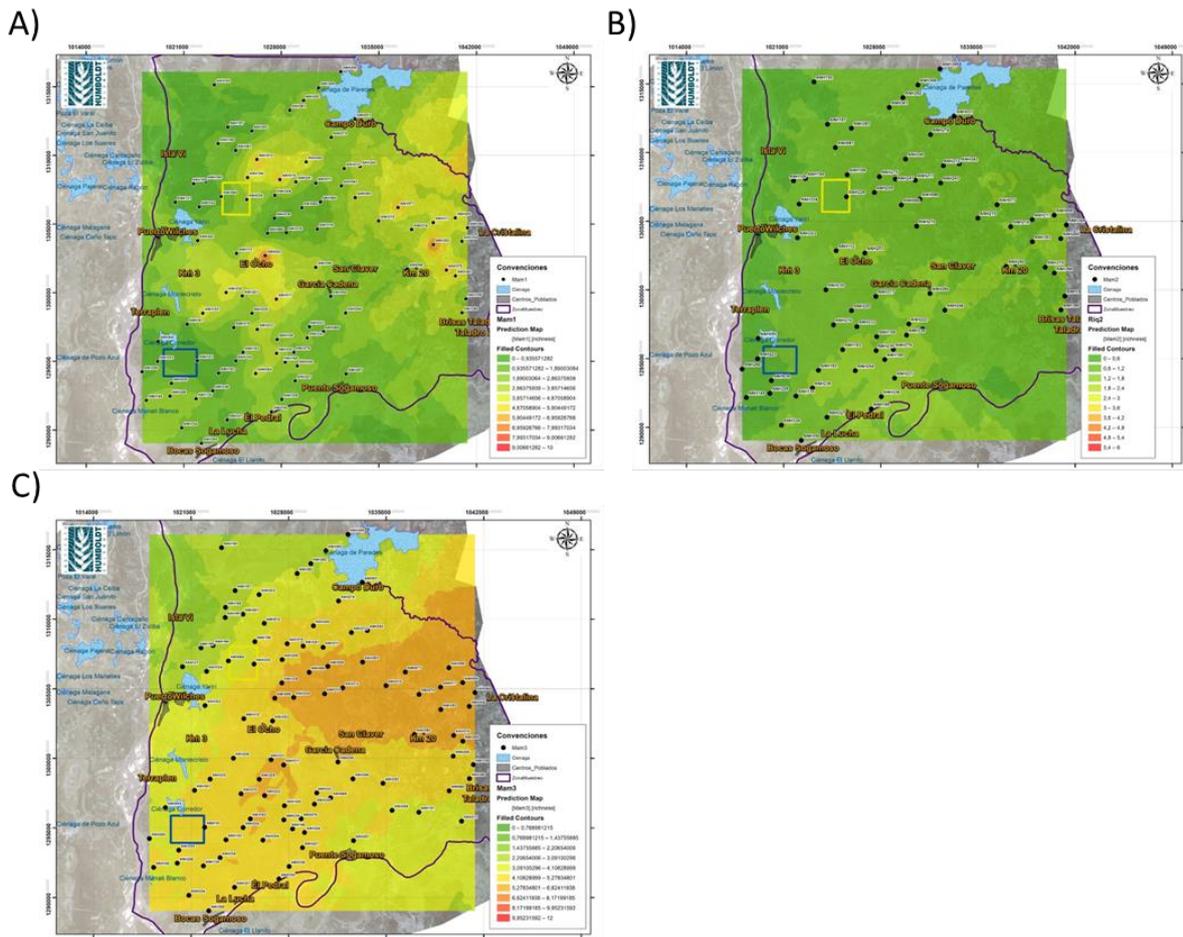


Figura 27. Mapa de calor mostrando la variación espacial de la riqueza de mamíferos medianos y grandes durante: A) Temporada 1 (T1), B) Temporada 2 (T2) y la C) Temporada 3 (T3) en el municipio de Puerto Wilches - Santander.

Distribución espacial de la Abundancia de especies (Mamíferos)

El patrón espacial observado para las abundancias de los mamíferos medianos y grandes resalta una concentración en todas las temporadas (todo el tiempo del muestreo) en la parte surcoccidental de la zona de estudio , este área se caracteriza por la presencia de grandes fuentes hídricas como los son la Ciénaga de Montecristo y las áreas cercanas al río Sogamoso (Figura 28).

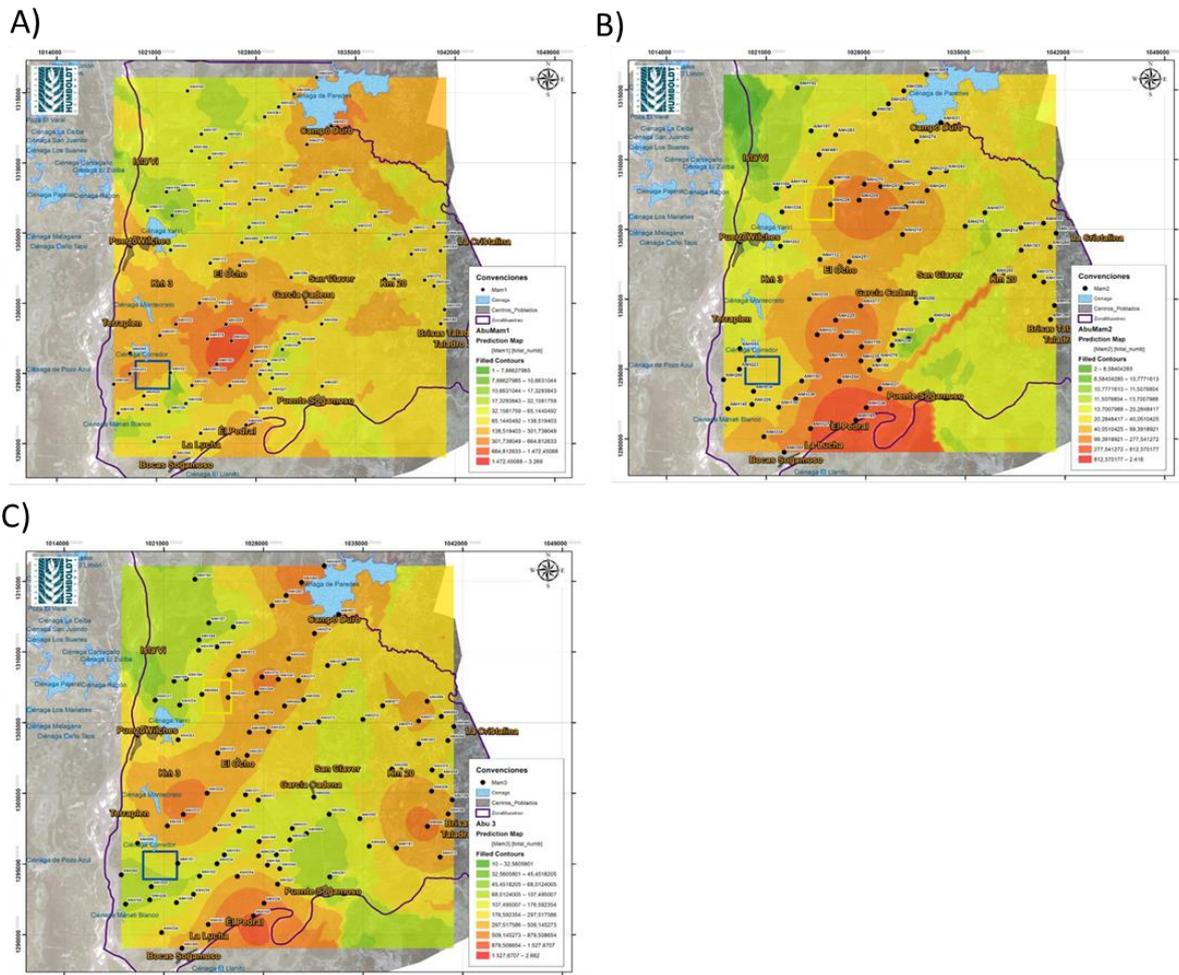


Figura 28. Mapa de calor mostrando la variación espacial de la abundancia de mamíferos medianos y grandes durante: A) Temporada 1 (T1), B) Temporada 2 (T2) y la C) Temporada 3 (T3) en el municipio de Puerto Wilches - Santander.

Es importante resaltar los bajos niveles de abundancia de especies en las zona aledaña a Caño Negro , lo cual es sorprendente debido a las altas abundancias en otros grupos biológicos. Sobre el aspecto temporal, los resultados evidencian un aumento en la abundancia de mamíferos medianos y grandes en la temporada 3 (T3) en los bosques densos de la parte oriental del área de estudio, mientras que en las dos primeras temporadas las abundancias no fueron relevantes en esta zona, esto puede explicarse debido a cambios en las precipitaciones del área de estudio, sin embargo, esto debe estudiarse con mayor profundidad.

Análisis de disimilitud - Aves

Los análisis de disimilitud, en general, mostraron una alta homogeneidad en la composición y abundancia de especies de aves en el área de estudio, especialmente en el caso de temporadas y zonas, donde hubo un alto solapamiento en la composición de especies, con la tercera temporada (T3) mostrando la mayor amplitud de información (más registros, más especies que representaron un mayor porcentaje de la información del sistema) (Figura 29, derecha arriba). Esta similitud se mantuvo

al comparar punto a punto (cada cámara trampa de manera independiente), los cuales, independiente del hábitat, compartieron una alta proporción de las especies de aves que se reportaron (Figura 29, izquierda abajo).

El tipo de agrupación que mostró menor homogeneización fue la de coberturas, donde se formaron tres grupos: uno representado principalmente por la Palma, otro por el Herbazal y otro por el Bosque Ripario, con las demás coberturas de menor representatividad de datos mostrando patrones más difusos (Figura 29, izquierda arriba).

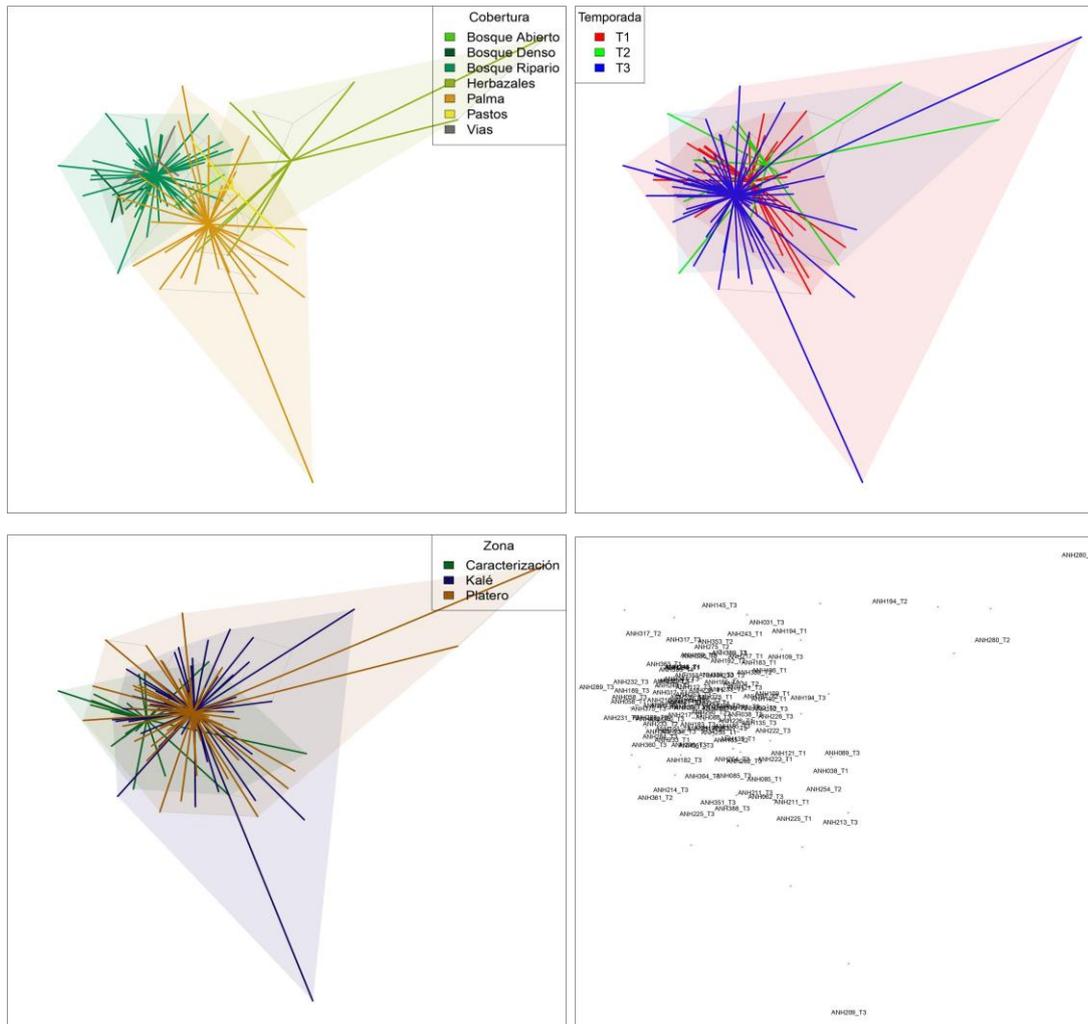


Figura 29. Análisis de disimilitud usando NMDS para comparar coberturas (izquierda arriba), temporadas (derecha arriba) y zonas de estudio (izquierda abajo). También se presenta un gráfico de similitud entre cámaras trampa, a partir de la composición de especies.

Análisis de disimilitud - Mamíferos

Los resultados del análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) reflejan un valor de estrés fuerte, pero aceptable (valor de 0.26, es decir, un 26% de las distancias no están en el mismo orden de las distancias de Bray-Curtis) (Figura 30

A). La distribución de las especies de mamíferos medianos y grandes en las diferentes coberturas evidencia que no existen diferencias significativas entre la composición de la comunidad de mamíferos presentes en el área de estudio (Figura 30B). Las especies que presentaron una mayor disimilitud entre las coberturas muestreadas fueron *P.tajacu*, *S. granatensis*, *C. versicolor*, *L.longicaudis* y *H. isthmus*. En cuanto a los resultados obtenidos en las diferentes temporadas se encontraron algunas diferencias en composición para algunas especies como *L.longicaudis* especie exclusiva para la temporada 3 (T3) (Figura 30C). En la evaluación entre zonas de estudio se observa un comportamiento en el que los resultados se solapan para las tres zonas sin marcadas diferencias (Figura 30D).

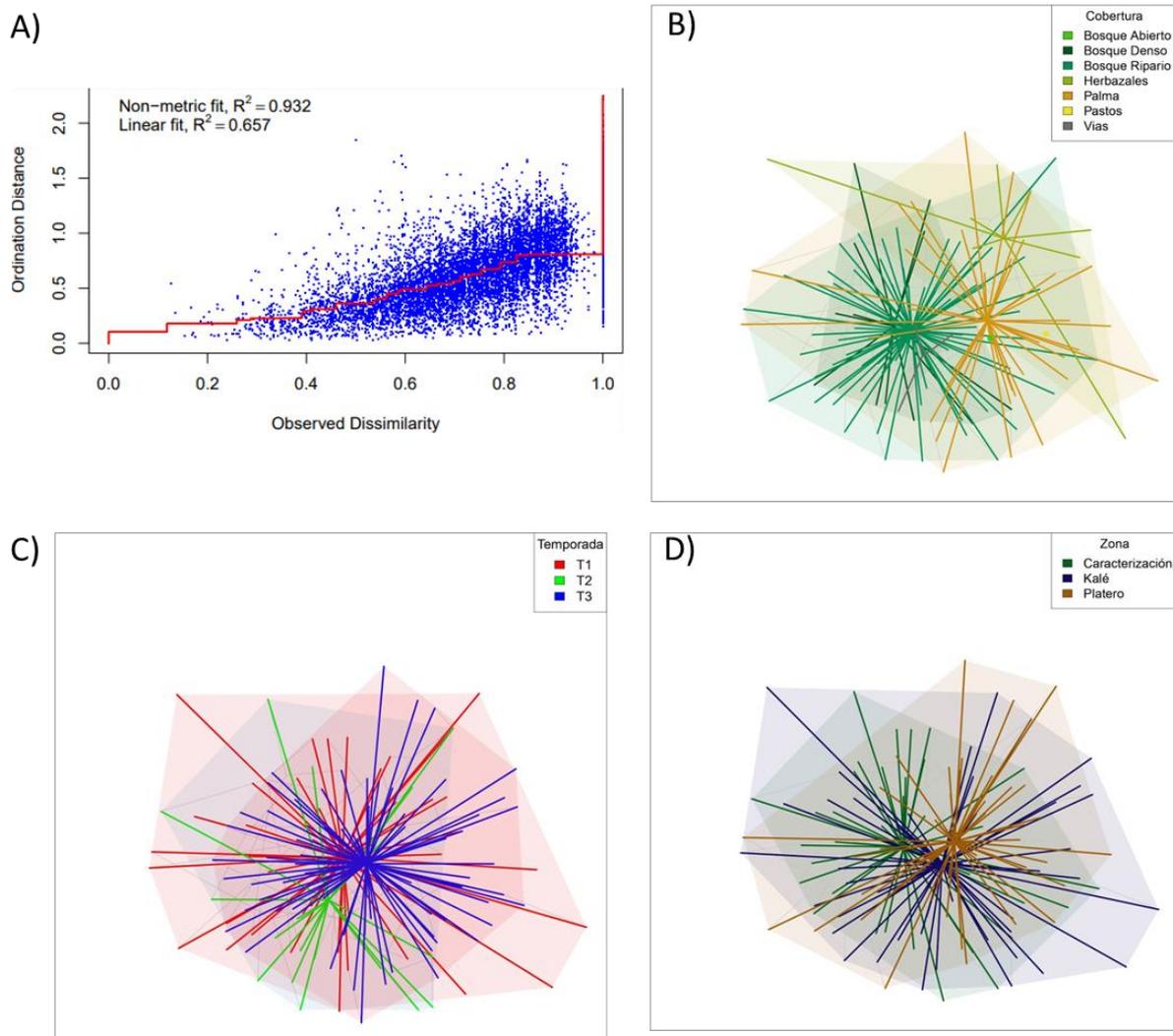


Figura 30. Representación del análisis de disimilitud (NMDS) y la composición de mamíferos medianos y grandes durante la temporada de aguas altas y aguas bajas en el municipio de Puerto Wilches - Santander. **A.** Representación del estrés empleando las distancias Bray-Curtis. **B.** Representación de las coberturas y conectividad entre las unidades muestrales evaluadas. **C.** Representación de las tres

temporadas climáticas y conectividad entre las unidades muestrales evaluadas. **D.** Representación de las zonas de muestreo y la conectividad entre las unidades muestrales evaluadas.

Complementariedad del muestreo

A partir de información secundaria se encontró que para el departamento de Santander se reportan un total de 41 especies de mamíferos (Anexo 2 - CT Mamíferos), que corresponden a 11 órdenes y 24 familias. Los resultados indican que con cámaras trampa es posible registrar el 7,8% de las especies de mamíferos presentes en el país y el 25% de la mastofauna presente en el departamento de Santander (Vélez et al., 2018, Ramírez-Chavez, et al., 2021). Donde los órdenes con mayor número de especies son Carnívora y Rodentia. Respecto a las categorías de la UICN, esta búsqueda muestra que una especie está en Peligro de extinción (EN), una especie está en categoría vulnerable (VU), tres especies están en la categoría de casi amenazadas (NT), 33 especies en preocupación menor (LC) y tres especies no cuentan con datos suficientes (DD) para hacer una evaluación robusta sobre su categorización (Anexo 2 - CT Mmaíferos).

En los muestreos realizados a partir de fototrampeo durante este proyecto, entre el 16 de julio al 05 de diciembre del 2021 y el 18 de marzo al 13 de junio del 2022, se registraron un total de 21 especies de mamíferos silvestres (50% del total de especies probables para la zona), 19 especies para la temporada 1 (T1), 17 para la temporada 2 (T2) y 21 para la temporada 3 (T3). Sin embargo, como se mencionó anteriormente, el listado de especies obtenido a partir de información secundaria incluye especies cuyo registro a partir de fototrampeo es muy poco probable. Teniendo en cuenta esto último, este estudio registró 90% de las especies probables para la zona que pueden registrarse a partir de esta metodología, dentro de las especies que no se registraron están el venado cola blanca del género *Odocoileus sp*, el tigrillo *L.wiedii*, el jaguar *P. onca* (Anexo 2 - CT mamíferos) .

Dentro de las especies que se registraron en el monitoreo, tres de estas se encuentran en alguna categoría de la UICN, como lo son el oso palmero *M. tridactyla* (VU- vulnerable, registrado en la temporada 1 y 3), la nutria de río *L.longicaudis* (NT- Casi amenazado, solamente registrada en la temporada 3) y *C. versicolor* (EN- En Peligro, registrado en las tres temporadas).

Discusión

Aves

Los análisis de completitud sugieren que para las tres zonas de estudio se tuvo un muestreo con alto porcentaje de representatividad, aunque Caracterización mostró tendencias en las curvas de rarefacción menos asintóticas que Kalé y Platero, sugiriendo que Caracterización requiere mayor amplitud de muestreo para obtener

información que pueda describir la diversidad de aves de manera más completa. Considerando que cada cámara trampa presentó una baja proporción de las especies de aves del muestreo, más que un aumento en el tiempo del uso de cámaras trampa, está representatividad de muestreo en Caracterización se podría mejorar con un aumento en el número de cámaras trampa.

Por otro lado, aunque para Kalé y Platero el muestreo sí fue completo y representativo, al comparar con los resultados de censos de aves dentro de las mismas zonas se evidencia que el método de cámaras trampa tiene una limitación en representatividad taxonómica, reportando menos del 50% de las especies confirmadas en la zona (203 en total según censos). En este sentido, si bien métodos pasivos como las cámaras trampa disminuyen costos de personal y sesgos asociados a la presencia del investigador, entre otras ventajas (Petrou et al., 2015; Stephenson, 2020), en el caso de las aves, donde los métodos de observación directa son tan efectivos para hacer monitoreos de comunidades (Stiles & Rosselli, 1998), las cámaras trampa se podrían considerar más un método complementario que un método principal para reportar la diversidad de aves de una zona, temporada o cobertura.

Las cámaras trampa, al igual que otros métodos que presentan un sesgo mayor en el tipo de aves que detectan, como pasa también con las redes de niebla (Stiles & Rosselli, 1998), podrían apoyar con el reporte de algunas aves difíciles de ver, escuchar o capturar con otros métodos, y generar información verificable de comportamiento. Esta información puede ser particularmente valiosa para obtener información de especies poco conspicuas que pasan desapercibidas durante largos periodos de tiempo (Garizábal-Carmona et al., 2014), o donde las cámaras trampas pueden aportar información útil de especies amenazadas para la toma de decisiones de conservación en localidades con presiones de pérdida de hábitat o cacería (Díaz-Pulido & Payán Garrido Esteban, 2012; Escucha Ramírez, 2021).

La composición de especies de aves detectada con cámaras trampa en el área de estudio estuvo mayormente representada por especies medianas o grandes asociadas a forrajeo en el suelo (Wilman et al., 2014), siendo un método que mayormente se ha enfocado en la detección de mamíferos terrestres, aportando facultativamente datos de aves que usan estratos similares del bosque o zonas abiertas y pueden identificarse con fototrampeo no focalizado (Agudelo-Rendón et al., 2021). En este estudio se reportaron, por ejemplo, especies como *A. cajaneus*, *L. verreauxi*, *C. soui*, *A. cocoi*, *B. ibis*, *P. martinicus*, *N. albicollis*, las cuales son de forrajeo exclusivo en el suelo de ecosistemas terrestres o acuáticos (Restall et al., 2006; Steven L. Hilty, William L. Brown, 1986; Wilman et al., 2014), y también se reportaron con frecuencia especies de aves que facultativamente usan el suelo para forrajear, además de estratos de sotobosque y subdosel, como el caso de *Ortalis columbiana*, *O. garrula*, *M. subrufescens*, *C. ani* y *C. major* (Hilty & Brown, 1986; Restall et al., 2006; Wilman et al., 2014). Adicionalmente, se reportaron especies de

aves pequeñas asociadas al sotobosque o al suelo como *F. leucops*, *C. ustulatus*, *Thamnophilus nigriceps*, *Campylorhynchus griseus*, entre otras, si bien por su tamaño pueden ser menos detectables o fáciles de identificar con cámaras trampa. No obstante, aunque las cámaras trampa han mostrado su utilidad para estudiar aves asociadas al sotobosque (Meng et al., 2021), grupos como las aves passeriformes, por su menor tamaño y diversidad en el uso de estratos de forrajeo, comparando con otros grupos de aves (Tobias et al., 2022; Wilman et al., 2014), podrían ser subestimadas a nivel de riqueza en estudios donde el único método de muestreo sean las cámaras trampa. De igual manera, aves no passerinas que pueden ser comunes en las zonas de estudio, como *Patagioenas cayennensis*, podrían ser subestimadas en abundancia al usar en menor proporción estratos bajos para forrajear (Hilty & Brown, 1986).

Las coberturas que presentaron mayor diversidad de aves observada y estimada corresponden con aquellas de mayor representatividad en área, Bosque Ripario y Palma, con coberturas que teóricamente, por su estado de conservación, como el Bosque Abierto y el Bosque Denso, se esperaría que tuvieran mayor diversidad de aves en el Magdalena Medio (Fundación Biodiversa Colombia, 2013). Las coberturas boscosas en mayor estado de conservación fueron superadas en varios índices por coberturas de alta intervención antrópica como Vías, Herbazales y Pastos, lo cual, sumado a efectos de detectabilidad específica (posiblemente menor en coberturas más heterogéneas), podría ser consecuencia de una menor representatividad en el número cámaras trampa instaladas.

Otra posible explicación sería la disminución en la funcionalidad que podrían tener fragmentos aislados y de forma irregular en matrices dominadas por cultivos de palma de aceite y pastos, donde el aumento en el efecto de borde podría reducir la posibilidad de aves con mayores requerimientos de hábitat de tener poblaciones estables (Murcia, 1995). En este tipo de paisajes, podrían ser las especies de mayor flexibilidad ecológica, incluyendo el uso de hábitat, dietas y estrategias de forrajeo, las que logren mantener poblaciones a lo largo del tiempo, usando remanentes de vegetación nativa en el Bosque Ripario, pero también coberturas de alta intervención antrópica donde facultativamente pueden utilizar recursos emergentes (Elías Domínguez-López & Ortega-Álvarez, 2014). Sin embargo, es necesario contrastar los resultados de cámaras trampa y censos de aves por observación en mayor detalle, y complementar con análisis de paisaje (estructural y funcional), para corroborar esta hipótesis.

Aunque no se encontraron patrones muy evidentes en riqueza y abundancia, los análisis espaciales sugieren que existe una mayor concentración de aves en la zona inundable ubicada en el norte de Puerto Wilches, especialmente en las cercanías de Caño Negro. Este cuerpo de agua es de principal importancia desde el punto de vista ecológico ya que conecta la ciénaga de Yariguí con la Ciénaga de Paredes, siendo un sector donde se conectan varios sitios que pueden ser fuente de alimentación y

refugio para especies de aves. Sin embargo, los patrones difusos que se encontraron para otros sectores donde también existen ecosistemas cenagosos con vegetación boscosa en riberas, y las variaciones temporales en estos patrones de riqueza y abundancia en el territorio, sumado al posible sesgo generado por los datos de cámaras trampa, sin contrastar con datos de censos de aves por observación directa u otros métodos pasivos como las grabadoras de sonidos, no permiten corroborar los patrones espaciales, ni los mecanismos que podrían explicarlos.

Los análisis de similitud, en complementariedad con los análisis de diversidad alfa, sugieren que el paisaje actual en el área de estudio limita la posibilidad de especies de aves menos generalistas en el uso de hábitat de tener poblaciones estables que puedan manifestarse en la composición y la abundancia relativa del sistema. De hecho, la mayor riqueza y abundancia de especies omnívoras, y la dominancia de especies que utilizan varias coberturas, refleja justamente la ventaja que presenta tener flexibilidad ecológica en paisajes fragmentados y de alta transformación antrópica (Clergeau et al., 1998). Si bien se presenta una diferenciación entre coberturas como Palma y Bosque Ripario, y algunas especies cambian su abundancia relativa según el tipo de cobertura, no se reportan especies exclusivas de coberturas boscosas, y se presenta una aparente homogeneización en las comunidades de aves provocada por la dominancia de especies que usan casi todas las coberturas del área de estudio, independiente de su estado de perturbación. Este tipo de patrones suele presentarse en sitios donde la transformación del paisaje es extensa (McKinney, 2006), donde a lo largo del tiempo se presentan extinciones locales de especies más especialistas, generando procesos de defaunación (Galetti & Dirzo, 2013; Hobbs et al., 2009; Patterson & Atmar, 2000; Renjifo et al., 2020). Sin embargo, es necesario contrastar estos resultados con datos de censos de aves, los cuales podrían tener una mayor representatividad de especies asociadas a remanentes de bosque.

Los análisis espaciales para ambas temporadas evidencian cómo la riqueza y en general la abundancia de especies en el grupo biológico de aves tiene una tendencia a concentrarse en la zona inundable ubicada en el norte de Puerto Wilches especialmente en la cercanías de Caño Negro. Este cuerpo de agua es de principal importancia desde el punto de vista ecológico ya que conecta la Ciénaga de Yarigui con la Ciénaga de Paredes por lo cual es fuente de alimentación y refugio para este tipo de especies lo cual provee los elementos necesarios para una mejor composición de especies.

En cuanto a la temporalidad no se observan cambios fundamentales en cuanto a la riqueza y abundancia del grupo biológico de aves resultado que también se presentó con el componente de dicho grupo en el cual utilizaron distintos tipos de técnicas de muestreo.

El uso de cámaras trampa en estudios de diversidad de aves pueden ser una herramienta complementaria a métodos de observación directa y redes de niebla,

reportando aves poco conspicuas y aportando información comportamental que puede ser útil para la toma de decisiones de manejo y conservación. El sesgo que se presenta hacia aves de suelo y tamaños medianos a grandes limita el uso de este método como la única herramienta para abordar este tipo de estudios.

La Palma y el Bosque Ripario fueron las coberturas con mayor riqueza y número de registros de aves en el área de estudio, lo cual podría deberse a que son las coberturas con mayor extensión, y así mismo, a la posibilidad de tener un muestreo de mayor amplitud donde es posible reportar más especies. Coberturas como Bosque Abierto y Denso, de menor diversidad de aves en la zona según datos de cámaras trampa, podrían estar poco representadas en los datos, pero igualmente, tener diversidades de aves reducidas por ser hábitats menos funcionales por el estado de fragmentación del paisaje y la baja proporción de este tipo de coberturas. La transformación y pérdida de coberturas naturales podría representar presiones a largo plazo para la biodiversidad, lo que actualmente se manifiesta en la pérdida de especies especialistas y en las altas abundancias de especies generalistas en el uso de hábitat y gremio trófico. Esto también puede reflejarse en una pérdida de diversidad beta, lo cual implica procesos de homogeneización biótica.

Mamíferos

Los resultados de la cobertura de muestreo evidenciaron que las especies registradas representan entre el 95% y el 98% de los mamíferos medianos y grandes que se pueden encontrar en el área de estudio. Esta alta cobertura de muestreo obtenida puede verse representada por el registro de especies comunes y de especies raras y difíciles de monitorear por sus hábitos comportamentales (ej. grandes carnívoros). Este monitoreo contó con dos aspectos importantes en su esfuerzo de muestreo: una cobertura temporal y espacial grande, abarcando varios días consecutivos de muestreo y diferentes coberturas vegetales de la zona de estudio. De igual forma, la inclusión de tres temporadas de muestreo bajo diferentes condiciones climáticas permitió considerar el efecto de variables ambientales que influyen en la estructura biótica de los ecosistemas.

Los mamíferos medianos y grandes son especies clave en los ecosistemas neotropicales, actuando como depredadores y herbívoros que controlan poblaciones de plantas y animales, dispersan semillas a grandes distancias, entre otras funciones (Arévalo-Sandi et al., 2018). Sin embargo, son especies sensibles a cambios en los hábitats y la sobreexplotación de estos mismos, ocasionando que las poblaciones de muchas especies estén disminuyendo (Benítez-López et al., 2019). En el área de estudio las especies de mamíferos medianos y grandes enfrentan múltiples amenazas, entre las que se encuentran la pérdida y fragmentación del hábitat, la cacería para consumo o de control y la captura y tráfico de algunas especies como mascotas. La pérdida de hábitat se da por el deterioro, disminución y transformación de las coberturas naturales boscosas, hábitat principal de muchas de estas especies, en áreas de cultivo de palma, pastos y áreas industriales.

Aunque si bien el consumo de carne de monte se ha reducido en los últimos años, uno de los factores de esta reducción es la disminución de las poblaciones, sobre todo, de herbívoros de gran tamaño como el venado, el pecarí y los chigüiros, cuya presencia en la zona es actualmente baja (ANI, 2016). La cacería actualmente se concentra en especies de menor tamaño, pero más abundantes, como la guagua, el ñeque, conejos y armadillos. La cacería de control, por otro lado, también puede afectar a las poblaciones de mamíferos, ya que algunas especies son cazadas porque se alimentan de especies domésticas o se consideran peligrosas. El uso de animales como mascotas deriva de la demanda que existe en el mercado y de la tenencia en la misma zona de algunas especies llamativas como mascotas.

En este estudio en particular *Dasyprocta punctata* fue la especie más abundante, esta especie de roedor es bastante tolerante a ambientes perturbados y fragmentados, ya que puede explotar diferentes recursos, otros estudios de fototrampeo en Colombia también han registrado abundancias altas de esta especie (Pardo-Vargas y Payán-Garrido, 2015; Castillo-Figueroa et al., 2019), incluso mostrando la presencia de esta en cultivos de palma (Pardo-Vargas y Payán-Garrido, 2015), lo que sugiere que los frutos de estas palmas pueden hacer parte también de su dieta.

Las abundancias altas de mesodepredadores (zorro, yaguarundi y tigrillo) en los cultivos de palma, sugiere que estos cultivos brindan los recursos alimenticios suficientes. Estos recursos estarían representados probablemente por ratones, cachicamos, lagartijas, aves, entre otros, que también fueron registrados dentro de estos cultivos. El zorro *C. thous*, es una especie oportunista que aprovecha casi cualquier ambiente. Es una especie omnívora que consume desde frutos, invertebrados y pequeños vertebrados (Gatti et al., 2006), por lo que no es de extrañar su abundancia dentro de cultivos de palma, pastos y bosques. Algunos estudios, encontraron dentro de la dieta del zorro en Brasil una proporción importante de frutos de la palma *Allagoptera arenaria*, similar en su apariencia general a la palma de aceite. Es probable entonces que el zorro también aproveche el fruto de la palma de aceite como parte de su dieta.

Lo anterior también puede evidenciarse con la escasa presencia de carnívoros de gran tamaño como Jaguares y Pumas, ecológicamente, los carnívoros tope ocupan los niveles más altos de las cadenas tróficas y juegan un papel importante en el control de poblaciones de vertebrados (Pinilla-Buitrago et al., 2015) sin sus controles naturales, las poblaciones de mesodepredadores crecen desmesuradamente (liberación de mesopredadores). Cuando los mesodepredadores alcanzan elevados niveles poblacionales, algunas especies de aves o de mamíferos pequeños que constituyen su alimento pueden extinguirse localmente o alcanzar niveles poblacionales muy bajos (Fortin et al., 2005).

Estudios de otros países han mostrado resultados muy similares, evidenciando como los cultivos de palma parecen afectar especies en peligro y con dietas especializadas como el tigre de Sumatra (Rajaratnam et al. 2007), mientras que las especies comunes y con rangos de dieta generalistas son más tolerantes a estos hábitats intervenidos (Persey y Anhar 2010).

Los mamíferos de otros gremios tróficos son igualmente importantes en los ecosistemas. Por ejemplo, las especies de hábitos insectívoros pueden ejercer control poblacional sobre insectos que afectan las plantas; además, algunas de estas especies al ser semi fosoriales como los armadillos airean y remueven el suelo al hacer excavaciones continuas en busca de alimento o elaboración de madrigueras, lo que permite la aireación y remoción del suelo evitando la compactación (Abba et al., 2015; Bilenca et al., 2017; Rumiz, 2010).

Especies de mamíferos de hábitos anfibios, como el chigüiro propician el intercambio de recursos entre el bosque y los ecosistemas acuáticos ya que se alimentan sobre la tierra y defecan en el agua, transportando materia orgánica y semillas (Beck et al., 1999). Especies frugívoras como las ardillas y ñeques son importantes dispersores de semillas. Esto cobra importancia teniendo en cuenta que, en los bosques tropicales, más del 75% de las especies leñosas dependen de animales para dispersar sus semillas (Janzen & Vázquez-Yanes, 1991).

Sobre el grupo de mamíferos, la riqueza no mostró ningún tipo de patrón espacial en ninguna de las temporadas, en cuanto a la abundancia se concentró cerca a la zona suroccidente, en donde predomina la actividad agropecuaria. En esta área las especies de mamíferos subsisten en los pocos bosques de galería que bordean los cuerpos de agua, por ello es importante la conservación y restauración de estos ejes ecológicos fundamentales en la composición de la fauna de la zona.

La comunidad de mamíferos registrada en las diferentes coberturas vegetales fue diferente en su composición y abundancias, esto puede ser el resultado de una alta variabilidad en las características de los hábitats muestreados. A escala local, las diferentes zonas de estudio tienen diferentes composiciones florísticas y espaciales. Las diferentes coberturas vegetales y la complejidad del hábitat en cada uno de las zonas muestreadas pueden proporcionar diferentes recursos a grupos particulares de especies de mamíferos (Dotta & Verdade, 2007; Gallina et al., 1996).

En la zona de Puerto Wilches, donde la mayor parte de los bosques densos han desaparecido, los Bosque riparios, son áreas clave para el mantenimiento de la diversidad, propiciando heterogeneidad en los extensos paisajes dominados por los cultivos de palma. Son, además, reservorios genéticos de las especies que los ocupan por el gran número de hábitats y microhábitats que propician, y en la mayoría de los casos son efectivamente utilizados como corredores biológicos, conectando parches de hábitat que en algunos casos se encuentran aislados. Los paisajes conectados a través de estos bosques, son capaces de soportar una variedad mucho

mayor de fauna que aquellos canales empobrecidos de vegetación, convirtiéndose en sistemas claves para el mantenimiento de la diversidad (Romero et al., 2014). Los resultados confirman la importancia que tienen los bosques para la presencia, riqueza y conservación de la fauna de mamíferos medianos y grandes local. En los bosques evaluados, la riqueza y abundancia de las especies fue mayor con respecto a las demás coberturas, similar a lo que se ha encontrado en otras investigaciones (Trujillo et al. 2011).

El NMDS permitió evaluar las comunidades muestreadas a través de tres escalas diferentes y de esta manera analizar las implicaciones de este análisis en su composición y su estructura. Fueron consideradas una escala estacional, otra espacial y otra por tipo de cobertura, los resultados mostraron que la composición de las comunidades permaneció relativamente homogénea a lo largo del estudio. Así mismo, se estableció que casi todas las especies se registraron en las tres temporadas, solo algunas en dos temporadas y únicamente una especie se registró en una sola de las tres temporadas. En cuanto a las coberturas vegetales, el análisis también mostró un solapamiento grande entre coberturas, mostrando excepciones como el chigüiro *H. isthmus* que es especialista de coberturas de herbazales asociados a cuerpos de agua.

El uso de la gran mayoría de especies de mamíferos de coberturas transformadas, como los cultivos de palma muestran la importancia de mantener y trabajar en la conectividad de los bosques riparios del área de estudio, pues estas coberturas pueden servirles como sitios de paso, movilidad y brindar recursos alimenticios, pero no son suficientes para especies más especialistas o especies con rangos de acción mucho más grandes. Algunas de las especies que se registraron en mayores abundancias o exclusivas para las coberturas de bosque suelen estar asociadas a fuentes de agua, tener hábitos más especialistas y son importantes en la dinámica de los bosques.

Conclusiones

En la zona de Puerto Wilches, donde la mayor parte de los bosques densos han desaparecido, los Bosque riparios, son áreas clave para el mantenimiento de la diversidad, propiciando no solo heterogeneidad en los extensos paisajes dominados por cultivos de palma, sino también conectividad entre los parches de hábitat aún disponibles.

La escasa representación de grandes carnívoros en las comunidades evaluadas debería ser revisada, ya que estos organismos son clave en la regulación de las comunidades biológicas.

Debido a la categoría de amenaza que presentan *Cebus versicolor* (EN) y *Myrmecophaga tridactyla* (VU) deberían ser incluidas en los planes de manejo y conservación que se implementen en la zona.

Las cámaras trampa son un método costo efectivo que permite evaluar la comunidad de mamíferos medianos y grandes presentes en la zona y algunas de las especies registradas podrían servir como especies indicadores de la calidad del hábitat al presentar abundancias más bajas en las coberturas transformadas.

Bibliografía

- Agudelo-Rendón, D., Rendón-Gutiérrez, N., Cadavid-Ramírez, A., Choperena-Palencia, M., Arias-Monsalve, C., & Gómez-R, D. (2021). Composición del ensamblaje de aves en una zona periurbana de Medellín, Colombia. *Revista Colombiana de Ciencia Animal RECIA*, 13(1).
- Anderson, C. B. (2018). Biodiversity monitoring, earth observations and the ecology of scale. *Ecology Letters*, 21(10), 1572–1585. <https://doi.org/10.1111/ele.13106>
- Arévalo-Sandi, A.; Bobrowiec, P.E.D.; Rodríguez, V.J.U.; Norris, D. (2018). Diversity of terrestrial mammal seed dispersers along a lowland Amazon forest regrowth gradient. *PLoS ONE*, 13: e0193752.
- Benítez-López, A.; Santini, L.; Schipper, A.M.; Busana, M; Huijbregts, M.A.J. (2019). Intact but empty forests? Patterns of hunting-induced mammal defaunation in the tropics. *PLoS Biology*, 17: e3000247.
- Castillo-Figueroa, D., Martínez-Medina, D., Rodríguez-Posada, M. E., & Bernal-Vergara, S. (2019). Structural differences in mammal assemblages between savanna ecosystems of the Colombian Llanos. *Papéis Avulsos de Zoología*, 59.
- Chaudhary, V., Goswami, V. R., Jones, G., Ben, K., Tapi, T., Ri, C., Marc, K., & Oli, M. K. (2022). Using population monitoring programs to detect changes in mammalian communities. *Biological Conservation*, 276. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2022.109778>
- Clergeau, P., Savard, J. P. L., Mennechez, G., & Falardeau, G. (1998). Bird abundance and diversity along an urban-rural gradient: a comparative study between two cities on different continents. *The Condor*, 100, 413–425. <https://sora.unm.edu/sites/default/files/journals/condor/v100n03/p0413-p0425.pdf>
- Cortes-Rincón, J. (2013). *Análisis espacio-temporal del Bosque Húmedo Tropical en la región del Magdalena Medio entre los periodos 1977-2013 (Puerto Boyacá, Departamento de Boyacá)*. Pontificia Universidad Javeriana.
- Cutler, T. L., & Swann, D. E. (1999). Using Remote Photography in Wildlife Ecology: A Review. In *Wildlife Society Bulletin (1973-2006)* (Vol. 27, pp. 571–581). WileyWildlife Society. <https://doi.org/10.2307/3784076>
- Díaz-Pulido, A., & Payán Garrido Esteban. (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.
- Elías Domínguez-López, M., & Ortega-Álvarez, R. (2014). The importance of riparian habitats for avian communities in a highly human-modified Neotropical landscape. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85, 1217–1227. <https://doi.org/10.7550/rmb.43849>
- Escucha Ramírez, R. (2021). *Efectos directos e indirectos sobre la ocupación del Paujil de pico azul (Crax alberti) en bosques interandinos de Colombia*. Universidad de los Andes.
- Fontúrbel, F. E., Orellana, J. I., Rodríguez-Gómez, G. B., Tabilo, C. A., & Castaño-Villa, G. J. (2021). Habitat disturbance can alter forest understory bird activity patterns: A regional-scale assessment with camera-traps. *Forest Ecology and Management*, 479(September 2020), 118618. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118618>
- Fontúrbel, F. E., Rodríguez-Gómez, G. B., Fernández, N., García, B., Orellana, J. I., & Castaño-Villa, G. J. (2020). Sampling understory birds in different habitat types using point counts and camera traps. *Ecological Indicators*, 119(May), 106863. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106863>
- Fundación Biodiversa Colombia. (2013). *Insumos para el Plan de Manejo Ambiental de las haciendas Pampas, Javas y San Bartolo, con miras a su inscripción a la Red de Reservas de la Sociedad Civil: Caracterización de fauna, socioeconómica y cultural, y análisis SIG*.
- Galetti, M., & Dirzo, R. (2013). Ecological and evolutionary consequences of living in a defaunated world.

Biological Conservation, 163, 1–6. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.04.020>

Garizábal-Carmona, J. A., Delgado-V, C. A., Arias-Alzate, A., Botero-Cañola, S., Sánchez-Londoño, J. D., Tabárez, L. M., Lizarazo-M, P., & Parra, J. L. (2014). Nuevos registros de la Paloma-perdiz Lineada (*Geotrygon lineatis*) en el Valle de Aburrá, Antioquia, Colombia. *Boletín SAO*, 23(1&2), 1–5.

Gatti, A. R. Bianchi, C. Regina, X. Rosa y S. Mendes. (2006). Diet of two sympatric carnivores, *Cerdocyon thous* and *Procyon cancrivorus*, in a restinga area of Espírito Santo State, Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 22: 227-230.

González-Maya, J. F., Cepeda, A., Belant, J., Zárrate-Charry, D., Balaguera-Reina, S., & Rodríguez-Bolaños, A. (2011). Research priorities for the small carnivores of Colombia. *Small Carnivore Conservation*, 44(January 2014), 7–13.

Hilty, S. L., & Brown, B. (1986). *A Guide to the Birds of Colombia*. Princeton University Press.

Hobbs, R. J., Higgs, E., & Harris, J. A. (2009). Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in Ecology and Evolution*, 24(11), 599–605. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.05.012>

Hoffmann, A., J., D., F., R., J., S., C., V., & G., W. (2010). Field Methods and Techniques for Monitoring Mammals. *Manual on Field Recording Techniques and Protocols for All Taxa Biodiversity Inventories and Monitoring*, 482–529.

Kauffman, M. J., Sanjayan, M., Lowenstein, J., Nelson, A., Jeo, R. M., & Crooks, K. R. (2007). Remote camera-trap methods and analyses reveal impacts of rangeland management on Namibian carnivore communities. *Oryx*, 41(01), 70. <https://doi.org/10.1017/S0030605306001414>

McKinney, M. L. (2006). Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, 127, 247–260. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.005>

Meng, D., Zuo, Y., Wang, H., & Feng, G. (2021). Patterns and drivers of taxonomic, phylogenetic and functional diversity of understory bird communities in Chinese forests captured by camera traps. *Global Ecology and Conservation*, 30(September), e01790. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01790>

Meza-Joya, F. L., Ramos, E., & Cardona, D. (2020). Forest fragmentation erodes mammalian species richness and functional diversity in a human-dominated landscape in Colombia. *Mastozoología Neotropical*, 27(2), 338–348. <https://doi.org/10.31687/saremMN.20.27.2.0.06>

Murcia, C. (1995). Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 10(2), 58–62. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)88977-6](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)88977-6).

Pardo-Vargas, L. E., & 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.

Patterson, B. D., & Atmar, W. (2000). Analyzing species composition in fragments. In G. Rheinwald (Ed.), *Isolated Vertebrate Communities in the Tropics* (pp. 1–16). Proc 4th Int. Symp, Boon Zool. Monogr. 46. <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.576.8357&rep=rep1&type=pdf>

Petrou, Z. I., Manakos, I., & Stathaki, T. (2015). Remote sensing for biodiversity monitoring: a review of methods for biodiversity indicator extraction and assessment of progress towards international targets. *Biodiversity and Conservation*, 24(10), 2333–2363. <https://doi.org/10.1007/s10531-015-0947-z>

Ralph, C. J., Geupel, G. R., Pyle, P., Martin, T. E., Desante, D. F., Milá, B., John, C., Geoffrey, R., Thomas, E., & David, F. (1996). Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres. *Director*, 46. <http://www.srs.fs.usda.gov/pubs/31462>

Rajaratnam, R., M. Sunquist, L. Rajaratnam y L. Ambu. (2007). Diet and habitat selection of the leopard cat (*Prionailurus bengalensis borneoensis*) in an agricultural landscape in Sabah, Malaysian Borneo. *Journal of Tropical Ecology*: 23: 209–217.

Renjifo, L. M., Amaya-Villarreal, A. M., & Butchart, S. H. M. (2020). Tracking extinction risk trends and patterns in a mega-diverse country: A Red List Index for birds in Colombia. *PLoS ONE*, 15(1), 1–19. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0227381>

Restall, R., Rodner, C., & Lentino, M. (2006). *Birds of Northern South America Volume 1: Species Accounts*. Yale University Press.

Stephenson, P. J. (2020). Technological advances in biodiversity monitoring: applicability, opportunities and challenges. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 45, 36–41. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2020.08.005>

Steven L. Hilty, William L. Brown, B. B. (1986). *Una guía de las aves de Colombia* (1986 Prensa de la Universidad de Princeton (ed.); ilustrado).

Stiles, G., & Rosselli, L. (1998). Inventario de las aves de un bosque altoandino: comparación de dos métodos. *Revista Caldasia*, 20(1), 29–43. <https://doi.org/10.2307/23641270>

Sutherland, W. J., Newton, I., & Green, R. E. (2004). *Bird Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques*. Oxford University Press.

Tobias, J. A., Sheard, C., Pigot, A. L., Devenish, A. J. M., Yang, J., Neate-Clegg, M. H. C., Alioravainen, N., Weeks, T. L., Barber, R. A., Walkden, P. A., MacGregor, H. E. A., Jones, S. E. I., Vincent, C., Phillips, A. G., Marples, N. M., Montañó-Centellas, F., Leandro-Silva, V., Claramunt, S., Darski, B., ... Schleuning, M. (2022). AVONET: morphological, ecological and geographical data for all birds. *Ecology Letters*, 25(3), 581–597. <https://doi.org/10.1111/ele.13898>

Toro, J. L. L., & Cuervo, A. M. (2002). *Aves en peligro de extinción en la jurisdicción de CORANTIOQUIA*. Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia (CORANTIOQUIA).

Villarreal, H., Álvarez, M., Córdoba, S., Escobar, F., Fagua, G., Gast, F., Mendoza, H., Ospina, M., & Umaña, A. M. (2004). Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad. *Programa Inventarios de Biodiversidad; Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt*, 236. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>

Wilman, H., Belmaker, J., Simpson, J., de la Rosa, C., Rivadeneira, M. M., & Jetz, W. (2014). EltonTraits 1.0: Species-level foraging attributes of the world's birds and mammals. *Ecology*, 95(7), 2027. <https://doi.org/10.1890/13-1917.1>

Anexos

Anexo 1 - CT Aves. Listado de especies y abundancias por zona de trabajo, tipo de cuerpo de agua y temporada climática. (Buscar este anexo en Anexo General)

Anexo 1 - CT Mamíferos. Listado de especies y abundancias por zona de trabajo, tipo de cuerpo de agua y temporada climática. (Buscar este anexo en Anexo General)

Anexo 2 - CT Mamíferos . Especies de mamíferos reportadas previamente para la zona y complementariedad del muestreo. (Buscar este anexo en Anexo General)

