

UNIVERSIDAD PERUANA CAYETANO HEREDIA

FACULTAD DE CIENCIAS Y FILOSOFIA

“ALBERTO CAZORLA TALLERÍ”



¿Cuál es el resultado de las Concesiones para la Conservación?: Análisis de los monitoreos de mamíferos mayores en los años siguientes al establecimiento de la Concesión para Conservación Los Amigos (2005-2008 y 2015-2017), Madre de Dios.

Camila Llerena Cayo

TESIS PARA OPTAR POR EL TÍTULO PROFESIONAL DE
LICENCIADO EN BIOLOGÍA

Asesores:

Dr. Armando Valdés-Velásquez

Dra. Aimy Cáceres Pinedo

Lima-Perú

2020

RESUMEN

El monitoreo es una herramienta que se suele utilizar para evaluar medidas de conservación, pues permite detectar y evaluar cambios en poblaciones, comunidades o ecosistemas. Con ese fin, entre el 2005 y el 2007 se evaluó la comunidad de mamíferos mayores de la Concesión para la Conservación Los Amigos (CCLA) que fue establecida en el 2001. Para el monitoreo se utilizaron transectos permanentes de recorrido cuadrado. Diez años después, se realizó otro esfuerzo de monitoreo para evaluar mamíferos utilizando transectos lineales. El objetivo de este estudio fue evaluar la estructura y composición del ensamblaje de mamíferos mayores en la cuenca inferior del río Los Amigos, en los años siguientes al establecimiento de la CCLA. Para ello, se tuvieron los siguientes objetivos específicos: I) Determinar el esfuerzo de muestreo y la cobertura de la muestra para los periodos 2005-2008 y 2015-2017 del monitoreo de mamíferos mayores de la CCLA. II) Determinar la riqueza, abundancia y composición de las especies para los periodos 2005-2008 y 2015-2017 del monitoreo de mamíferos mayores de la CCLA. III) Evaluar si la forma cuadrada de los transectos de monitoreo usados durante el primer monitoreo (2005-2008) tuvieron un efecto en la cobertura de muestra. IV) Evaluar el efecto del periodo, hábitat, temporada y turno de monitoreo sobre la riqueza, abundancia y composición del ensamblaje de mamíferos mayores de la CCLA. Se encontró que la riqueza y diversidad de especies dentro de la CCLA se mantuvieron estables durante los años dentro de cada periodo de monitoreo. También que, si se asume que ambos monitoreos evalúan el mismo ensamblaje de mamíferos, los estimados de riqueza no cambian, más sí el número de avistamientos y de registros individuales por transecto, que incrementa para las especies arbóreas. Los resultados de este estudio son de interés para la CCLA en relación a la evaluación de su impacto, así como para la comunidad científica en cuanto al uso de metodologías alternativas de monitoreo de mamíferos mayores.

Palabras clave: Transecto, Monitoreo, Mamíferos mayores, Diversidad, Amazonia

INDICE

GLOSARIO.....	4
ANTECEDENTES.....	6
1. Biodiversidad e importancia de los bosques amazónicos de Madre de Dios.....	6
2. Amenazas a la biodiversidad en Madre de Dios.....	7
3. Estrategias para la conservación de la biodiversidad: Las Concesiones para Conservación.....	8
4. Necesidad e importancia de monitorear la biodiversidad.....	10
5. Necesidad del monitoreo y conservación de mamíferos mayores.....	10
6. Los transectos como metodología para el monitoreo de mamíferos mayores.....	11
7. Métodos para describir y comparar la biodiversidad.....	13
PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN.....	15
OBJETIVOS.....	15
1. General:.....	15
2. Específicos:.....	16
METODOLOGÍA.....	16
1. Área de estudio.....	16
2. Diseño del estudio.....	18
3. Análisis de datos.....	25
4. Aspectos éticos.....	31
RESULTADOS.....	31
DISCUSIÓN.....	49
CONCLUSIONES.....	58
RECOMENDACIONES.....	59
BIBLIOGRAFÍA.....	61
ANEXOS.....	74

GLOSARIO

Comunidad: Todos los organismos coexistentes dentro de una unidad espacio-temporal. La comunidad sólo concierne al espacio, mientras que el ensamblaje consiste en la intersección de la comunidad con la filogenia. Tomado de Fontenla (2018).

Ensamblaje: Un grupo de organismos que se encuentran en un espacio geográfico y están relacionados filogenéticamente entre sí. Ejem: los mamíferos del Parque Nacional Manu o las plantas con flores de Las Lomas de Lachay. Tomado de Fontenla (2018).

Extrapolación: Técnica utilizada para estandarizar y comparar datos tomados con diferente esfuerzo muestral. En ella, se aumenta estadísticamente la muestra con menor esfuerzo muestral, hasta que alcance el tamaño muestral de la muestra con mayor tamaño muestral. A diferencia de la rarefacción, con la extrapolación no se pierde información. Adaptado de Moreno et al. (2018)

Monitoreo de la diversidad: El registro periódico de observaciones sobre el desarrollo o estado de las variables (ej.: riqueza, biomasa, tamaño de la población) en un sistema (ej.: ecosistema, comunidad, población) a través del tiempo y en un área determinada a fin de determinar si dicho sistema está cambiando. Adaptado de Kirkby (2004)

Rarefacción: Técnica de interpolación utilizada para estandarizar y comparar datos tomados con diferente esfuerzo muestral. En ella, se calcula el número estimado de especies reduciendo las muestras a un tamaño estándar, que es, el de la muestra con menor esfuerzo muestral. Adaptado de Colwell, Mao y Chang (2004) y Moreno et al. (2018).

Transecto: Una línea (frecuentemente un sendero) que atraviesa algún área de interés, a lo largo de la cual uno o más observadores caminan anotando registros directos e indirectos de una o más especies.

INTRODUCCIÓN

La Amazonía peruana es reconocida por sus altos niveles de biodiversidad. En ella, se encuentran 18 distintos ecosistemas (Ministerio del Ambiente [MINAM], 2019), donde habitan más de 4 000 especies de animales vertebrados (MINAM, 2019b; Ortega et al., 2012; Plenge, 2019; V., Inche, y Wust, 2018), y más de 25 000 especies de plantas (Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado [SERNANP], 2019). De igual manera, en la Amazonia peruana se encuentran 51 pueblos indígenas u originarios (Ministerio de Cultura, 2019) por lo que la diversidad no es sólo natural o biológica, sino también cultural y lingüística (Sullón, Huamancayo, Mori, y Carbajal, 2013). La Amazonia ocupa más de la mitad del territorio nacional, y proporciona la humanidad importantes recursos y servicios ecosistémicos (Convenio sobre la Diversidad Biológica [CBD], 2010; W. V. Reid et al., 2005). Sin embargo, se encuentra amenazada por diferentes actividades humanas como la expansión de la agricultura, expansión de la ganadería, la tala ilegal e insostenible, entre otras.

La importancia de la Amazonia Peruana, así como las múltiples amenazas que enfrenta, ha llevado a que los gobiernos, instituciones y diferentes organizaciones busquen estrategias para conservarla. Dentro de ellas, una de las más comunes es la creación de Áreas Protegidas y Áreas de Conservación (CBD, 2010; Di Minin y Toivonen, 2015; Ley No°26835, 1997). Con ellas, se busca frenar el cambio de uso de suelo y así, proteger a las especies que ahí habitan. En la actualidad, estas áreas se han convertido en sitios de referencia para evaluar la salud de los ecosistemas, y son un foco importante para investigaciones en todos los niveles tróficos y poblacionales. Dentro de estas investigaciones, se encuentran los monitoreos de sus poblaciones de fauna. Con estos monitoreos se pueden evaluar cambios poblacionales temporales y espaciales, así como también detectar si éstos se están dando de forma natural o como consecuencia de algún factor externo (Heywood, 2006)

Conservación Amazónica¹ (ACCA) implemento, del 2005 al 2008, como parte de su sistema de monitoreo de fauna, una evaluación periódica dentro de su Concesión para Conservación Los Amigos (CCLA), ubicada en la región Madre de Dios. El objetivo de

¹ Antes Asociación para la Conservación de la Cuenca Amazónica.

dicha evaluación fue evaluar el impacto que la CCLA, concesionada a ACCA desde el 2001, había generado sobre la comunidad de mamíferos de la zona. Los investigadores utilizaron transectos, la metodología estándar para evaluar mamíferos mayores en bosques amazónicos. Sin embargo, los investigadores modificaron el recorrido lineal de los transectos para que éste siguiese la forma de un cuadrado. Diez años después, del 2015 al 2017, los investigadores realizaron una evaluación similar, en una zona cercana dentro de la concesión, pero esta vez en dos transectos con recorrido lineal y sin agregar modificaciones a la metodología estándar.

Esta es la primera vez que los datos colectados en ambos monitoreos son analizados de manera comparativa, pues se desea evaluar si ha habido cambios en el ensamblaje de mamíferos desde el establecimiento de la concesión. Por ello, a continuación, se presentan y evalúan los resultados de ambos monitoreos de mamíferos de la CCLA, pero realizando antes, una evaluación del método de monitoreo utilizado durante el primer periodo (2005-2008). Con ello, se buscó evaluar si tras el establecimiento de la CCLA ha habido algún cambio en la estructura y composición del ensamblaje de los mamíferos de la zona y también, explorar el uso de transectos con recorrido cuadrado.

ANTECEDENTES

1. Biodiversidad e importancia de los bosques amazónicos de Madre de Dios

La región Madre de Dios se encuentra ubicada al sureste de la Amazonia peruana y posee altos niveles de biodiversidad. En ella, se encuentran lugares que han sido clasificados como áreas de alta riqueza de especies y especies endémicas (Finer, Jenkins, Pimm, Keane, y Ross, 2008; Orme et al., 2005), ya sea por su alta diversidad florística (Ter Steege et al., 2003), de anfibios (Catenazzi et al., 2013), de aves (Donald et al., 2019), y/o de mamíferos (Ceballos y Ehrlich, 2006). Además, en esta región se encuentran importantes áreas de conservación, como los Parques Nacionales del Manu, Alto Purús y Bahuaja Sonene, la Reserva Nacional Tambopata y la Reserva Comunal Amarakaeri (Gobierno Regional de Madre de Dios [GRMD], 2014). En ellas, se protegen grandes extensiones de bosques primarios húmedos, indudables, montañosos y sabanas.

El río principal de la región es el Río Madre de Dios, cuya cuenca caracteriza el área de influencia de este trabajo. Esta cuenca presenta 13 zonas de vida divididas en bosques húmedos, muy húmedos y pluviales. Además, se han reportado 2 429 especies de plantas, distribuidas en 172 familias (GRMD, 2014) y una larga lista de especies de animales, muchas de ellas en constante revisión taxonómica y sistémica. A modo de ejemplo, el Parque Nacional del Manu en su Plan de Acción 2013-2018 reportó 221 especies de mamíferos, 997 especies de aves, 99 especies de reptiles, 140 de anfibios y 210 de peces (Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado [SERNANP], 2014).

Los bosques amazónicos de Madre de Dios brindan a las poblaciones humanas diferentes servicios ecosistémicos, pues regulan el clima (Lawrence y Vandecar, 2015; Shukla y Mintz, 1982), son un importante sumidero de carbono y participan en la regulación de diferentes ciclos de nutrientes (Corlett, 2016; Taylor et al., 2017; Wittmann y Junk, 2016). La diversidad que sostienen significa un recurso tangible que las poblaciones humanas aprovechan para satisfacer sus necesidades básicas, al garantizar seguridad alimentaria y sostener diferentes actividades económicas. A pesar de ello, los ecosistemas amazónicos se encuentran sometidos a diferentes presiones, que amenazan su subsistencia a futuro.

2. Amenazas a la biodiversidad en Madre de Dios

Las amenazas a la biodiversidad a nivel global se pueden categorizar en: la destrucción y degradación de hábitat, la sobreexplotación de recursos, las especies introducidas, la contaminación y el cambio climático (Tilman et al., 2017). De ellas, la deforestación tiene las consecuencias más drásticas sobre la biodiversidad (Newbold et al., 2015) y sus principales causantes son la ampliación de la frontera agropecuaria y la tala para extracción de madera (Potapov et al., 2017).

En Madre de Dios, la deforestación y demás amenazas, están generalmente relacionadas a actividades ilegales como el cultivo de hoja de coca, la tala ilegal y la minería artesanal. En esta región, las actividades relacionadas a la minería ilegal de oro son responsables del 40% de la deforestación (Caballero Espejo et al., 2018). Esta

actividad tiene los efectos más graves sobre el ecosistema, debido a la contaminación con mercurio y a los cambios que genera en el suelo, agua y aire (Ashe, 2012; Román-Dañobeytia et al., 2015) Del 1985 al 2017, 95 751 hectáreas de bosque del sudeste amazónico peruano fueron destruidas para hacer minería (Caballero Espejo et al., 2018).

Por otro lado, la cacería no reglamentada y el comercio ilegal de especies silvestres afectan al bosque amazónico pues la disminución de especies, rompe o desestabiliza las interacciones que forman parte del ecosistema (Ana Benítez-López, Santini, Schipper, Busana, y Huijbregts, 2019; Kurten, 2013) . Esta amenaza ha sido estudiada y reportada principalmente en regiones del noreste del país (Aquino, López, Arévalo, y Daza, 2016; Leberatto, 2016; Shanee, Mendoza, y Shanee, 2017), sin embargo, hoy se reconoce a Puerto Maldonado, en Madre de Dios, como uno de los centros principales y rutas comerciales utilizadas para el tráfico de primates y aves en Perú (Shanee et al., 2017). Incluso, SERNANP (2014) reporta la caza no reglamentada en los límites del Parque Nacional del Manu como una de las amenazas más altas al mismo, pues genera degradación de ecosistemas y aumenta el riesgo de extinción local de especies.

La construcción de grandes infraestructuras es otra de las amenazas a la biodiversidad Amazónica peruana. En Madre de Dios, el periodo con mayor incremento de la deforestación fue del 2006 al 2012 (Caballero Espejo et al., 2018), años en los que se construía la carretera interoceánica. La construcción de dicha carretera generó fragmentación de hábitat, tanto por el espacio que ocupa la vía en sí, como por la migración y el mayor acceso al bosque que la construcción propició (Jensen et al., 2018). El fenómeno que ocurre hoy en día, es que al ser el bosque más accesible y haber un mayor flujo de personas, se genera un aumento de actividades agropecuarias, mineras y de caza y tala ilegal (Gallice, Larrea-Gallegos, y Vázquez-Rowe, 2019; Southworth et al., 2011).

3. Estrategias para la conservación de la biodiversidad: Las Concesiones para Conservación

La Estrategia Nacional de Diversidad Biológica (D.S. 102-2001-PCM) es el principal instrumento que tiene el Perú para la gestión de la biodiversidad. En ella, el Estado se compromete a “mejorar el estado de la biodiversidad y mantener la integridad de los servicios ecosistémicos que brinda” (MINAM, 2014). Las metas y actividades planeadas al 2021 para lograr dicho compromiso resumen las principales estrategias que toma el Estado para conservar a la vida silvestre. Estas estrategias están en línea con las metas Aichi , por lo que una de ellas busca ampliar a 17%, las áreas del territorio nacional terrestre que se encuentran bajo alguna de las modalidades de gestión efectiva de la biodiversidad (CBD, 2010b; MINAM, 2014). En estas áreas se incluyen las del Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado, las del Sistema Regional de Áreas de Conservación, las Áreas de Conservación Privadas y las Concesiones para Conservación.

La Concesiones para Conservación son uno de los mecanismos legales, por los cuales la ciudadanía puede contribuir a la conservación de un espacio del territorio peruano. En éstas, el Estado otorga un título habilitante a una persona (natural o jurídica) con el fin de que ésta proteja el área y se aprovechen de manera sostenible los recursos naturales que ahí se encuentran (Dirección General Forestal y de Fauna Silvestre [DGFFS], 2013). Las concesiones son otorgadas, por un plazo de 40 años renovables sobre tierras que el Estado ha identificado como prioritarias para la conservación (Solano, 2005). Las bases legales para la constitución de una Concesión para Conservación se encuentran en la Ley Forestal, su Reglamento y la Resolución Ministerial N° 547- 2014-MINAGRI (Ley N°29763., 2016)

La primera Concesión para Conservación del Perú y del mundo es la CCLA, el área de estudio de este trabajo. Ésta fue otorgada en el año 2001 a Conservación Amazónica-ACCA (antes llamada Asociación para la Conservación de la Cuenca Amazónica-ACCA), quien hoy en día también la administra. El Estado busca que las concesiones se articulen con otras iniciativas de conservación como las Áreas Naturales Protegidas, las Reservas Comunes y las Áreas de Conservación Privadas, para que así, su impacto sea mayor (DGFFS, 2013). Por ejemplo, la CCLA se encuentra entre el Parque Nacional del Manu y la Reserva Nacional Tambopata (Figura 1).

Dentro de las Concesiones para la Conservación se realizan actividades relacionadas a la protección del área, de educación ambiental, de conservación de la biodiversidad y para preservación de los servicios ecosistémicos. Todas estas actividades requieren de inventarios biológicos, planes de monitoreo, y trabajos de investigación científica que permitan caracterizar, monitorear y evaluar el estado de la biodiversidad.

4. Necesidad e importancia de monitorear la biodiversidad

El monitoreo es una de las herramientas que nos permite analizar la efectividad de nuestros esfuerzos en el logro de objetivos específicos, como por ejemplo el de conservar la biodiversidad en un lugar. Permite detectar y evaluar los cambios en la estructura o funcionalidad de un ecosistema a largo plazo, se den éstos de forma natural o como consecuencia de un cambio o perturbación en el sistema (Amano y Sutherland, 2013; Lindenmayer y Likens, 2010). A nivel ecológico, monitorear la biodiversidad permite obtener información sobre los sistemas ecológicos y sus dinámicas, comprobar hipótesis y hacer análisis retrospectivos de variables poblacionales claves (Yoccoz, Nichols, y Boulinier, 2001). A nivel de manejo, el monitoreo permite establecer prioridades y provee información sobre cómo responde la comunidad animal o vegetal a las acciones de manejo implementadas (Yoccoz et al., 2001).

El monitoreo biológico es muy importante en áreas protegidas, porque si bien la existencia de estas áreas previene el cambio de uso de suelo (Gray et al., 2016), sólo con el monitoreo se sabe con certeza si se está logrando la conservación de las especies que habita en ellas. Sin embargo, a pesar de su importancia, los programas de monitoreo que existen en los trópicos tienen un alcance y una distribución geográfica reducida (Amano y Sutherland, 2013; Proença et al., 2017) y pocos brindan información de periodos largos de tiempo (Proença et al., 2017).

5. Necesidad del monitoreo y conservación de mamíferos mayores

La presencia de mamíferos mayores garantiza que se den interacciones ecológicas esenciales para mantener la funcionalidad de los ecosistemas (Cromsigt et al., 2018; Smith, Doughty, Malhi, Svenning, y Terborgh, 2016; Sobral et al., 2017). Los mamíferos mayores estructuran redes tróficas (Sobral et al., 2017), actúan como dispersores de semillas (Acevedo Quintero y Zamora-Abrego, 2016; Arévalo-Sandi, Bobrowiec,

Rodriguez Chuma, y Norris, 2018) y representan una gran proporción de la biomasa animal presente en los bosques amazónicos (Altrichter et al., 2012; Reyna-Hurtado, Naranjo, Chapman, y Tanner, 2010). La extinción local o disminución poblacional de algunas especies de mamíferos cambia la biomasa, la dinámica y las interacciones que se dan en el ecosistema (Bello et al., 2015; Galetti et al., 2015; Sobral et al., 2017; Wright, 2003).

A pesar de su importancia, en la mayoría de regiones tropicales, los mamíferos mayores están extinguiéndose o disminuyendo (Beaudrot et al., 2016; A Benítez-López et al., 2017; Ceballos et al., 2015) o no se cuenta con suficiente información con respecto a sus poblaciones (Beaudrot et al., 2016). La poca información, y la necesidad de conservar estas especies vuelve necesario el levantamiento de información básica de presencia, abundancia, distribución y estado de salud de las poblaciones de mamíferos dentro y fuera de las áreas protegidas. Para ello, se han desarrollado diversas metodologías para el levantamiento de información, entre ellas, los transectos lineales.

6. Los transectos como metodología para el monitoreo de mamíferos mayores

Los transectos lineales son un método ampliamente utilizado para estudiar grandes vertebrados (Carrillo, Wong, y Cuarón, 2000; Peres, 1999). Estos consisten en una línea (frecuentemente un sendero) que atraviesa algún área de interés, a lo largo de la cual uno o más observadores caminan anotando registros directos (avistamientos y vocalizaciones) e indirectos (huellas, heces, pelos, madrigueras, etc.) de, en este caso, mamíferos mayores. Con los datos obtenidos, se pueden hacer cálculos de riqueza, abundancia y densidad de las especies (Peres, 1999).

Son una metodología costo efectiva y de logística sencilla. No se requieren utensilios sofisticados y la identificación es hecha al momento del avistamiento, por lo que tampoco se requiere de la colecta de individuos (Benchimol, 2016). Además, el protocolo a seguir es sencillo de replicar (Haugaasen y Peres, 2005; Peres, 1999). Como consideraciones importantes, los lugares donde se ubican los transectos deben ser representativos de toda el área de estudio y se debe asegurar que quienes colectan la información tengan una buena habilidad para detectar las especies que se esperan registrar (de Thoisy, Brosse, y Dubois, 2008). Además, se debe tomar en cuenta las

condiciones climáticas al momento del recojo de la información. Las lluvias, por ejemplo, cambian el comportamiento de los animales afectando su probabilidad de detección, pueden borrar las huellas e incluso, en zonas indudables, afectan la distribución de algunas especies lo cual cambia los estimados de abundancia (Haugaasen y Peres, 2005). Para bosques amazónicos, la metodología estandarizada de transectos lineales es la descrita por Peres (1999).

Un transecto debe cumplir con las siguientes cuatro suposiciones básicas: (i) las especies de estudio deben ser vistas cada vez que están presentes, es decir, estas deben tener una probabilidad de avistamiento igual a 1; (ii) las especies de estudio no deben moverse antes de ser vistas por el observador; (iii) no debe haber errores en la medición de distancias (para calcular estimados de densidad); y, (iv) los avistamientos deben ser eventos independientes (Buckland, Anderson, Burnham, y Laake, 1993). Los supuestos i, ii y iv son los más afectados al momento de evaluar poblaciones móviles, como son los mamíferos, pues la probabilidad e independencia de los avistamientos puede verse afectada por la forma en la que cada especie reacciona a la presencia del observador (Anderson, Laake, Crain, y Burnham, 1979).

Estos problemas son independientes a la forma del transecto, sin embargo, teóricamente deberían aumentar cuando el recorrido es de forma cuadrada, debido a que, en las esquinas, el efecto de la presencia del observador tiene un mayor alcance. Esto podría espantar o atraer a algunas especies, dependiendo de su reacción ante la presencia del observador, afectando los estimados de riqueza y abundancia. Además, en un transecto con recorrido cuadrado, se estarían monitoreando dos veces las esquinas, lo que podría generar duplicidad en el registro de alguna especie.

Los transectos tienen como limitante la dificultad de calcular la fracción de animales presentes que el observador realmente está contando (Eberhardt, 1978), pues la probabilidad de ver a la especie difícilmente es igual a 1. Otra limitación es que requiere personal capaz de identificar a los individuos y un gran esfuerzo de muestreo para tener información fiable. Esto se produce porque se debe lidiar con factores como la distribución, características de la ocupación y probabilidad de avistamiento de las especies (Benchimol, 2016). Además, si se requieren generar estimados de densidad, se

deben tener suficientes avistamientos independientes de cada especie, lo que hace que el esfuerzo invertido varíe según la especie que se desea estudiar (Benchimol, 2016).

Debido a estas limitaciones, en los últimos años, se han desarrollado nuevas técnicas para el monitoreo de la biodiversidad tales como el uso de cámaras trampa (Bowler, Tobler, Endress, Gilmore, y Anderson, 2017; Burton et al., 2015; Rich et al., 2017; Silveira, Jácomo, y Diniz-Filho, 2003; Tobler, Carrillo-Percestequi, Pitman, Mares, y Powell, 2008), grabadores acústicos para mamíferos acuáticos (Campbell, Shigueto, Godley, y Mangel, 2017), ADN ambiental (Bohmann et al., 2014; Thomsen y Willerslev, 2015; Valentini et al., 2016), teledetección, (Kays, Crofoot, Jetz, y Wikelski, 2015; Kays et al., 2019; Steenweg et al., 2017), etc. A pesar de ello, los métodos clásicos como el uso de transectos, aún se siguen utilizando por su simplicidad logística, bajo costo y porque permiten incluir a la población local en el levantamiento de información.

7. Métodos para describir y comparar la biodiversidad

Tras la colecta de información sobre las especies que habitan en un área o ecosistema, muchos estudios comienzan describiendo la diversidad de algún ensamblaje de organismos. Para lograrlo, uno de los métodos más utilizados es reportar la riqueza de especies (el número de especies en una unidad de muestreo). Sin embargo, este indicador tiene características importantes que complican su interpretación (Gotelli y Chao, 2013). Una de ellas es que la riqueza es igual de sensible a especies muy comunes y poco comunes, pues no mide la equidad en abundancias de las especies encontradas (Chao et al., 2014). Otra, es que su valor depende directamente del tamaño de la muestra, lo que dificulta las comparaciones entre monitoreos con tamaños de muestras diferentes (Chao et al., 2014).

Los índices de diversidad alpha, como Shannon Wiener o Simpson, son una alternativa que buscó hacer frente a estos problemas, al presentar un valor numérico basado en la relación entre el número total de especies y el número total de individuos en una comunidad (Moreno, 2001). Sin embargo, los resultados que se obtienen de dichos índices no son sencillos de interpretar y son sensibles a diferentes situaciones (Barrantes y Sandoval, 2009; Moreno, Barragán, Pineda, y Pavón, 2011). Debido a ello, en los últimos años, ha aumentado el número de investigaciones que utilizan los números de

Hill, o números efectivos de especies, como herramienta para medir la diversidad de especies (Chao et al., 2014; Moreno et al., 2018).

Los números de Hill son ventajosos pues sus unidades son números de especies (comportamiento es lineal), lo que facilita la comparación y permite conocer la magnitud de la diferencia entre dos ensamblajes (Jost, 2006). Además, a diferencia de otros índices, estos obedecen la propiedad o principio de duplicación (Chao y Jost, 2012), donde si N ensamblajes de especies igualmente diversos y sin ninguna especie en común son agrupados, la diversidad de los ensamblajes agrupados debe ser igual a N veces la diversidad de uno solo de los ensamblajes (Jost, 2010). Los números de Hill tiene diferentes órdenes ($q=0$ para la riqueza total, $q=1$ para la diversidad de Shannon o especies abundantes y $q=2$ para la diversidad de Simpson o especies muy abundantes (Gotelli y Chao, 2013)), y al compararlos, se puede tener información de la equidad del ensamblaje. Ellison (2010), concluye que, (según acuerdo general en el Foro "Partitioning Diversity" llevado a cabo en el 2010) si lo que se quiere es describir la diversidad de un ensamblaje de organismos, los números de Hill deben ser las medidas elegidas.

Por otra parte, las curvas de acumulación son una alternativa que permite comparar estudios con tamaños de muestra diferente (Gotelli y Colwell, 2010). En ellas, se estima el número de especies en un ensamblaje a un tamaño de muestra específico utilizando técnicas de rarefacción o extrapolación y así, se puede comparar los resultados de riqueza de dos o más ensamblajes a un mismo nivel de esfuerzo (Chao y Jost, 2012; Colwell et al., 2004; Moreno y Rodríguez, 2011). Pero las comparaciones a un mismo nivel de esfuerzo, no siempre son fiables, pues la riqueza detectada a un esfuerzo específico, depende también de las abundancias de las especies en el ensamblaje (Peet, 1974). Por ello Chao y Jost, (2012) propusieron una alternativa para estandarizar los muestreos por cobertura de la muestra en vez de por tamaño de la muestra.

La cobertura de la muestra es la proporción del número total de individuos en una comunidad que pertenecen a las especies representadas en la muestra (Chao y Jost, 2012). Lo opuesto a cobertura de la muestra es el "déficit de cobertura", la probabilidad de que una nueva especie, que no ha sido muestreada, sea encontrada si la muestra es ampliada a un nuevo individuo o una nueva unidad de esfuerzo (Chao y Jost, 2012). Así,

si un muestreo tiene un 0,95 de cobertura, significa que la probabilidad de encontrar una nueva especie si la muestra es ampliada a una nueva unidad de esfuerzo, es del 0.05. Hacer comparaciones a un mismo nivel de cobertura, es la alternativa que mejor evidencia las diferencias en el número de especies entre ensamblajes (Chao y Jost, 2012; Moreno et al., 2018). Este método además, se puede adaptar para calcular la diversidad y comparar ensamblajes utilizando indicadores sencillos y fáciles de interpretar cómo son los números de Hill (Chao et al., 2014).

Por último, además de la diversidad Alpha, en los últimos años la diversidad Beta ha cobrado importancia (Socolar, Gilroy, Kunin, y Edwards, 2016). Esta es de gran utilidad cuando se requiere entender el cambio en la composición de especies en áreas geográficas, periodos de tiempo o ensamblajes distintos, por lo que tiene gran valor para la conservación. La diversidad beta puede reflejar dos fenómenos distintos: (i) el remplazo o recambio de especies y (ii) la pérdida de especies o anidamiento entre ensamblajes (Baselga, 2010). Por ello, Baselga y Orme (2012), presentaron un método para dividir la diversidad beta en sus dos componentes y así darle mejor interpretación biológica a los resultados. Dentro de los índices para medir la diversidad beta usando el método de Baselga y Orme se encuentran los índices de Sørensen y Jaccard.

PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN

Pregunta: ¿Cómo cambió la estructura y composición del ensamblaje de mamíferos mayores de la cuenca inferior del río Los Amigos, en los años siguientes al establecimiento de la Concesión para Conservación Los Amigos?

OBJETIVOS

1. General:

Evaluar los cambios en estructura y composición del ensamblaje de mamíferos mayores en la cuenca inferior del río Los Amigos, en los años siguientes al establecimiento de la Concesión para Conservación Los Amigos.

2. Específicos:

- Determinar el esfuerzo de muestreo y la cobertura de la muestra para los periodos 2005-2008 y 2015-2017 del monitoreo de mamíferos mayores de la Concesión para Conservación Los Amigos.
- Determinar la riqueza, abundancia y composición de las especies para los periodos 2005-2008 y 2015-2017 del monitoreo de mamíferos mayores de la Concesión para Conservación Los Amigos.
- Evaluar si la forma cuadrada de los transectos de monitoreo usados durante el primer monitoreo (2005-2008) puede ser adaptada a otras metodologías sin afectar la cobertura de muestra.
- Evaluar el efecto del periodo, hábitat (bosque de altura o bajío), temporada (húmeda o seca) y turno de monitoreo (diurno o nocturno) sobre la riqueza, abundancia y composición del ensamblaje de mamíferos mayores de la Concesión para Conservación Los Amigos.

METODOLOGÍA

1. Área de estudio

La Concesión para Conservación Los Amigos (CCLA) está ubicada en el tercio inferior de la cuenca del río Los Amigos, en la región de Madre de Dios. Tiene un área de 145, 965 hectáreas (Pitman, 2010) que corresponden a la ecorregión Bosque Tropical Amazónico Húmedo de la Amazonía Sur Occidental (DGFFS, 2013). Dentro de la CCLA se encuentran dos ecosistemas principales: Bosque aluvial inundable o Bajío, conformada por bosques aledaños a ríos, que se inundan con facilidad; y los Bosques de colina o Altura, en terrenos planos no inundables, basados en la clasificación de ecosistemas del MINAM (2019). Así mismo, la CCLA colinda por el noreste con la Reserva para Indígenas en Aislamiento Voluntario (PIAV) y funciona como corredor natural entre el Parque Nacional del Manu (al noroeste) y la Reserva Nacional Tambopata (al sur).

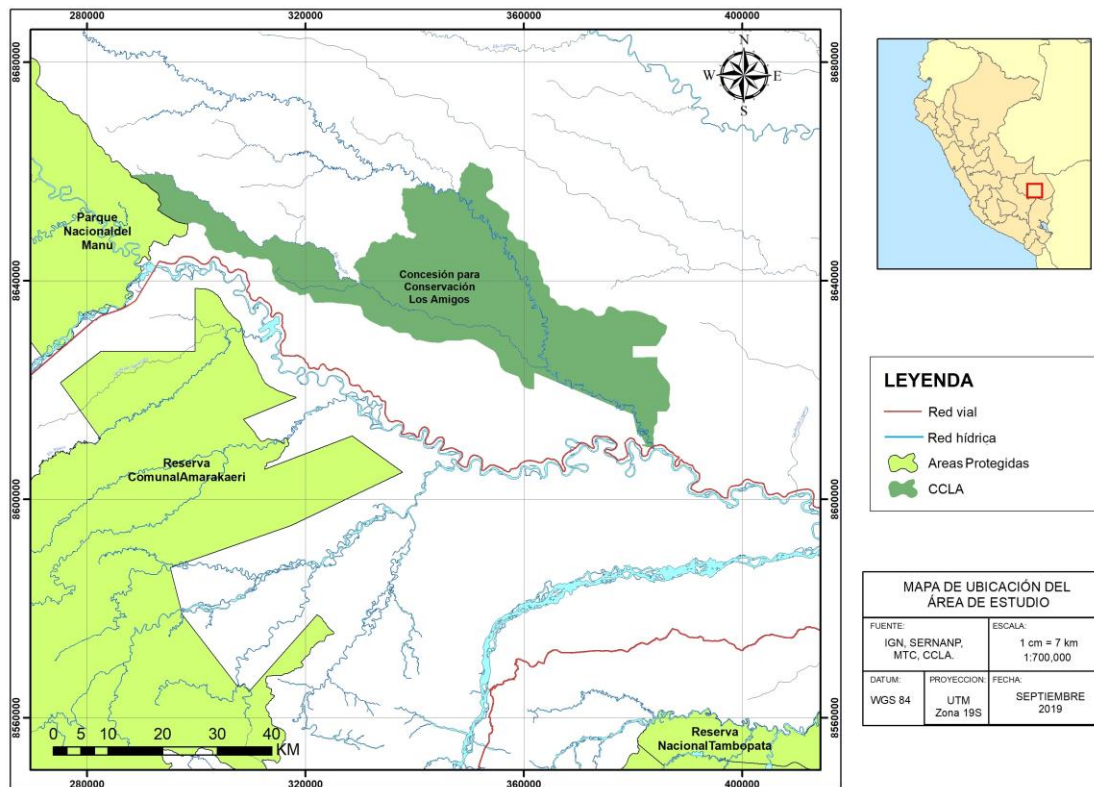


Figura 1. Mapa político y geográfico de la Concesión para Conservación Los Amigos.

Antes del establecimiento de la CCLA, entre el 1982 y el 1999, funcionó por periodos un campamento minero en el área. Luego, tras su cierre, de 1999 al 2002 hubo presencia de madereros y cazadores furtivos (Pitman, 2010) (Figura 2). Para la caza, se ha estimado que 12 884 kg de carne procedente de la caza fueron extraídos en el área correspondiente a la CCLA de 2001 al 2002 (Pitman, 2010; Schulte-Herbrüggen, 2003). Respecto a la tala, se estima que aproximadamente 1 árbol grande (Caoba o Cedro) por cada 100 ha fue talado en la CCLA durante el mismo periodo. El impacto de la tala es considerado bajo (se mantuvo por debajo del 15% de la tasa de mortalidad esperada para árboles grandes) y se detuvo por completo para el 2004 (Pitman, 2010). Antes del establecimiento de la concesión, de mayo a junio de 1998, Chris Krikby realizó un monitoreo de los vertebrados que habitaban la zona, pero los datos no han sido publicados (Krikby, comunicación personal.) (Figura 2)

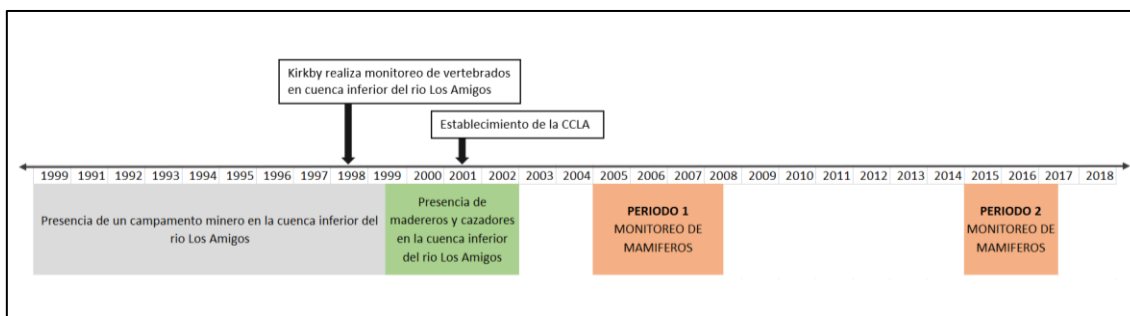


Figura 2. Línea de tiempo de los monitoreos de mamíferos dentro de la Concesión para Conservación Los Amigos.

2. Diseño del estudio

El estudio ha sido diseñado como una investigación no experimental en base a datos secundarios de observaciones descriptivas. Los datos fueron generados en dos períodos de monitoreo de mamíferos de la CCLA: el Periodo 1 (de abril del 2005 a mayo del 2008) y el Periodo 2 (de mayo del 2015 a mayo del 2017) (Figura 2). A continuación, la sección “a)” describe las bases de datos, la ubicación, el diseño de monitoreo y la metodología con la que se colectó la información que fue utilizada en este trabajo. Luego, la sección “b)” describe las variables utilizadas en el análisis de datos.

a. Bases de datos y metodología de muestreo

La Tabla 1 describe la metodología de monitoreo y las bases de datos generadas durante los dos periodos de monitoreo de mamíferos de la CCLA. La Figura 3 muestra la ubicación de los transectos utilizados en ambos periodos de monitoreo. La Figura 4 muestra las diferencias en la forma de los transectos utilizados en cada periodo de monitoreo.

Tabla 1. Descripción de la metodología de monitoreo y las bases de datos generadas durante el primer y segundo periodo de monitoreo de mamíferos dentro de la CCLA.

	Periodo 1	Periodo 2
Duración del monitoreo	De abril 2005 a mayo del 2008	De mayo del 2015 a mayo del 2017
Ubicación de los transectos	12 transectos permanentes de recorrido cuadrado dentro de la CCLA (Figura 3).	Los primeros 2 km de las trochas Kilo y Pura Vida, dentro de la CCLA (Figura 3)

Diseño del muestreo	Cada transecto cuadrado de 4 km fue monitoreado 1 vez al mes durante la mañana (6:00-10:00 h) y otra vez en la noche (18:00-22:00 h) excepto cuando no fue posible por dificultades logísticas (ej.: lluvia). El tiempo de recorrido para cada transecto fue de 4 a 5 horas.	Cada transecto lineal de 2 km fue monitoreado una vez al mes durante la mañana (6:00-10:00 h) y durante la noche (18:00-22:00 h), excepto, cuando no fue posible por dificultades logísticas (ej.: lluvia). El tiempo de recorrido para cada transecto fue de 2 a 3 horas.
Metodología Utilizada	Se utilizó una modificación de la metodología descrita por Peres (1999), White y Edwards (2000) y Kirkby (2004). En ellos, dos observadores ² caminan a una velocidad constante de 1 a 1.5 Km/hr, anotando registros directos (avistamientos y vocalizaciones) e indirectos (huellas) de mamíferos pequeños no voladores y de mamíferos mayores. La modificación consistió en cambiar el recorrido lineal del transecto de 4 km a un recorrido cuadrado, donde cada lado del cuadrado midió aproximadamente 1 km (Figura 4A).	Se utilizó el método de transectos descrito por Peres (1999) en el cual dos observadores ³ caminan a una velocidad constante de 1 a 1.5 Km/hr por un transecto lineal anotando registros directos (avistamientos y vocalizaciones) e indirectos (huellas) de mamíferos pequeños no voladores y de mamíferos mayores.
Responsables de la colecta de datos	Lo datos fueron colectados por los promotores de la CCLA, guardaparques de la concesión, residentes de la región que conocen la fauna local y trabajan dentro de la concesión en actividades de patrullaje. ⁴ Antes del monitoreo, éstos recibieron capacitación en el método anteriormente descrito.	

² 20 de los 484 transectos realizados fueron recorridos por solo un observador. Esto corresponde a menos del 5%.

³ 3 de los 89 transectos recorridos fue recorrido por solo un observador. Esto corresponde a menos del 5% de los recorridos.

⁴ Respecto a esto, Peres (1999) reporta que es más eficiente y fácil enseñar protocolos de monitoreo a guardaparques y ex cazadores locales hábiles en el reconocimiento de animales, que a profesionales que vienen de contextos urbanos.

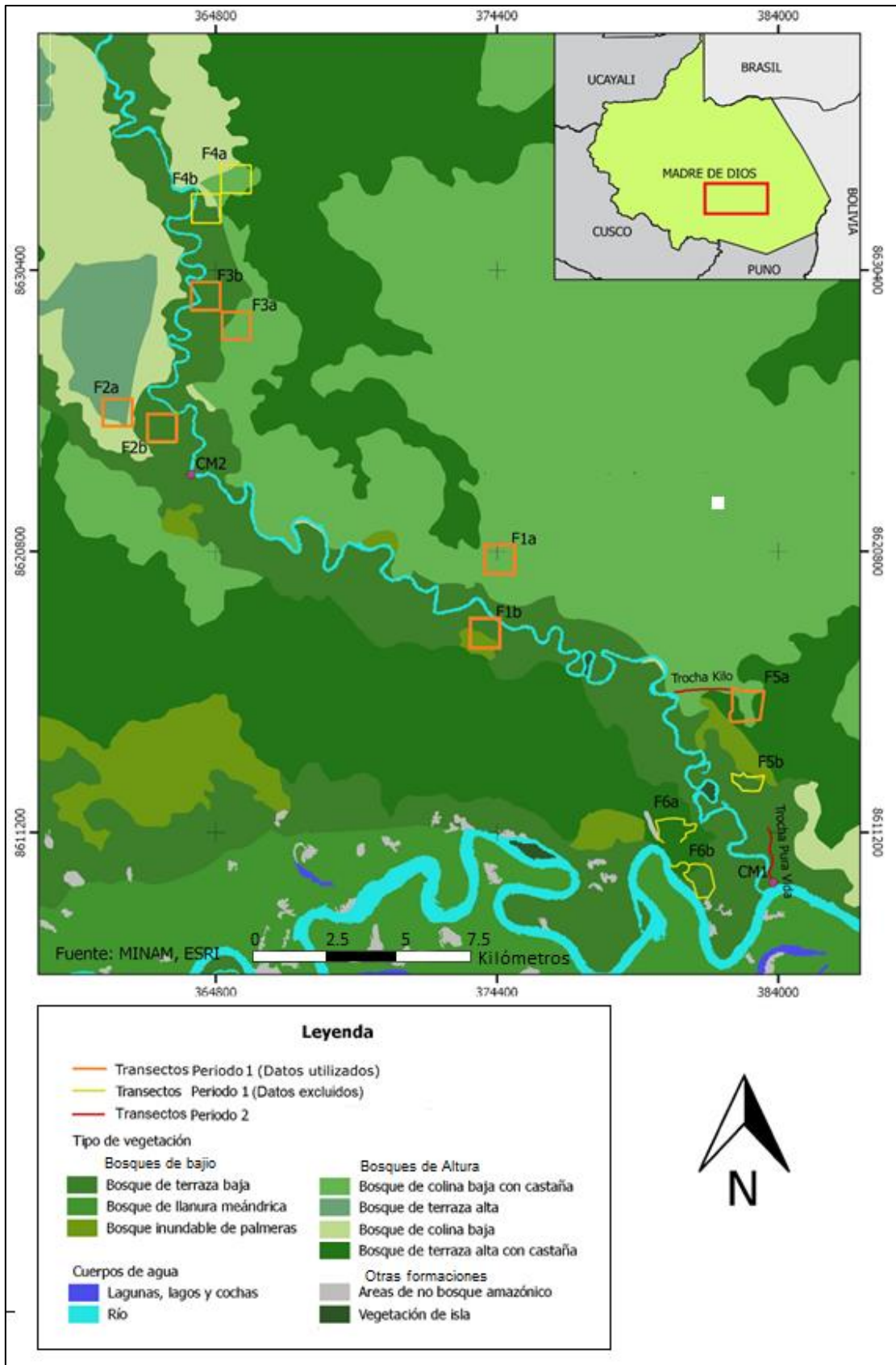


Figura 3. Ubicación geográfica de los transectos permanentes lineales y cuadrados empleados para los monitoreos de mamíferos mayores de la CCLA. Elaboración Propia. Clasificación del Tipo de Vegetación tomada del MINAM.



Figura 4 A. Esquema Transecto cuadrado realizado en el monitoreo del Periodo 1 (2005-2008). B. Esquema Transecto lineal realizado en el monitoreo del Periodo 2 (2015-2017). Elaboración propia.

b. Variables y datos utilizados en este estudio

Para realizar este trabajo, se seleccionó solo parte de la información colectada y presentada en las bases de datos. Se incluyeron variables asociadas a cada transecto recorrido (fecha, hora, sitio, hábitat, número total de especies observadas, etc.) así como también, variables asociadas al evento de registrar una especie (especie, número de individuos observados de la especie, distancia recorrida hasta el avistamiento de la especie, etc.). Todas estas variables se encuentran descritas en la Tabla 2.

Tabla 2. Descripción de las variables utilizadas durante este estudio.

	Nombre de la variable	Descripción de la variable	Tipo de Variable	Valores que puede tomar
Variables analizadas	Riqueza observada de especies	El número total de especies registradas en un muestreo a un ensamblaje o comunidad determinada.	Cuantitativa discreta	Del 0 al 32
	Riqueza estimada de especies	Número estimado de especies presentes en un ensamblaje o comunidad determinada calculado utilizando métodos de estimación de diversidad.	Cuantitativa continua	Del 0 al 32
	Cobertura de la muestra	Proporción del número total de individuos en una comunidad que pertenecen a las especies representadas en la muestra (Chao y Jost, 2012)	Cuantitativa Continua	Del 0 a 1
	Abundancia	Abundancia por especie: tasa de avistamiento cruda de cada especie	Cuantitativa continua	
	N° de avistamientos totales	Todos los eventos de observar una especie (ya sea de forma grupal o individual) recorrer un transecto	Cuantitativa discreta	De 0 a 16
	N° de registros individuales totales	Todos los individuos registrados al recorrer un transecto. No considera la identificación del individuo.	Cuantitativa discreta	De 0 a 108 *500 para <i>Tayassu pecari</i>
Otras variables utilizadas en el análisis	Temporada	Indica en que temporada del año fue recorrido el transecto.	Cualitativa nominal	Temporada seca (abril a septiembre) o Temporada húmeda (noviembre a marzo).
	Sitio	Indica cuál de los transectos permanentes fue monitoreado.	Cualitativa nominal	F1a, F1b, F2a, F2b, F3a, F3b, F5a, Kilo o Pura Vida
	Turno	Indica en qué momento del día en el que fue realizado el recorrido al transecto.	Cualitativa nominal	Diurno: 6:00-10:00 h Nocturno: 18:00-22:00 h
	Periodo	Indica el periodo en el que se llevó a cabo el monitoreo.	Cualitativa nominal	Periodo 1 para los transectos muestreados de 2005-2008. Periodo 2 para los transectos muestreados de 2015 a 2017.
	Año	Año en el que realizo el monitoreo. Cada año está conformado por una temporada seca y la temporada húmeda siguiente.	Cualitativa nominal	Año 1: abril 2005- marzo2006
				Año2: abril 2006 -marzo 2007
				Año 3: abril 2007- marzo2008
Año 4: mayo 2015marzo2016				
Año5: abril 2016-marzo2017				
Especie	Indica el nombre científico de la especie registrada.	Cualitativa nominal		

Tipo de especie	Clasificación de la especie en función a la hora de actividad y el uso del estrato.	Cualitativa nominal	Arbóreo diurno, Arbóreo Nocturno, Terrestre Diurno, Terrestre Nocturno, Terrestres Diurno y Nocturno
N° de registros individuales de la especie observados	El número de individuos que se observó al registrar el encuentro.	Cuantitativa discreta	De 0 a 65 individuos *500 para <i>Tayassu pecari</i>
Distancia recorrida hasta el avistamiento de una especie.	Distancia progresiva del transecto en la cual se registró el encuentro.	Cuantitativa discreta	De 0 a 4000 metros

Adicionalmente, parte de la información colectada para algunas de las variables utilizadas, fue excluida o modificada al momento del análisis de los datos. El tipo y la razón se describe a continuación:

Transectos

Para el Periodo 1 (2005-2008) solo se utilizó la información colectada en siete de los 12 transectos permanentes donde se tomaron datos. Estos son los transectos F1a, F1b, F2a, F2b, F3a, F3b y F5a (Figura 3, Transectos Periodo 1 Datos utilizados). Se excluyeron los datos colectados en los transectos F4a y F4b porque los investigadores y promotores reportaron dificultades logísticas para el monitoreo y decidieron abandonarlos. Asimismo, se excluyeron los transectos F5b, F6a y F6b porque no tenían la forma cuadrada que sí presentaban los otros transectos (Figura 3 Transectos Periodo 1 Datos excluidos). Para el Periodo 2 (2015-2017) se utilizaron los datos de los 2 transectos donde se realizó el monitoreo.

Mamíferos

Para los propósitos de este estudio sólo se consideraron mamíferos mayores, es decir mamíferos no voladores que poseen un peso mayor a 1 kg en su etapa adulta (Barnett y Dutton, 1995). Se tomó esta decisión pues la identificación certera de las demás especies de mamíferos, requiere la captura y determinación postcampo de la especie, cosa que no fue realizada y por lo que no se poseía una identificación adecuada de muchos de estos individuos.

Adicionalmente, *Lontra longicaudis* (nutria de río) e *Hydrochoerus hydrochaeris* (ronsoco o capibara) fueron reportados una vez durante el Período 1. Estas especies fueron excluidas, ya que pasan la mayor parte del tiempo en ambientes acuáticos y se consideró que los avistamientos dentro del bosque son esporádicos y no representan su abundancia o probabilidad de avistamiento real. Así mismo, a pesar de ser un mamífero mayor terrestre, se excluyó de las estimaciones de abundancia (pero no de los conteos de riqueza o de avistamiento) a *Tayassu pecari* (la huangana). Se tomó esta decisión pues *Tayassu pecari* es una especie que se cree es altamente nómada con patrones de distribución y migración cambiante, y que está presente en grupos con un número de individuos altamente variable (Endo et al., 2010; Fragoso, 2004; Reyna-Hurtado, Rojas-Flores, y Tanner, 2009). Se tenía datos de avistamientos donde no se había podido contar el número de individuos (“muchos”, “grupo” “+100”) así como observaciones de la especie con número de individuos que fluctuaban desde 2 hasta 500 individuos y que no permiten un correcto análisis e interpretación de los resultados. La exclusión de *Tayassu pecari* es reportada en los análisis donde se realiza.

Adicionalmente, los avistamientos de *Pithecia monachus* (mono saki) reportados durante el Período 2 fueron modificados a *Pithecia irrorata* (especie reportada en el Período 1). El género *Pithecia* ha sido poco estudiado y hasta el día de hoy se sigue discutiendo su taxonomía (Marsh, 2014; Serrano-Villavicencio, Hurtado, Vendramel, y Nascimento, 2019). Sin embargo, los últimos trabajos publicados reportan que la CCLA está fuera del área de distribución para *Pithecia monachus* (L.K. Marsh, Heymann, y Moura, E. y Ravetta, 2018; Laura K. Marsh, 2014; Serrano-Villavicencio et al., 2019) ya que esta última se distribuye hacia el norte del Perú, entre Loreto y Ucayali. *Pithecia irrorata* y *Pithecia rylandsi* sp. nov. son las dos especies que si se reportan para el área donde se encuentra la CCLA (Marsh, 2014) (aunque Serrano-Villavicencio et al., 2019 considera a *Pithecia rylandsi* sp. nov. como especie sinónimo de *Pithecia irrorata*). Por ello, se concluyó que durante el periodo 2, los individuos registrados como *Pithecia monachus*, eran realmente *Pithecia irrorata*.

Finalmente, luego de una revisión bibliográfica (IUCN, 2019; ADW, 2004), las especies avistadas fueron categorizadas según el uso del estrato (especies de comportamiento arbóreo o especies que están generalmente en el suelo) y el periodo de actividad (especies con mayor actividad diurna o especies con mayor actividad nocturna) (Variable "Tipo de especie"). Se realizó esta clasificación porque se deseaba agrupar a las especies según algún criterio de afinidad ecológica (González-Maya, Viquez-R, Arias-Alzate, Belant, y Ceballos, 2016; Safi et al., 2011) que a su vez permitiera concluir sobre la capacidad de detección de los observadores (Benchimol, 2016). Además, esto facilitó posteriores análisis y permitió tener mayor orden en la presentación de los datos.

Meses

Para el análisis de los datos, los meses de monitoreo se clasificaron según la temporada. Se consideró temporada seca de abril a septiembre y temporada húmeda de octubre a marzo, en base a la clasificación que usó Pitman (2015) para la misma zona de estudio. Luego, se agruparon de forma que cada año empezaba en la temporada seca y continuaba hasta el fin de la temporada húmeda siguiente.

3. Análisis de datos

Los datos utilizados fueron sistematizados usando Excel y analizados utilizando los softwares R (R Core Team, 2013) y Stata (StataCorp, 2007).

3.1 Exploración inicial, determinación del esfuerzo y cobertura de la muestra

La exploración inicial de los datos se realizó siguiendo el protocolo de Zuur, Ieno, y Elphick (2010). En ella, se revisaron los datos para identificar valores atípicos, evaluar la distribución de los datos, la independencia y las relaciones entre las variables independientes y dependientes. Una vez finalizada esta exploración inicial, se describió el esfuerzo de monitoreo de ambos periodos en función al número de repeticiones de los transectos permanentes, el número de kilómetros totales recorridos y el número de horas totales invertidas en el monitoreo.

Luego, se evaluó la representatividad del muestro realizando un análisis de cobertura de muestreo basado en transectos (probabilidad de que en una próxima unidad de muestreo se encuentre alguna especie ya muestreada) (Chao y Jost, 2012). Finalmente se contabilizó el número de avistamientos (registros grupales o individuales de una especie) y la mediana de los registros individuales por avistamiento de cada especie⁵.

3.2 Determinación de la riqueza, abundancia y composición de las especies dentro de cada monitoreo.

Para evaluar la riqueza y diversidad alfa del ensamblaje de mamíferos en cada periodo, se utilizaron curvas de interpolación y extrapolación usando Números de Hill basadas en unidades de muestreo (transectos) y cobertura de muestreo (Chao et al., 2014). Se evaluó la diversidad de orden $q=0$ (riqueza total) $q=1$ (exponencial del índice de Shannon-Wiener) y $q=2$ (inversa del índice de Simpson) estimada para cada año y se calcularon intervalos de confianza al 95% utilizando remuestreo Bootstrap con 10 000 repeticiones. Este procedimiento se repitió para evaluar la riqueza y diversidad estimada según temporada, hábitat y turno.

Luego, se evaluó la diversidad beta, calculando la disimilaridad multisitio y entre pares de sitios (transectos permanentes) de cada monitoreo. Para ello se calculó el coeficiente beta de Sørensen utilizando el método de Baselga y Orme (2012). Este coeficiente proporciona igual peso a especies raras y muy abundantes, pues utiliza datos de incidencia y no de abundancia (Koleff, Gaston, y Lennon, 2003). Además, el método presenta los resultados del coeficiente de Sørensen dividiéndolo en sus dos componentes: la disimilaridad debido al recambio de especies (Beta de recambio) y la disimilaridad debido a la disminución de especies (Beta por anidamiento). Finalmente da un valor de diversidad beta total que es la sumatoria de ambos componentes (Baselga, 2010). Una vez calculados estos valores, se evaluó mediante una prueba de correlación de Pearson si

⁵ Conteo del total de individuos registrados durante el evento de registrar a la especie. Aplica para las especies con comportamiento grupal. No considera la identificación del individuo.

guardaban relación con la distancia geográfica (kilómetros, medido desde el centro del transecto) entre sitios. La significancia de la correlación ($p < 0.05$) fue comprobada utilizando una prueba de correlación de Mantel (Smouse, Long, y Sokal, 1986).

Para complementar esta información, se estimó también la disimilaridad entre pares de sitios con información de abundancia, utilizando el coeficiente de Morisita-Horn (Morisita, 1959). En este caso, se excluyó del análisis al transecto F5a pues contaba con un menor esfuerzo muestral que el resto de transectos. Igual que con el índice de Sørensen, una vez calculados estos valores, se evaluó mediante una prueba de correlación de Pearson si guardaban relación con la distancia geográfica (kilómetros, medido desde el centro del transecto) entre sitios. La significancia de la correlación ($p < 0.05$) fue comprobada utilizando una prueba de correlación de Mantel (Smouse et al., 1986).

A continuación, se evaluaron los cambios en composición y abundancia de especies para los años dentro de cada periodo de monitoreo (Periodo 1: 2005-2007 y Periodo 2: 2015-2017). Se realizó un Escalamiento Multidimensional No Paramétrico (nMDS) y un Análisis de Varianza Multivariado Permutacional (PERMANOVA) (M. J. Anderson, 2001) para evaluar la distribución de la comunidad según el año, turno, hábitat y temporada. Cuando se encontraron diferencias, se realizó una prueba de Similaridad Porcentual (SIMPER) (Clarke, 1993), para evaluar la contribución porcentual de cada especie a la diferencia. En todos los casos las disimilitudes fueron calculadas usando el índice de Bray-Curtis. Los PERMANOVA se realizaron con 9999 permutaciones (Valor p de 0.05).

Finalmente se calculó la abundancia relativa cruda (número de avistamientos por cada 10 km y número de registros individuales⁶ por cada 10 kilómetros recorridos) de cada especie en cada periodo de monitoreo. Con ello, se observó si algunas especies tenían un incremento o disminución promedio muy

⁶ Todos los individuos registrados durante el evento de avistar a la especie. Aplica para las especies de comportamiento grupal.

acentuada entre los años dentro de cada periodo de monitoreo. Así mismo, se utilizó un Modelo Lineal Generalizado⁷ (McCullagh y Nelder, 1998) para evaluar cambios en los avistamientos y número de animales totales registrados en cada transecto recorrido. Se evaluó el efecto del año, hábitat, turno y temporada de monitoreo pues determinan condiciones que pueden afectar de forma independiente la variable respuesta. Se utilizó una distribución binomial negativa con función de enlace log, pues los datos estaban en forma de conteos y presentaban sobre dispersión. No se incluyeron interacciones entre las variables escogidas.

3.3 Evaluación de los transectos cuadrados usados para el monitoreo

Para evaluar si los datos colectados en los transectos cuadrados del periodo 1 podrían ser adaptados a metodologías más comunes (transectos lineales o paralelos) se generaron tres nuevos conjuntos de datos: los tratamientos A, B y C (Figura 5). Para el tratamiento A, se utilizó la información colectada en todos los lados del cuadrado. Para el B, se utilizaron los registros del primer y tercer lado del cuadrado (para obtener dos transectos paralelos de un 1 Km cada uno y evitar la posibilidad, por más pequeña que esta sea, de contar dos veces un individuo en las esquinas). Por último, para el C se utilizó únicamente la información del primer transecto lineal de 1 km, para comparar con lo que sería un transecto lineal sin ninguna potencial influencia de esquinas.

⁷ Luego de probar un modelo lineal generalizado simple, se probó un modelo mixto (Pinheiro y Bates, 2000) porque permite incorporar la dependencia entre las observaciones generadas en un mismo sitio (agrupamiento espacial de los datos). Periodo, turno, hábitat y temporada se consideraron efectos fijos; mientras que el sitio de monitoreo se consideró un efecto aleatorio. Sin embargo, debido a que la variable aleatoria 'sitio' explicaba un porcentaje muy bajo de la distribución de los datos, se retiró y se regresó a un Modelo Lineal Generalizado simple, con distribución binomial negativa y función de enlace log.

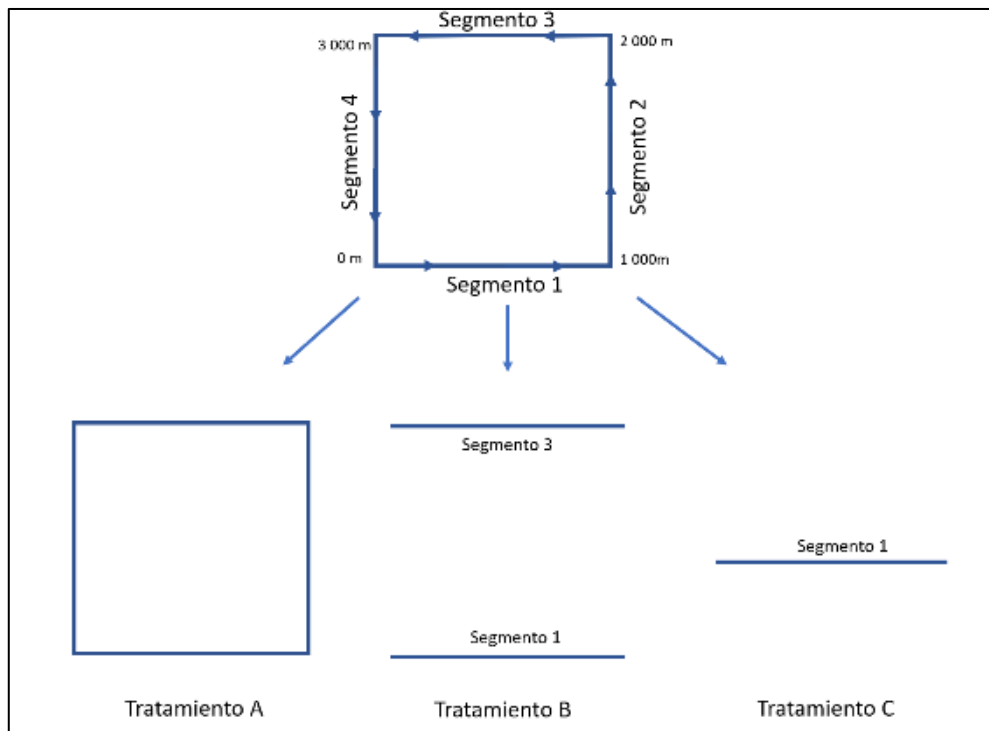


Figura 5. Tratamientos utilizados para evaluar los transectos cuadrados. A) Todos los lados o segmentos del cuadrado. B) Segmento 1 y Segmento 3 a forma de tener dos lados paralelos y evitar el efecto de esquinas. C) Sólo el segmento 1 para no tener ningún efecto de esquinas

Se realizó un análisis de cobertura de muestreo basado en transectos (Chao y Jost, 2012), para evaluar la completitud o cobertura de muestreo (probabilidad de que en una próxima unidad de muestreo se encuentre alguna especie ya muestreada) que alcanza el monitoreo con cada uno de los tratamientos. Luego, se utilizaron curvas de interpolación y extrapolación usando números de Hill (Chao et al., 2014) para comparar la riqueza estimada con cada tratamiento a un mismo nivel de cobertura. Se evaluó la diversidad de orden $q=0$, $q=1$ y $q=2$. La diversidad de orden $q=0$ representa la riqueza total, sin considerar la abundancia relativa de cada especie, $q=1$ es el exponencial del índice de Shannon-Wiener, y representa la diversidad de especies abundantes, y $q=2$ es la inversa del índice de Simpson y se puede interpretar como la diversidad de especies muy abundantes (Gotelli y Chao, 2013). Se calcularon intervalos de confianza al 95% utilizando remuestreo Bootstrap con 10 000 repeticiones (Chao y Jost, 2012, 2016). Dichos intervalos se utilizaron para determinar si había alguna diferencia significativa entre la riqueza estimada con cada tratamiento (Colwell et al., 2004;

Magurran, 2013). Los intervalos de confianza no superpuestos indican diferencias significativas al 95% de confianza (Chao et al., 2014; Chao y Jost, 2012). En función a los resultados de ambos análisis se decidió de qué forma se usarían los datos correspondientes al Periodo 1 al momento de compararlos con el Periodo 2.

3.4 Exploración comparativa de la riqueza y abundancia entre periodos

Finalmente, con la finalidad de explorar los posibles cambios en el ensamblaje de mamíferos entre periodos y, asumiendo que los individuos de las especies registradas en ambos periodos pertenecen a mismo ensamblaje, se analizó el efecto del periodo de monitoreo, sobre la riqueza estimada, el número de avistamientos registrados por transectos y las tasas de avistamiento crudas de cada especie (número de avistamientos por cada 10 km y número de registros individuales⁸ por cada 10 kilómetros recorridos) Para ello, se adaptaron los transectos de recorrido cuadrado, para obtener transectos de distancias comparables y se repitió parte del procedimiento realizado en el punto 3.2, pero agrupando los años en Periodo 1 y Periodo 2. Primero, se utilizaron curvas de interpolación y extrapolación usando Números de Hill basadas en unidades de muestreo (transectos) y cobertura de muestreo (Chao et al., 2014). Se evaluó la diversidad de orden $q=0$ (riqueza total) $q=1$ (exponencial del índice de Shannon-Wiener) y $q=2$ (inversa del índice de Simpson) estimada un mismo nivel de cobertura para cada periodo, y se calcularon intervalos de confianza al 95% utilizando remuestreo Bootstrap con 10 000 repeticiones. Luego, se comparó las tasas de avistamiento crudas de cada especie en cada periodo de monitoreo y, por último, se utilizó un Modelo Lineal Generalizado (McCullagh y Nelder, 1998) con distribución binomial negativa y función de enlace log para evaluar cambios en los avistamientos y número de animales totales registrados en los transectos recorridos por cada periodo. Nuevamente, se utilizaron las variables hábitat, temporada y turno.

⁸ Todos los individuos registrados durante el evento de avistar a la especie. Aplica para las especies de comportamiento grupal.

Software

Las curvas de interpolación y extrapolación usando números de Hill , las pruebas de Diversidad Beta , el test de Mantel, los nMDS y los PERMANOVA fueron realizados usando el software R (R Core Team, 2013), usando los paquetes iNEXT (Hsieh, Ma, y Chao, 2016) , betapart (Baselga y Orme, 2012) , ade4 (Dray y Dufour, 2007) y vegan (Oksanen et al., 2019) respectivamente. La exploración inicial de los datos, el Test de Kruskal Wallis, la prueba post hoc Kwallis2, el Modelo Lineal Generalizado simple y Modelo Lineal Generalizado mixto fueron generados en STATA (StataCorp, 2007).

4. Aspectos éticos

Este trabajo fue aprobado por el Comité Institucional de Ética para Animales de la Universidad Peruana Cayetano Heredia bajo la modalidad de Exento de revisión (Código de inscripción: 103799). Los datos utilizados en esta investigación pertenecen a la Conservación Amazónica (ACCA). ACCA, por medio de Aimy Cáceres, (co-asesora de este trabajo) compartió los datos con el Laboratorio de Eco Salud y Ecología Urbana con la finalidad de analizarlos y se realicen investigaciones a partir de esta información. ACCA está al tanto de este proyecto de tesis y los resultados del mismo serán comunicados a la organización.

RESULTADOS

1. Descripción general de cada periodo

1.1 Descripción del monitoreo de mamíferos en el Periodo 1 (2005-2008)

Entre abril 2005 y marzo 2008 se recorrieron un total de 1 712.142 km (1 592:45 horas) en 414 recorridos a los transectos cuadrados F1a, F1b, F2a, F2b, F3a, F3b y F5a (Tabla 3) a una velocidad promedio de recorrido de 1,04 km/h (Desviación estándar = 0.140). La cobertura total de la muestra fue de 0.9955 lo que indica una alta representatividad. Durante este periodo, se registraron 1 383 avistamientos. En total se registró la presencia de un total de 32 especies durante todo el Periodo 1 (Figura 6, Anexo 3).

Tabla 3. Descripción del esfuerzo de muestreo (N° de recorridos, Kilómetros totales y Horas totales) durante los 3 años de monitoreo correspondientes al Periodo 1 (2005-2008)

Año	N° de recorridos totales	Kilómetros totales	Horas totales
UNO (2005-2006}	121	495.32	468:47:00
DOS (2006-2007)	135	567.61	514:37:00
TRES (2007-2008)	158	649.22	609:21:00
Total Periodo 1	414	1 712.14	1 592:45:00

* Ir a Anexo 2 para una descripción detallada según cada transecto permanente.

La mayor cantidad de avistamientos correspondieron a especies clasificadas como arbóreas Diurnas. Todos los avistamientos de este grupo juntos, corresponden al 62% del total de avistamientos del periodo 1. La especie más avistada durante todo el periodo fue *Ateles chamek* con 278 avistamientos y una mediana de 3 individuos registrados por avistamiento, a ella le siguió, *Aoutus nigriceps* (arbóreo nocturno) con 150 avistamientos y una mediana de 2 registros individuales por avistamiento. Cinco especies fueron observadas una sola vez durante los tres años de monitoreo: *Dasyus septemcinctus*, *Potos flavus*, *Coendu bicolor*, *Caluromys lanatus* y *Lagothris lagothricha*.

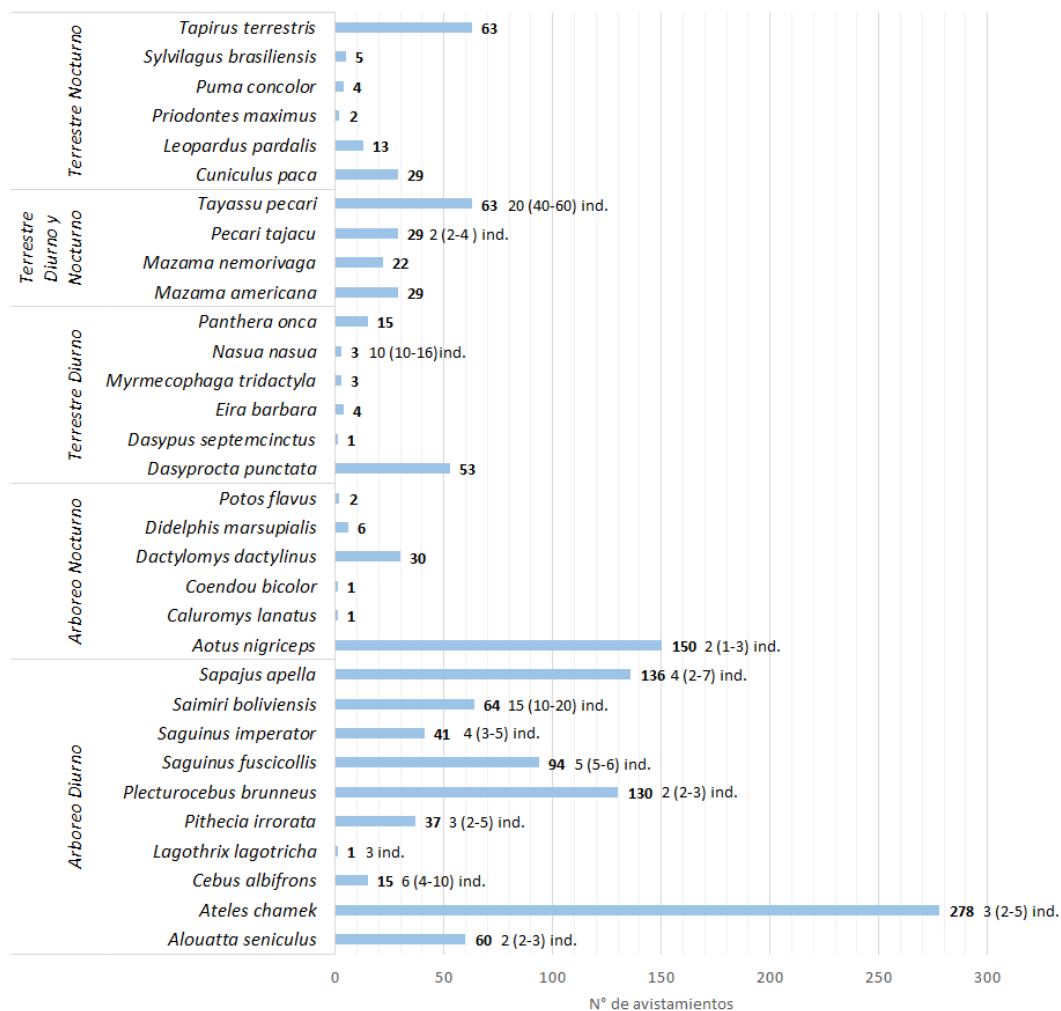


Figura 6. Número de avistamientos de cada especie registrada en el Periodo 1 (2005-2008). Para especies con comportamiento grupal se presenta también la mediana del número de registros individuales por cada avistamiento y el rango intercuartil. Ver Anexo 3 para un listado de los avistamientos clasificados por hábitat, turno y temporada de muestreo.

1.2 Descripción del monitoreo de mamíferos en el Periodo 2

Diez años después, entre mayo 2015 y marzo 2017, se recorrieron 174.5 kilómetros (183:00 horas totales) en un total de 89 recorridos a los transectos Kilo y Pura Vida (Tabla 4). La velocidad promedio de recorrido fue de 0.95 km/h (Desviación estándar =0.005) y la muestra alcanzó una cobertura del 0.9856.

Durante este periodo de monitoreo, se obtuvieron un total de 268 avistamientos. En ellos se registró un total de 20 especies (Figura 7, Anexo 3). Al igual que durante el periodo 1, el grupo con mayor número de avistamientos fue el de los arbóreos diurnos (60% de todos los avistamientos). Sin embargo, esta vez fue un roedor, *Dactylomys*

dactylinus (arbóreo nocturno), la especie con mayor número de avistamientos (29 avistamientos). Tres especies fueron avistadas sólo 1 vez durante todo el monitoreo: *Tayassus pecari*, *Mazama americana*, *Cebus albifrons*. No se registró ninguna especie que no haya sido registrada también en el Periodo 1.

Tabla 4. Descripción del esfuerzo de muestreo (N° de recorridos, Kilómetros totales y Horas totales) según sitio, durante los 2 años de monitoreo correspondientes al Periodo 2 (2015-2017)

Año	N° de recorridos totales	Kilómetros totales	Horas totales
UNO (2015-2016)	43	82.5	86:54:00
DOS (2016-2017)	46	92	96:42:00
Total periodo 2	89	174.5	183:36:00

* Ir a Anexo 2 para una descripción detallada según cada transecto permanente

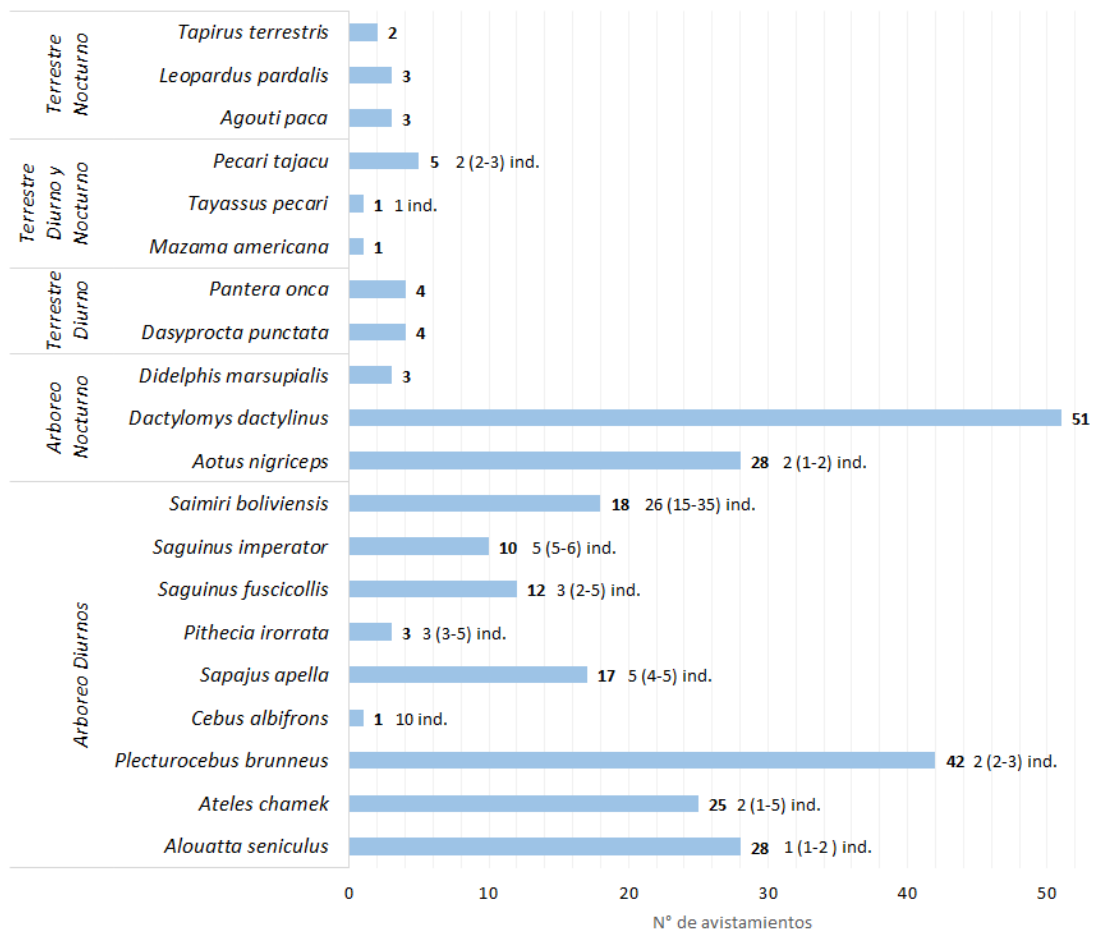


Figura 7. Numero de avistamientos y de individuos observados de cada especie registrada en el Periodo 2 (2005-2008) Para especies con comportamiento grupal se presenta también la mediana del número de registros individuales por cada avistamiento y el rango intercuartil. Ver Anexo 3 para un listado de los avistamientos clasificados por hábitat, turno y temporada de muestreo.

2. Riqueza, abundancia y composición del ensamblaje

2.1. Periodo 1

Durante el periodo 1, la diversidad de orden $q=0$ (riqueza estimada) al 0.99 de cobertura fue de 28 especies para los primeros dos años de monitoreo y de 27 especies para el tercero (Tabla 5). Los intervalos de confianza superpuestos no demuestran cambios significativos entre los años, ni en función a la temporada, hábitat o turno. Los estimados de riqueza anuales son menores a la riqueza total observada durante todo el periodo 1 (31 especies), lo que indica que no todas las especies fueron registradas todos los años. Al incluir la abundancia de las especies (diversidad de orden $q=1$ y $q=2$), tampoco se observan cambios significativos, lo que indica que la diversidad del ensamblaje no mostró cambios a lo largo de los tres años.

Tabla 5. Diversidad de especies del Periodo 1 (2005-2008) al 0.99 de cobertura de muestreo según el año, temporada, hábitat y turno. Entre paréntesis se presentan los intervalos de confianza al 95%. $q=0$ (riqueza total), $q=1$ diversidad de especies abundantes o exponencial de índice que Shanon y $q=2$ diversidad de especies muy abundantes o inversa del índice de Simpson).

Variable		Periodo 1		
		q=0	q=1	q=2
Año	2005-2006	28.00 (24.22-31.77)	17.61 (16.16-19.07)	13.98 (12.58-15.38)
	2006-2007	28.00 (23.25-32.74)	16.42 (15.04-17.79)	12.26 (10.97-13.55)
	2007-2008	27.00 (23.55-30.45)	16.57 (15.19-17.95)	12.62 (11.32-14.13)
Temporada	Seca	29.00 (26.83-31.17)	17.96 (16.85-19.06)	13.49 (12.28-14.71)
	Húmeda	29.00 (23.91-34.09)	16.33 (15.15-17.52)	12.68 (11.58-13.78)
Hábitat	Altura	29.00 (25.68-32.32)	17.18 (16.02-18.34)	13.41 (12.26-14.57)
	Bajío	28.00 (25.89-30.11)	17.16 (16.06-18.26)	12.73 (11.54-13.92)
Turno	Diurno	27.00 (23.46-30.54)	14.15 (13.34-14.96)	10.87 (10.17-11.57)
	Nocturno	24.00 (20.82-27.19)	10.90 (9.72-12.09)	6.91 (5.98-7.84)

El análisis de diversidad beta entre transectos permanentes mostraron una baja disimilaridad entre las especies de mamíferos encontradas en cada transecto permanente. El coeficiente de Sørensen multisitio fue de 0.23 para la diversidad beta de recambio, de 0.1 para la diversidad beta anidada y de 0.32 para la sumatoria final. Asimismo, en el análisis entre pares de sitio, la diversidad beta de recambio tuvo un

valor máximo de 0.14, la diversidad beta por anidamiento de 0.1 y la sumatoria final de 0.2 (Anexo 4). Del mismo modo, los coeficientes del índice Morisita-Horn mostraron una alta similitud entre los transectos evaluados, con coeficientes que fluctúan del 0.82 al 0.96 (Anexo 5).

Los coeficientes de correlación entre el índice de Sørensen y la distancia entre pares de sitios o entre el índice de Morisita-Horn y la distancia entre pares de sitios mostraron una correlación débil y no significativa. Para el índice de Sørensen los coeficientes fueron 0.42 en la diversidad beta total ($p= 0.917$), 0.12 para la diversidad beta de recambio ($p= 0.676$) y 0.44 ($p= 0.938$) para la diversidad por anidamiento (Anexo 4). Para el índice de Morisita-Horn el coeficiente fue 0.156 ($p=0.818$) (Anexo 5).

Con respecto a la composición de la comunidad, las pruebas de Escalamiento multidimensional no paramétrico (nMDS) y PERMANOVA no mostraron diferencias en la distribución de las especies según el año, hábitat, temporada o sitio (Tabla 6, Anexo 6). Solo el turno diferenció las especies (Tabla 6, Anexo 6). A esta diferencia contribuyen principalmente *Ateles chamek* (Contribución porcentual 16.32%), *Plecturocebus brunneous* (Contribución porcentual 11.37%) y *Sapajus apella* (Contribución porcentual 9.64%), como especies diurnas, y *Aotus nigriceps* como especie nocturna (Contribución porcentual 11.89 %) (Anexo 8).

Tabla 6. Nivel de Stress de los nMDS y valores P de las pruebas PERMANOVA. SS = Suma total de cuadras, MS=Suma de cuadrados dentro de grupos. P: probabilidad de que la hipótesis nula sea cierta.

Periodo	Variable de agrupación	nMDS*	PERMANOVA			
		Stress	SS	MS	F	p
Periodo 1 (2005-2008)	Años	0.253	1.135	0.964	1.426	0.114
	Hábitat	0.001	0.531	0.492	0.393	1
	Temporada	0.189	0.951	0.914	0.481	0.92
	Turno	0.066	2.756	0.929	23.57	0.0005

*Todas las gráficas resultantes del nMDS se encuentran en el Anexo 6.

Por último, el número de avistamientos totales registrados por transecto recorrido no cambió de forma significativa entre años ni según el hábitat o la temporada (Tabla 7a). La única variable que afectó los avistamientos totales registrados fue el turno, pues se observa una disminución de los avistamientos durante la noche (Tabla 7). Esto difiere de cuando se evalúa en función a si son especies terrestres o arbóreas. Para las especies

terrestres se observa un incremento de avistamientos en la temporada seca, en relación con la húmeda. También, una disminución de los avistamientos de especies terrestres en el tercer año, en relación al primero, ya que el promedio de avistamientos de especies terrestres registrados por transecto en el Año 1 es 0.61 veces el promedio de avistamientos registrados en el año 3 con un intervalo de confianza al 95% de 0.46 - 0.83 (Tabla 7c). Esto es congruente con lo observado al evaluar tasas de avistamiento crudas (N° avistamientos/10km) anuales donde se observa una disminución de alrededor de la mitad, en las tasas de avistamiento de especies terrestres como *Pecari tajacu* (promedio de 0.23 avist/10km en año 1 a promedio de 0.09avist/10 km en año 3), *Tayassu pecari* (promedio de 0.65 avist/10 km en año 1 a promedio de 0.32 avist/10km en año 3) o *Dasyprocta punctata* (promedio de 0.60 avist/10 km en año 1 a promedio de 0.24 avist/10km en año 3) (Anexo 7) .

Tabla 7. Resumen de resultados del Modelo Lineal Generalizado para evaluar el efecto del año (Uno, dos o tres), turno (diurno o nocturno), hábitat (bosque de altura o bosque de bajío) y temporada (húmeda o seca) sobre el **número de avistamientos** por transecto recorrido durante el **Periodo 1**. Pr ($> | z |$): probabilidad de que la hipótesis nula sea cierta.

Variable respuesta	Variable explicativa	Estimador	Intervalos de confianza	P> z
(a) Numero de avistamientos	Año: 2 (2006-2007) / 1 (2005-2006)	1.02	0.90 - 1.17	0.690
	3(2007-2008) / 1 (2005-2006)	0.89	0.70 - 1.02	0.066
	Turno: Nocturno/Diurno	0.44	0.39 - 0.49	<0.001
	Hábitat: Bajío/Altura	1.04	0.93 - 1.15	0.499
	Temporada: Seca/ Humeda	1.05	0.95 - 1.17	0.313
(b) Avistamientos de especies arbóreas	Año: 2 (2006-2007) / 1 (2005-2006)	1.12	0.94 - 1.33	0.206
	3(2007-2008) / 1 (2005-2006)	0.90	0.75 - 1.07	0.214
	Turno: Nocturno/Diurno	0.39	0.34 - 0.46	<0.001
	Hábitat: Bajío/Altura	1.01	0.88 - 1.16	0.924
	Temporada: Seca/ Humeda	0.98	0.86 - 1.13	0.805
(c) Avistamientos de especies terrestres	Año: 2 (2006-2007) / 1 (2005-2006)	0.80	0.60 - 1.08	0.086
	3(2007-2008) / 1 (2005-2006)	0.61	0.46 - 0.83	0.001
	Turno: Nocturno/Diurno	0.99	0.78 - 1.26	0.92
	Hábitat: Bajío/Altura	1.11	0.87 - 1.41	0.38
	Temporada: Seca/Humeda	1.36	1.06 - 1.75	0.01

De forma similar, cuando se evalúa el número de registros individuales, se observa una disminución significativa durante el turno nocturno, en el número de registros individuales, tanto de especies arbóreas como terrestres (Tabla 8). Así mismo, y al igual que con el número de avistamientos, se observa una disminución de los registros individuales de especies terrestres del año 1 hacia el año 3 de monitoreo y un aumento de avistamientos de especies terrestres en la temporada seca, en relación con la temporada húmeda (Tabla 8c).

Tabla 8. Resumen de resultados del Modelo Lineal Generalizado para evaluar el efecto del año (Uno, dos o tres), turno (diurno o nocturno), hábitat (bosque de altura o bosque de bajo) y temporada (húmeda o seca) sobre el **número de registros individuales** por transecto recorrido durante el **Periodo 1**. Pr ($> |z|$): probabilidad de que la hipótesis nula sea cierta.

Variable respuesta	Variable explicativa	Estimador	Intervalos de confianza	P> z
(a) Número de registros individuales	Año: 2 (2006-2007) / 1 (2005-2006)	1.25	0.94-1.66	0.114
	3(2007-2008) / 1 (2005-2006)	0.76	0.57-1.03	0.080
	Turno: Nocturno/Diurno	0.19	0.18-0.21	<0.001
	Hábitat: Bajío/Altura	1.02	0.96-1.08	0.450
	Temporada: Seca/ Humeda	0.95	0.89-1.08	0.065
(b) Número de registros individuales de especies arbóreas	Año: 2 (2006-2007) / 1 (2005-2006)	1.21	0.96-1.71	0.080
	3(2007-2008) / 1 (2005-2006)	0.75	0.65-1.01	0.063
	Turno: Nocturno/Diurno	0.17	0.16-0.18	<0.001
	Hábitat: Bajío/Altura	0.99	0.94-1.05	0.984
	Temporada: Seca/ Humeda	0.83	0.62-1.00	0.52
(c) Número de registros individuales de especies terrestres	Año: 2 (2006-2007) / 1 (2005-2006)	0.75	0.57-1.02	0.158
	3(2007-2008) / 1 (2005-2006)	0.57	0.45-0.73	<0.001
	Turno: Nocturno/Diurno	0.69	0.56-0.86	0.001
	Hábitat: Bajío/Altura	0.81	0.26-2.72	0.739
	Temporada: Seca/ Humeda	1.24	1.00-1.52	0.048

2.2. Periodo 2

Durante el periodo 2, la diversidad de orden q=0 (riqueza) al 0.98 de cobertura fue de 17.61 especies en el año 1 y de 19 especies en el año 2 (Tabla 9), con intervalos de confianza superpuestos, por lo que no se puede afirmar diferencias significativas. Esta diversidad no cambio en función al hábitat o temporada, pero si en función al turno, pues se observa una disminución de la diversidad de orden q=0 durante la noche. Al

incluir la abundancia de las especies (diversidad de orden $q=1$ y $q=2$), no se observan cambios significativos entre años, lo que indica que la diversidad del ensamblaje se mantuvo estable durante este periodo de monitoreo.

Tabla 9. Diversidad de especies del Periodo 1 (2005-2008) al 0.98 de cobertura de muestreo según el año, temporada, hábitat y turno. Entre paréntesis se presentan los intervalos de confianza al 95%. $q=0$ (riqueza total), $q=1$ diversidad de especies abundantes, exponencial de índice que Shanon y $q=2$ diversidad de especies muy abundantes, inversa del índice de Simpson).

Variable		Periodo 2		
		q=0	q=1	q=2
Año	Uno	17.61 (13.34-21.88)	13.12 (11.23-15.02)	10.94 (9.13-12.75)
	Dos	19.00 (15.13- 22.87)	12.44 (10.22-14.66)	9.58 (8.08- 11.08)
Temporada	Seca	20.45 (16.40 - 24.49)	14.24 (12.25 - 16.23)	11.55 (9.51 - 13.59)
	Húmeda	20.725 (11.50 - 29.95)	11.27 (9.40-13.15)	8.94 (7.58 - 10.30)
Hábitat	Altura	18.89 (14.23 - 23.56)	12.77 (11.09 - 14.44)	10.64 (9.12 - 12.17)
	Bajío	16.220 (13.80 - 18.64)	11.37 (9.70 - 13.03)	9.02 (7.59 - 10.45)
Turno	Diurno	14.53 (11.61 - 17.45)	9.656 (8.51 - 10.81)	7.968 (7.01 - 8.93)
	Nocturno	8.05 (6.07-10.04)	9.66 (8.51 - 10.81)	2.73 (2.11 - 3.34)

Con respecto al análisis de diversidad beta, este demostró una alta similaridad entre los dos transectos evaluados (Dismiliradidad de Sørensen por recambio= 0.188, disimilaridad por anidamiento de 0.024 e índice final de Sørensen 0.212; Similaridad Morisita-Horn de 0.928). Las Escalamiento multidimensional no paramétrico (nMDS) y PERMANOVA no mostraron diferencias en la distribución de las especies según el año, hábitat, temporada, más si con el turno (Tabla 10, Anexo 6). A esta diferencia contribuye principalmente *Dactylomys dactylinus* (Contribución porcentual 19.89%), y *Aotus nigriceps* (Contribución porcentual 9.66%) como especies nocturnas, y *Plecturocebus brunneus* (Contribución porcentual 17.28%), *Alouatta seniculus* (Contribución porcentual 10.60%) y *Ateles chamek* (Contribución porcentual 8.94%) como especies diurnas (Anexo 8).

Tabla 10. Nivel de Stress de los nMDS y valores P de las pruebas PERMANOVA. SS = Suma total de cuerdas, MS=Suma de cuadrados dentro de grupos. P: probabilidad de que la hipótesis nula sea cierta.

Periodo	Variable de agrupación	nMDS*	PERMANOVA			
		Stress	SS	MS	F	p
Periodo 2 (2015-2018)	Años	0.245	3.204	3.076	0.871	0.55
	Hábitat	0.248	9.778	9.016	3.635	0.15
	Temporada	0.246	3.204	3.006	1.384	0.217
	Turno	0.076	14.71	7.168	46.29	0.001

*Todas las gráficas resultantes del nMDS se encuentran en el Anexo 6.

Por último, durante el Periodo 2, el número de avistamientos totales registrados por transecto recorrido y el número de registros individuales por recorrido no cambió de forma significativa entre años ni según el hábitat o la temporada en que encontraba (Tabla 11 y 12). La única variable que afectó el conteo de avistamientos o de individuos en todos los casos fue el turno de monitoreo, pues el número de avistamientos disminuyó durante la noche (Tabla 11 y 12). Esto se repite para las especies arbóreas, mas no para las terrestres. Esto es congruente con las tasas de avistamiento crudas (N° avistamientos/10 km) (Anexo 8) de las especies observadas durante el periodo 2, donde se observa para todos los grupos tasas de avistamiento similares al comparar entre años.

Tabla 11. Resumen de resultados del Modelo Lineal Generalizado para evaluar el efecto del año (Uno, dos), turno (diurno o nocturno), hábitat (bosque de altura o bosque de bajo) y temporada (húmeda o seca) sobre el **número avistamientos** por transecto recorrido durante el **Periodo 2**. Pr (> | z |): probabilidad de que la hipótesis nula sea cierta.

Variable respuesta	Variable explicativa	Estimador	Intervalos de confianza	P> z
(a) N°avistamientos	Año: 2(2016-2017) /1(2015/2016)	1.02	0.65-1.62	0.907
	Turno: Nocturno/Diurno	0.13	0.09-0.22	0.000
	Hábitat: Bajío/Altura	1.01	0.63-1.61	0.962
	Temporada: Seca/ Humeda	1.28	0.75-1.88	0.460
(b) Avistamientos de especies arbóreas	Año: 2(2016-2017) /1(2015/2016)	1.08	0.68-1.71	0.731
	Turno: Nocturno/Diurno	0.56	0.35-0.91	0.018
	Hábitat: Bajío/Altura	1.27	0.79-2.03	0.319
	Temporada: Seca/ Humeda	0.71	0.46-1.13	0.150
(c) Avistamientos de especies terrestres	Año: 2(2016-2017) /1(2015/2016)	0.45	0.17-1.18	0.105
	Turno: Nocturno/Diurno	0.72	0.28-1.85	0.506
	Hábitat: Bajío/Altura	0.55	0.21-1.42	0.224

	Temporada: Seca/ Humeda	1.05	0.42-2.65	0.907
--	-------------------------	------	-----------	-------

Tabla 12. Resumen de resultados del Modelo Lineal Generalizado para evaluar el efecto del año (Uno, dos o tres), turno (diurno o nocturno), hábitat (bosque de altura o bosque de bajo) y temporada (húmeda o seca) sobre el número de registros individuales por transecto recorrido durante el **Periodo 2**. Pr ($> |z|$): probabilidad de que la hipótesis nula sea cierta.

Variable respuesta	Variable explicativa	Estimador	Intervalos de confianza	P> z
(a) N° de registros individuales	Año: 2(2016-2017) /1(2015/2016)	1.02	0.65-1.62	0.907
	Turno: Nocturno/Diurno	0.13	0.08-0.22	0.000
	Hábitat: Bajío/Altura	1.01	0.63-1.61	0.962
	Temporada: Seca/ Humeda	1.18	0.75-1.88	0.460
(b) Registros individuales de especies arbóreas	Año: 2(2016-2017) /1(2015/2016)	1.08	0.68-1.72	0.731
	Turno: Nocturno/Diurno	0.56	0.35-0.90	0.018
	Hábitat: Bajío/Altura	1.27	0.79-2.04	0.319
	Temporada: Seca/ Humeda	0.72	0.46-1.12	0.150
(c) Registros individuales de especies terrestres	Año: 2(2016-2017) /1(2015/2016)	0.55	0.23-1.29	0.170
	Turno: Nocturno/Diurno	0.65	0.28-1.15	0.329
	Hábitat: Bajío/Altura	0.44	0.18-1.05	0.065
	Temporada: Seca/ Humeda	0.89	0.38-2.08	0.799

3. Evaluación de los transectos usados para el monitoreo

La cobertura de muestreo fue mayor a 0.98 en los 3 tratamientos (“A” cuando se utilizó los datos de todo el cuadrado, “B” cuando se utilizó los datos del primer y tercer lado del cuadrado y “C” cuando se utilizó los datos únicamente del primer lado recorrido. (Tabla 13, Figura 8). Lo cual indica que monitoreando sólo uno de los lados del transecto, luego de 362 recorridos, la probabilidad de que con un nuevo recorrido se encontrará una especie que no haya sido avistada anteriormente era menor a 0.02. Aunque todos llegan a la misma asíntota, el nivel de cobertura máximo es alcanzado primero por el tratamiento A, luego por el B y finalmente por el C. Esto se debe a que el esfuerzo por transecto en el tratamiento A es mayor (transectos de 4000m en tratamiento A vs transectos de 2000m en tratamiento B y transectos de 1000m en C), y por lo tanto el número de incidencias (presencia de una especie en un transecto) también.

Tabla 13. Número total de incidencias (registro de una especie en un transecto), especies observadas (riqueza observada) y cobertura alcanzada en cada tratamiento. “A” cuando se utilizó los datos de todo el

cuadrado, "B" cuando se utilizó los datos del primer y tercer lado del cuadrado y "C" cuando se utilizó los datos únicamente del primer lado recorrido.

Tratamiento	Recorridos analizados	Número total de incidencias	Riqueza observada	Cobertura de muestreo
A	362	983	30	0.9959
B	362	580	26	0.9948
C	362	389	25	0.9897

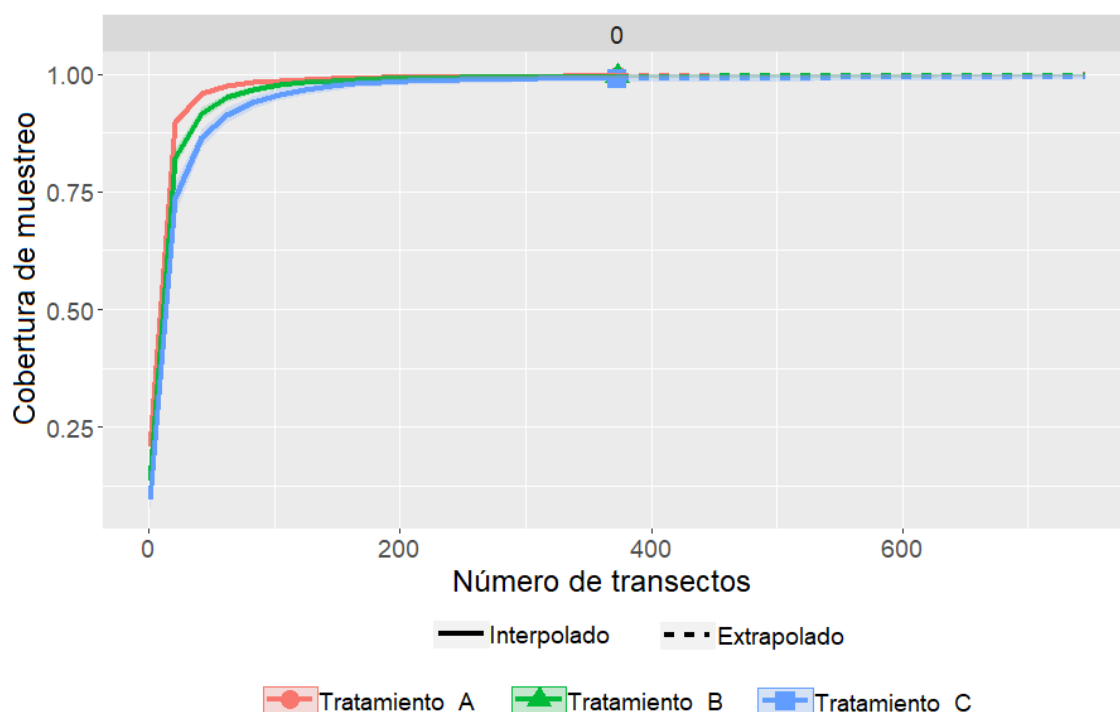


Figura 8. Cobertura del muestreo alcanzada por cada Tratamiento ("A" cuando se utilizó los datos de todo el cuadrado, "B" cuando se utilizó los datos del primer y tercer lado del cuadrado y "C" cuando se utilizó los datos únicamente del primer lado recorrido). Los datos fueron extrapolados al doble de número de transectos totales realizados.

La riqueza total observada es mayor, al usar los datos del transecto completo (Figura 9, Tabla 14). Sin embargo, al comparar a un mismo nivel de cobertura (0.989) no se puede afirmar que haya diferencias significativas en la riqueza estimada, debido a que los intervalos de confianza se superponen (Tabla 14). Debido al gran nivel de esfuerzo en cada tratamiento, se pueden utilizar los datos, de sólo el primer lado, o de los lados 1 y 3, y, a modo general, la diversidad de orden $q=0$, $q=1$ y $q=2$ presentes en el ensamblaje de mamíferos del primer periodo de monitoreo estará bien representado.

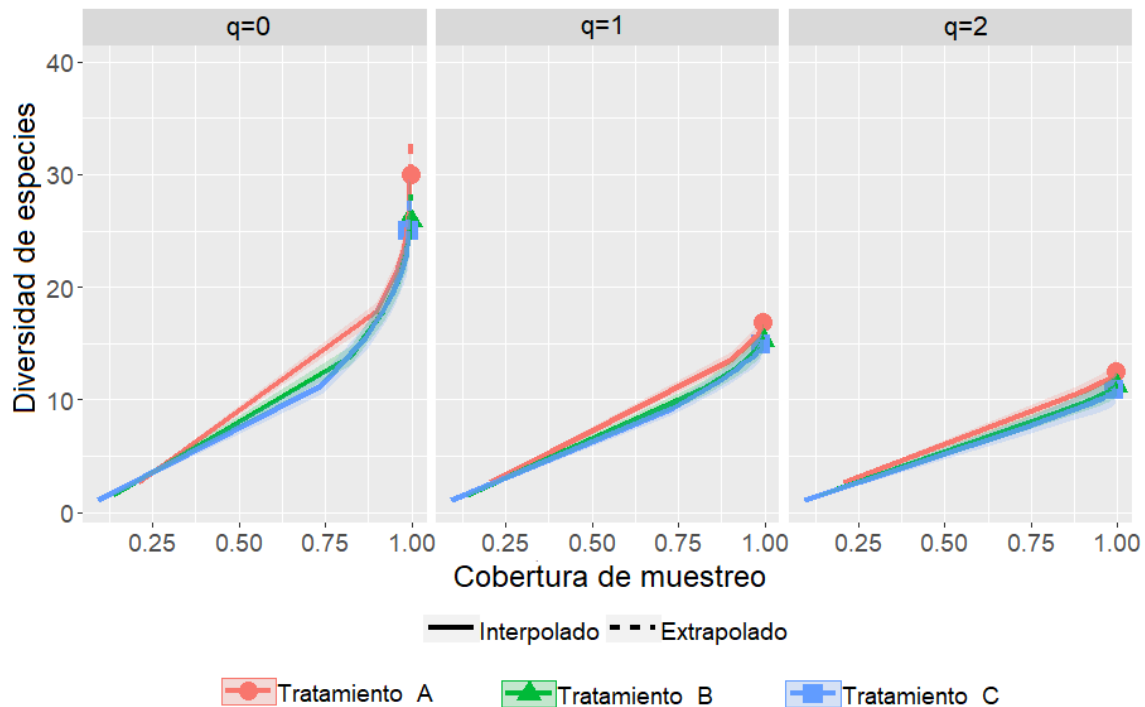


Figura 9. Número de especies estimadas según cobertura de muestreo de en cada uno de los tratamientos. $q=0$ (riqueza total), $q=1$ (diversidad de especies abundantes, exponencial del índice de Shannon) y $q=2$ (diversidad de especies muy abundantes, inversa del índice de Simpson). Las áreas sombreadas representan los intervalos de confianza al 95%. Cobertura de muestreo es la probabilidad de que, al ampliarse la muestra en una nueva unidad de esfuerzo, se encuentre una especie que ya ha sido registrada.

Tabla 14. Diversidad de especies al 0.989 de cobertura de muestreo en cada uno de los tratamientos. "A" cuando se utilizó los datos de todo el cuadrado, "B" cuando se utilizó los datos del primer y tercer lado del cuadrado y "C" cuando se utilizó los datos únicamente del primer lado recorrido). Entre paréntesis se presentan los intervalos de confianza al 95%.

Tratamiento	$q=0$	$q=1$	$q=2$
A	24.99 (23.54-26.45)	16.14 (15.34-16.95)	10.96 (9.90-12.02)
B	23.120 (21.602-24.64)	14.73 (13.69-15.76)	10.96 (9.90-12.02)
C	22.936 (21.192-24.68)	14.45 (13.09-15.80)	12.18 (11.30-13.07)

En base a los resultados de este análisis, se toma la decisión de utilizar la información de los lados 1 y 3 de los transectos cuadrados del Periodo 1 y compararla con la información de los transectos del Periodo 2. La razón es que, de esta forma, se pueden mantener los 2 km de esfuerzo de muestreo en cada recorrido a los transectos, lo que permite comparar el número de avistamientos y los registros individuales por transecto, respetando el tamaño de la unidad de esfuerzo. Esta alternativa, al tener una buena cobertura de muestra, de forma general, no pierde información relevante a nivel de riqueza, pero no permite utilizar la información de los transectos f5a ya que los

avistamientos en f5a no se pueden clasificar según lado. Se consideró que debido a la alta similitud entre sitios, esto no afectaría el análisis.

4. Exploración comparativa entre periodos

Para esta comparación se utilizarán sólo los lados 1 y 3 de los transectos de recorrido cuadrado utilizados en el periodo 1, pues permite mantener los 2 km de esfuerzo de muestreo en cada recorrido a los transectos. Así mismo, para este análisis se asumió que las muestras de ambos periodos pertenecían al mismo ensamblaje de mamíferos. Sin embargo, es posible que la distancia geográfica entre los transectos de muestreo de los dos periodos representase más de una población de individuos. Las implicaciones del supuesto tomado serán abordadas en la discusión.

4.1 Riqueza

La riqueza total observada (Tabla 15) y estimada al 0.99 de cobertura (Tabla 16) es aparentemente mayor durante el Periodo 1, sin embargo, debido a que los intervalos de confianza en $q=0$ y $q=2$ se superponen, no se pueden establecer diferencias a esos dos niveles (Figura 10, Tabla 16). Esta sobreposición es mínima cuando se analiza la diversidad de orden $q=1$, lo que indica que el Periodo 1 tiene una mayor cantidad de especies abundantes.

Tabla 15. Número de incidencias, especies observadas y cobertura alcanzada en cada año monitoreado. Transectos analizados F1a, F1b, F2a, F2b, F3a, F3b

Monitoreo	Recorridos totales	Número total de incidencias	Especies observadas	Cobertura alcanzada
Periodo 1	362	580	26 ⁹	0.9948
Periodo 2	89	205	20	0.9856

⁹ Al usar sólo los dos lados de los transectos cuadrados

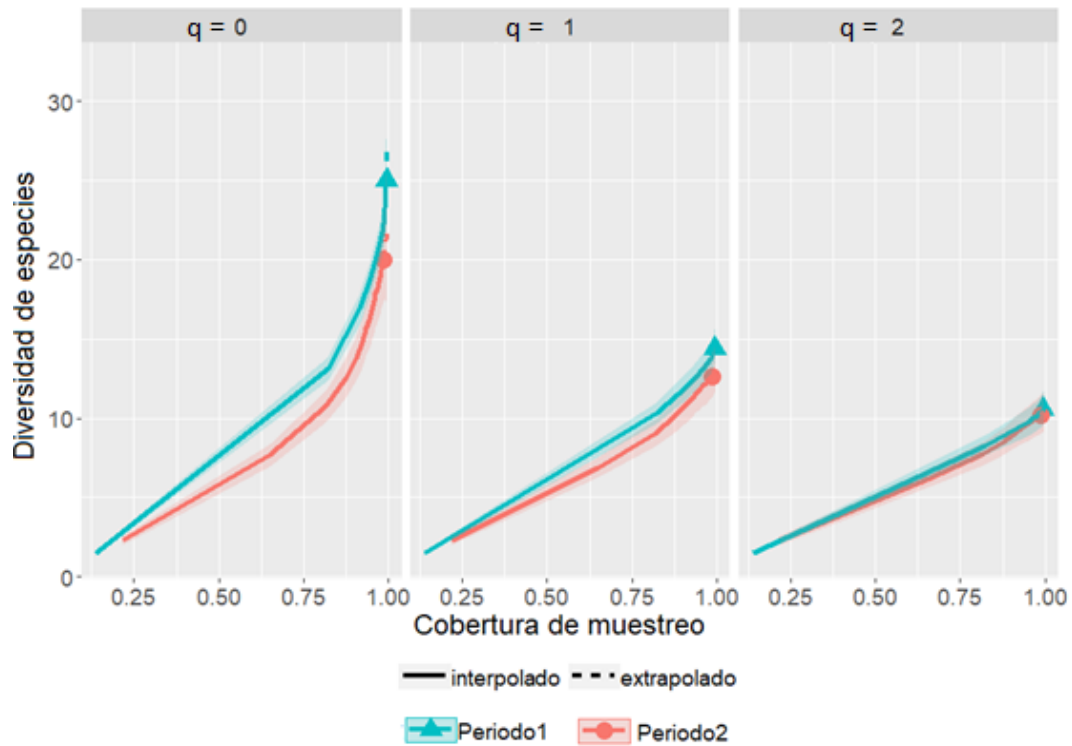


Figura 10. Diversidad (riqueza) de especies según cobertura de muestreo en cada uno de los Periodos. $q=0$ (riqueza total), $q=1$ (diversidad de Shannon) y $q=2$ (diversidad de Simpson) Las áreas sombreadas representan los intervalos de confianza al 95%.

Tabla 16. Diversidad (riqueza) de especies al 0.99 de cobertura de muestreo en cada uno de los años. Entre paréntesis se presentan los intervalos de confianza al 95%.

	q=0	q=1	q=2
Periodo 1	23.098 (21.333-24.864)	14.091 (13.101-15.081)	10.422 (9.378-11.466)
Periodo 2	20.674 (17.561-23.787)	12.794 (11.279-14.309)	10.248 (9.029-11.466)

4.3. Abundancia: tasa de avistamiento según especie

Del total de especies registradas en ambos monitoreos, se observa un aumento, del periodo 1 al periodo 2, en las tasas de avistamientos de algunas especies, principalmente arbóreas (Tabla 17 y 18). Entre ellas, se observa un aumento promedio de más del doble en *Alouatta seniculus*, *Plecturocebus brunneus*, *Saimiri boliviensis*, *Dactylomys dactylinus*. Por el contrario, se observa una aparente disminución en *Mazama americana*, *Dasyprocta punctata*, *Tayassu pecari* y *Tapirus terrestres*, todas ellas especies terrestres.

Tabla 17. Tasa de avistamiento cruda (avistamientos/10km) de las especies avistadas durante el periodo 1 y periodo 2. Se encuentran marcados en azul las especies cuyos avistamientos por cada 10 km han incrementado y de rojo las especies cuyos avistamientos por cada 10 km y/o individuos por cada 10 km que han disminuido.

Especie	Periodo 1 (2005-2007)							Periodo 2 (2015-2017)		
	F1a	F1b	F2a	F2b	F3a	F3b	MEDIA	Kilo	P. V	MEDIA
Arboreo Diurno	5.826	6.017	5.108	5.036	5.293	5.538	5.470	10.785	7.249	9.017
<i>A. seniculus</i>	0.174	0.254	0.360	0.432	0.802	0.624	0.441	1.078	2.087	1.583
<i>A. chamek</i>	2.261	2.627	0.935	1.079	2.406	1.482	1.798	2.157	0.769	1.463
<i>C. albifrons</i>	0.087	0.169	0.072	0.000	0.160	0.078	0.094	0.120	0.000	0.060
<i>P. irrorata</i>	0.087	0.000	0.216	0.144	0.321	0.078	0.141	0.359	0.000	0.180
<i>P. brunneus</i>	1.739	0.254	1.295	1.295	0.241	0.702	0.921	2.636	2.197	2.416
<i>S. fuscicollis</i>	0.522	0.508	0.863	0.863	0.241	0.780	0.630	1.198	0.220	0.709
<i>S. imperator</i>	0.174	0.085	0.072	0.144	0.241	0.624	0.223	0.479	0.659	0.569
<i>S. boliviensis</i>	0.174	0.424	0.360	0.216	0.561	0.390	0.354	1.438	0.659	1.048
<i>S. apella</i>	0.609	1.695	0.935	0.863	0.321	0.780	0.867	1.318	0.659	0.989
Arboreo Nocturno	0.696	1.695	0.935	1.223	1.524	1.560	1.272	3.116	6.150	4.633
<i>A. nigriceps</i>	0.609	1.441	0.719	0.791	1.043	1.248	0.975	1.198	1.977	1.588
<i>C. bicolor</i>	0.000	0.000	0.000	0.000	0.080	0.000	0.013	0.000	0.000	0.000
<i>D. dactylinus</i>	0.087	0.169	0.072	0.360	0.321	0.234	0.207	1.917	3.844	2.881
<i>D. marsupialis</i>	0.000	0.085	0.144	0.072	0.080	0.078	0.076	0.000	0.329	0.165
Terrestre Diurno	0.870	0.254	0.576	0.647	0.241	0.858	0.574	0.359	0.549	0.454
<i>D. punctata</i>	0.609	0.169	0.504	0.432	0.160	0.468	0.390	0.240	0.220	0.230
<i>E. barbara</i>	0.174	0.000	0.000	0.144	0.000	0.000	0.053	0.000	0.000	0.000
<i>M. tridactyla</i>	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.078	0.013	0.000	0.000	0.000
<i>N. nasua</i>	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.156	0.026	0.000	0.000	0.000
<i>P. onca</i>	0.087	0.085	0.072	0.072	0.080	0.156	0.092	0.120	0.329	0.225
Terrestre Diurno y Nocturno	0.870	1.441	0.288	0.935	0.561	0.546	0.773	0.240	0.549	0.394
<i>M. americana</i>	0.174	0.085	0.216	0.216	0.080	0.078	0.141	0.000	0.110	0.055
<i>M. nemorivaga</i>	0.261	0.085	0.000	0.360	0.000	0.000	0.118	0.120	0.000	0.060
<i>P. tajacu</i>	0.174	0.254	0.000	0.216	0.160	0.234	0.173	0.120	0.439	0.280
<i>T. pecari</i>	0.261	1.017	0.072	0.144	0.321	0.234	0.341	0.120	0.000	0.060
Terrestre Nocturno	0.348	0.932	0.719	0.504	0.401	0.390	0.549	0.479	0.549	0.514
<i>C. paca</i>	0.087	0.169	0.000	0.288	0.080	0.078	0.117	0.240	0.110	0.175
<i>L. pardalis</i>	0.000	0.085	0.072	0.000	0.000	0.078	0.039	0.000	0.329	0.165
<i>P. concolor</i>	0.087	0.000	0.000	0.000	0.000	0.078	0.027	0.000	0.000	0.000
<i>T. terrestris</i>	0.174	0.678	0.647	0.216	0.321	0.156	0.365	0.240	0.000	0.120
Total general	8.609	10.339	7.626	8.345	8.019	8.892	8.638	17.735	17.133	17.434

Tabla 18. Tasa de registros individuales cruda (registros individuales de la especie/10km) de las especies de comportamiento gregario durante el periodo 1 y periodo 2. Se encuentran marcados en azul las especies

cuyos avistamientos por cada 10 km han incrementado y de rojo las especies cuyos avistamientos por cada. Solo se muestran especies con comportamiento grupal.

Especie	Periodo 1 (2005-2007)							Periodo 2 (2015-2017)		
	F1a	F1b	F2a	F2b	F3a	F3b	MEDIA	Kilo	P.V.	MEDIA
Arboreo Diurno	24.957	37.797	21.799	21.007	27.025	26.443	26.504	64.35	44.972	54.661
<i>A. seniculus</i>	0.261	0.678	0.791	1.007	2.566	1.248	1.092	1.078	4.001	2.540
<i>A. chamek</i>	11.739	9.746	5.396	4.101	11.949	5.460	8.065	7.430	3.863	5.646
<i>C. albifrons</i>	0.174	1.017	1.295	0.000	0.962	0.156	0.601	1.198	0.000	0.599
<i>P. irrorata</i>	0.435	0.000	0.504	0.432	0.722	0.156	0.375	1.318	0.000	0.659
<i>P. brunneus</i>	4.087	0.678	3.525	3.813	0.642	1.638	2.397	5.153	6.484	5.818
<i>S. fuscicollis</i>	2.435	3.136	4.892	3.237	1.283	3.666	3.108	4.673	0.828	2.751
<i>S. imperator</i>	0.435	0.339	0.216	0.432	0.962	3.354	0.956	2.277	4.552	3.415
<i>S. boliviensis</i>	3.043	10.254	2.014	3.597	7.057	7.800	5.628	35.470	20.968	28.219
<i>S. apella</i>	2.348	11.949	3.165	4.388	0.882	2.964	4.283	5.752	4.276	5.014
Arboreo Nocturno	1.304	3.051	2.086	2.374	2.887	2.964	2.444	3.715	10.484	7.100
<i>A. nigriceps</i>	1.217	2.797	1.871	1.942	2.406	2.652	2.147	1.797	5.242	3.520
Terrestre Diurno y Nocturno	48.609	26.017	5.252	4.101	23.817	9.828	19.604	0.479	1.242	0.860
<i>P. tajacu</i>	0.261	0.593	0.000	0.504	0.321	0.390	0.345	0.120	0.000	0.060
<i>T. pecari</i>	47.826	25.254	5.036	3.022	23.416	9.360	18.986	0.359	1.104	0.732
Total general	76.087	68.136	30.504	28.705	54.370	43.136	50.156	69.742	58.077	63.91

3.4 Abundancia por transecto: Avistamientos por transecto recorrido

El modelo lineal evaluado indica que hay un aumento en el número de avistamientos registrados por transecto recorrido durante el periodo 2 con respecto al periodo 1 (Tabla 19). El promedio de avistamientos registrados por transecto en el Periodo 2 es 1.77 veces el promedio de avistamientos registrados en el periodo 1 con un intervalo de confianza al 95% de 1.35 a 2.34 (Tabla 19). El turno es la segunda variable con efecto en el modelo, e indica que el promedio del número de avistamientos registrados durante el turno nocturno es la mitad del promedio que se registró durante el turno diurno. Ni el hábitat ni la temporada tuvieron efecto sobre el número de avistamientos totales registrados en cada transecto. Estos resultados se repiten cuando se evalúan los avistamientos de únicamente las especies arbóreas. Sin embargo, no se observan efectos significativos del periodo al evaluar los avistamientos de las especies terrestres. El turno es la única variable estudiada que afecta el número de avistamientos de las especies terrestres registradas, ya que el promedio de avistamientos registrados

durante el turno diurno, es 0.68 veces el número de avistamientos registrados durante el turno nocturno.

Tabla 19. Resumen de resultados del Modelo Lineal Generalizado para evaluar el efecto del Periodo (Dos (2015-2017) /Uno (2005-2008)), turno (nocturno/diurno), hábitat (bosque de bajo/bosque de altura o) y temporada (seca/humeda) sobre el **número de avistamientos** por transecto. Pr ($> |z|$): probabilidad de que la hipótesis nula sea cierta.

Variable respuesta	Variable explicativa	Estimador	Intervalos de confianza	P> z
(a) N° de avistamientos	Periodo: Dos (2015-2017) / Uno (2005/2008)	1.77	1.35 - 2.34	>0.001
	Turno: Nocturno/Diurno	0.50	0.40 - 0.63	>0.001
	Hábitat: Bajo/Altura	1.13	0.90 - 1.42	0.298
	Temporada: Seca/ Humeda	1.00	0.78 - 1.26	0.971
(b) Avistamientos de especies arbóreas	Periodo: Dos (2015-2017) / Uno (2005/2008)	2.05	1.55 - 2.72	>0.001
	Turno: Nocturno/Diurno	0.45	0.35 - 0.58	>0.001
	Hábitat: Bajo/Altura	1.107	0.87 - 1.40	0.431
	Temporada: Seca/ Humeda	0.92	0.72 - 1.17	0.48
(c) Avistamientos de especies terrestres	Periodo: Dos (2015-2017) / Uno (2005/2008)	0.70	0.43 - 1.17	0.176
	Turno: Nocturno/Diurno	0.68	0.47 - 0.99	0.043
	Hábitat: Bajo/Altura	1.25	0.86 - 1.80	0.238
	Temporada: Seca/ Humeda	1.42	0.99 - 2.05	0.062

El número de registros individuales totales registrados por transecto muestra un comportamiento similar al del número de avistamientos. El promedio del número de registros individuales registrados en el Periodo 2 es 1.62 veces el promedio del número de registros individuales en el periodo 1 con un intervalo de confianza al 95% de 1.26 a 2.08 (Tabla 20). Asimismo, durante el turno noche, el promedio de registros individuales es 0.22 veces el número de registros individuales registrados en el turno diurno. Las variables hábitat y temporada no tienen efecto sobre el número registros individuales totales avistados. El número de registros individuales por transecto de especies arbóreas se comporta del mismo modo que el número de registros individuales totales, sin embargo, el número de registros individuales de especies terrestres no se ve afectado por el periodo. Este último solo se ve afectado por el turno y por la temporada, pues el

modelo indica que el número de registros individuales disminuye durante la noche y aumenta durante la temporada seca.

Tabla 20. Resumen de resultados del Modelo Lineal Generalizado para evaluar el efecto del Periodo (Dos (2015-2017) /Uno (2005-2008)), turno (nocturno/diurno), hábitat (bosque de bajo/bosque de altura o) y temporada (seca/humeda) sobre el **número de registros individuales** observados por transecto. Pr (> | z |): probabilidad de que la hipótesis nula sea cierta.

Variable respuesta	Variable explicativa	Estimador	Intervalos de confianza	P> z
(a) N° de registros individuales	Periodo: Dos (2015-2017) / Uno (2005/2008)	1.62	1.26 - 2.08	>0.001
	Turno: Nocturno/Diurno	0.22	0.18 - 0.27	>0.001
	Hábitat: Bajío/Altura	1.11	0.91 - 1.36	0.317
	Temporada: Seca/ Humeda	0.93	0.76 - 1.15	0.514
(b) N° de registros individuales de especies arbóreas	Periodo Dos (2015-2017) / Uno (2005/2008)	1.68	1.31 2.17	>0.001
	Turno: Nocturno/Diurno	0.20	0.16 - 0.25	>0.001
	Hábitat: Bajío/Altura	1.10	0.89 - 1.35	0.384
	Temporada: Seca/ Humeda	0.87	0.71 - 1.07	0.199
(c) N° de registros individuales de especies terrestres	Periodo: Dos (2015-2017) / Uno (2005/2008)	0.77	0.49 - 1.22	0.265
	Turno: Nocturno/Diurno	0.53	0.38 - 0.76	>0.001
	Hábitat: Bajío/Altura	1.44	1.02 - 2.03	0.040
	Temporada: Seca/ Humeda	1.75	1.23 - 2.48	0.002

DISCUSIÓN

Los monitoreos de mamíferos mayores realizados en la CCLA entre el 2005 y el 2008 y luego entre el 2015 y el 2017 tuvieron una alta cobertura de muestreo y demostraron altos niveles de riqueza y diversidad en ambos periodos. De forma general, la riqueza, diversidad y composición del ensamblaje de mamíferos se mantuvo constante dentro de los años de cada periodo evaluado.

Así mismo, a pesar de haber tenido metodologías distintas, se pudieron utilizar parte de los datos obtenidos durante el 2005-2008 para explorar cambios en la riqueza y abundancia dentro de la CCLA. Sin embargo, los resultados de esta comparación deben tomarse con suma cautela. Para la comparación se asume que ambos periodos de monitoreo colectaron información del mismo ensamblaje de mamíferos, a pesar de las

distancias geográficas entre los lugares muestreados. Esta suposición se basó en que se evalúan especies móviles con áreas vitales amplias y a que se evidenció una alta homogeneidad de especies entre los sitios evaluados durante el periodo 1 (Anexo 4 y 5).

A continuación, se discute primero el uso de transectos de forma cuadrada durante el monitoreo, y luego los resultados en relación a la riqueza, abundancia y composición del ensamblaje encontrada en ambos periodos de monitoreo.

1. Evaluación del uso de transectos usados para el monitoreo

El uso de transectos cuadrados para el monitoreo tiene ventajas a nivel logístico, pues es de gran utilidad especialmente en lugares donde la geografía dificulta realizar transectos lineales o donde el diseño del monitoreo favorezca cambiar hacia una forma cuadrada. Este diseño permite ahorrar tiempo, ya que el recorrido termina donde se inició. Los monitoreos en forma de circuito (cuadrados o circulares), son recomendados por Buckland et al (2010) como una estrategia para diseñar muestreos cuando las limitaciones logísticas no permiten establecer una cuadrilla de líneas posicionadas al azar.

Sin embargo, al no ser una metodología estandarizada, la forma cuadrada dificulta la comparación estricta con otros estudios realizados con métodos más comunes como los transectos lineales. Pocos estudios han evaluado las diferentes modalidades de transectos, y los que lo han hecho, se han concentrado en su tamaño (Plumptre, 2000) o en el efecto del movimiento de los individuos observados (Glennie, Buckland, y Thomas, 2015). En general, se prioriza tener flexibilidad en la forma con tal de mantener otras variables estables como una correcta cobertura del área, que asegure una inferencia confiable de los estimados poblacionales (Stephen T. Buckland et al., 2010; Peres, 1999)

En Perú, la Guía de Inventario de la Fauna Silvestre (MINAM, 2015), menciona que lo ideal es que un transecto abarque los diferentes microhábitats existentes y que, para lograrlo éstos no necesariamente deben estar dispuestos en línea recta. Esto, puede contradecirse con lo descrito en el manual de Peres (1999) donde se sugiere que los transectos estén dispuestos en línea recta o paralela. Por otro lado, la guía de Kirkby

(2004), para el monitoreo biológico del Parque Nacional del Manu, menciona la posibilidad de utilizar transectos lineales o sino, circulares.

Este trabajo, no pudo evaluar la probabilidad de detección de especies en los transectos de recorrido cuadrado, por lo que no se puede concluir en relación a si la forma subestima o sobreestima los estimados poblacionales de las especies. Estudios futuros deberán evaluar de forma rigurosa la efectividad de los transectos cuadrados en campo, comparando directamente esta alternativa con transectos lineales de 4 km en un mismo hábitat, en mismas condiciones y asegurando la independencia entre los transectos evaluados. De esta forma, se podrá evaluar de forma definitiva si ventajas logísticas de los transectos cuadrados no se ven aplacadas por una disminución en las probabilidades de avistamiento o duplicación de registros debido al efecto del observador en las esquinas.

Se pudo evaluar el cambio en cobertura de muestreo al adaptar los transectos cuadrados a otras metodologías. Con este análisis, se mostró que, para el monitoreo de 3 años de la CCLA, ya sea utilizando todo el cuadrado o sólo uno o dos segmentos (lados paralelos), se logró registrar, de forma adecuada, una cantidad representativa de las especies que se encontraban. Esto sugiere que la información colectada utilizando transectos cuadrados podría ser adaptada a otras metodologías como los transectos de recorrido lineal o paralelo. Sin embargo, la adaptación de los datos depende de la situación y requiere que los transectos cuadrados hayan alcanzado un muy alto nivel de cobertura de muestreo, ya que esta cobertura disminuirá conforme se eliminen datos al eliminar segmentos en el cuadrado (Figura 8, Tabla 14).

Una alternativa a los transectos cuadrados, que mantiene las ventajas logísticas, pero evita tanto las esquinas como la necesidad de descartar información, podría ser recorrer transectos cuadrados, pero colectando datos solo en dos transectos paralelos (distanciados perpendicularmente por al menos 1 kilómetro). Otra posibilidad podría ser utilizar transectos circulares, como sugiere la guía de Kirkby (2004). Esta alternativa también permite eliminar la caminata de retorno al recorrer el transecto y evita las esquinas, pero, al igual que los transectos cuadrados, debe ser evaluada extensivamente. Incluso, se podrían mantener transectos de recorrido cuadrado, pero

introduciendo espacios en las esquinas para separar cada uno de los segmentos (Buckland et al., 2010).

2. Riqueza, abundancia y composición de la comunidad durante el periodo 1 y periodo 2

2.1 Riqueza

Las especies registradas en ambos periodos de monitoreo son bastante similares a aquellas encontradas en lugares cercanos con y sin influencia de actividades humanas como el Parque Nacional Manu (Fernández y Kirkby, 2002; Endo W et al., 2010), Bonanza (Salvador, Clavero, y Leite Pitman, 2011), zonas aledañas a la Reserva Nacional Tambopata (Espinosa Quiñones y García Roca, 2005) o la concesión forestal Isabellita en Tahuamanu (Delgado Bernal, 2014). También son similares a aquellas reportadas en otras investigaciones dentro de la CCLA (Tobler et al., 2008) y de parques nacionales de la región como Manu y Alto Purús (Leite, R. L., Foster, R. B., y Wachter, 2009). Esto evidencia que la concesión cumple un rol importante a nivel de conservación.

No obstante, algunas especies reportadas en otras investigaciones cercanas y dentro de la CCLA, no han sido observadas en ninguno de los dos periodos de monitoreo. Éstas fueron principalmente del orden carnívora (*Speothos venaticus*, *Procyon cancrivorus*, *Atelocynus microtis*, *Leopardus weildi*, *Myoprocta pratti*, *Dinomys branickii*) (Leite, R. L., Foster, R. B., y Wachter, 2009; Salvador et al., 2011), pero también 3 especies de primates (*Callithrix pygmaea*, *Callimico goeldii*, *Alouatta sara*) (Salvador et al., 2011).

Speothos venaticus, *Procyon cancrivorus*, *Atelocynus microtis*, *Dinomys branickii* son generalmente sigilosos, y debido a su rareza, difíciles de observar (de Oliveira et al., 2018; DeMatteo, Michalski y Leite-Pitman, 2011; Jimenez et al., 2010; Leite-Pitman y Williams, 2011; F. Reid, Helgen y González-Maya, 2016; Roach, 2017). En su mayoría se tienen registros de eventos oportunistas de estas especies, pues no es frecuente encontrarlos. Además, si bien aún no ha sido comprobado, se cree que la presencia de *Speothos venaticus* y otros carnívoros menores disminuye en áreas ocupadas por *Panthera onca* y *Puma concolor*, como lo es la CCLA, debido interacciones de competencia (Tadeu G. de Oliveira et al., 2018; Tadeu G. de Oliveira y Pereira, 2014). Así mismo, *Leopardus weildi* es una especie nocturna y poco común y su presencia se ve

impactada negativamente con la de *Leopardus pardalis*, especie generalmente dominante (de Oliveira et al., 2015; de Oliveira et al., 2010) y presente en el área de estudio.

En el caso de los primates, una posible explicación para la ausencia de *Callimico goeldii* es que esta es una especie rara (Cornejo, 2008), y que se encuentra restringida a hábitats inundables, de soto bosques denso o con parches de bambú (Porter, 2001; Porter, Sterr, y Garber, 2007). De forma similar, *Callithrix pygmaea* es una especie muy pequeña, de baja densidad (Townsend, 2001) y está restringida a bosques ribereños y/o secundarios (de la Torre et al., 2019). Por otro lado, la ausencia de *Alouatta sara*, puede deberse a la clasificación taxonómica confusa que existe en relación al género *Alouatta* en Brasil y Perú (Ruiz-García, Cerón, Pinedo-Castro y Gutierrez-Espeleta, 2016). La última evaluación taxonómica publicada reporta que ambos, *Alouatta sara* y *Alouatta seniculus* se encuentran dentro de Perú (Ruiz-García et al., 2016), sin embargo, otros reportes oficiales indican que la primera está restringida solo a Bolivia (Boubli, Di Fiore, Rylands, Mittermeier y Wallace, 2008; MINAM, 2011).

Por último, si se asume que se evalúa un mismo ensamblaje a través del tiempo, y haciendo comparaciones a un mismo nivel de esfuerzo, se observan valores similares de riqueza y diversidad entre el primer y segundo periodo de monitoreo (Figura 11, Tabla 11). Esto, considerando la tendencia general a la disminución (Beaudrot et al., 2016; A Benítez-López et al., 2017; Ceballos et al., 2015), podría indicar un resultado positivo para la CCLA. Sin embargo, esto no se puede concluir de forma contundente, pues para hacer esta comparación, se debieron comparar áreas distantes, eliminar datos y adaptar los diferentes diseños de monitoreo.

2.2 Tasas de avistamiento por especie y avistamientos por transecto

Las tasas de avistamiento crudo (avist./10 km) mostraron que, en ambos periodos de monitoreo, resaltaron los primates, pues especies como *Alouatta seniculus*, *Plecturocebus brunneus* y *Saimiri boliviensis* fueron observadas con mucha frecuencia dentro de la CCLA. Esto también se encontró en zonas aledañas a la CCLA, donde las especies más abundantes fueron primates como *Plecturocebus apella*, *Saimiri boliviensis* y *Saguinus fuscus* (Delgado Bernal, 2014; Endo et al., 2010; Salvador et al., 2011).

Las especies terrestres fueron avistadas con menos frecuencia, e incluso durante el primer periodo de monitoreo, el análisis del número total de avistamientos por transecto mostró una disminución en los avistamientos de mamíferos terrestres, del año 3 en relación al año 1 (Tabla 7c y 8c). Esta disminución también se observa, aunque no de forma significativa, para los registros individuales de especies de mamíferos arbóreos (Tabla 8b) y es congruente con una pequeña disminución en las tasas de avistamiento de algunas especies del año 1 al año 3 (Anexo 8).

Esta disminución, podría guardar relación con que el inicio del primer periodo de monitoreo coincidió con un año de sequía en toda la amazonia (Giles, 2006; Marengo et al., 2008). Las sequias generan cambios en las comunidades vegetales como un aumento en la mortalidad de árboles, cambios en la floración y un incremento en los incendios forestales (Lewis, Brando, Phillips, Van Der Heijden y Nepstad, 2011; Phillips et al., 2009). Esto pudo afectar la disponibilidad de alimento y refugio y así, disminuir la abundancia de mamíferos en años posteriores a la sequía, como ha sucedido en zonas afectadas por incendios en la Amazonia central brasileña (Barlow y Peres, 2006). Sin embargo, requiere un análisis que diferencie por especie, para identificar cuales contribuyen a esta disminución y así poder hacer mejores deducciones.

En esta línea, este trabajo no realizó un análisis individual para cada especie en el tiempo, sino que evaluó la tendencia general de todo el ensamblaje de mamíferos presente en la CCLA. Así mismo, para el análisis no se pudieron utilizar datos de densidad, pues no se contó con suficiente de registros independientes de cada especie de mamífero como para calcular su función de detección (Benchimol, 2016; Kirkby, 2004; Thomas et al., 2010). Además, para ello se debe contar con una estimación muy exacta de la distancia a la cual se observaron los individuos y se debe garantizarse que se hayan cumplido los supuestos que existen al monitorear un transecto (S T Buckland, Rexstad, Marques, y Oedekoven, 2015). Por ello, se optó por evaluar la abundancia de cada especie en función a su tasa de avistamiento cruda (Peres, 1999).

Ahora, bajo el supuesto de que se está evaluando un mismo ensamblaje en el tiempo, se observa que, luego de 10, hay un aumento en el número de avistamientos y de registros individuales de especies arbóreas por transecto recorrido dentro de la CCLA (Tabla 19 y 20) Diferentes razones que pueden contribuir a explicar los estos cambios

observados. Una de ellas es que, la eliminación total de la tala y la caza en la zona, ha generado el aumento observado. Este aumento, sin embargo, puede deberse tanto a un aumento real en el número de individuos, como a un aumento sólo en la probabilidad de avistamientos. Cabe la posibilidad que, debido a que las especies han perdido el miedo, ahora son más visibles, pero el método de monitoreo, no permite diferenciar entre ambas posibilidades. Este primer escenario es congruente con lo registrado durante otro monitoreo realizado del 2004 al 2008 en la CCLA, donde se reportó un aumento en las abundancias y los avistamientos de diferentes vertebrados (Pitman et al., 2011).

Sin embargo, el hecho de no observar un aumento en los avistamientos durante los primeros tres años de monitoreo sugiere que se deben evaluar otras posibilidades. Una de ellas, es que al momento de establecerse la CCLA, el bosque se encontraba ya en buen estado y con poblaciones de mamíferos mayores estables. De ser esto cierto, los cambios específicos observados en la tasa de avistamiento de algunas especies de la CCLA se podrían deber a fluctuaciones poblacionales de cada especie. Con ello, se podría asumir que las principales amenazas a los mamíferos de la CCLA antes de su instauración: el campamento minero de 1990-1999 y la época de tala de 1999-2002, no causaron un impacto alto en las poblaciones. Con esto, la CCLA desde su establecimiento hasta el día de hoy, protege poblaciones de mamíferos en buenas condiciones.

Esta posibilidad, puede explicar las fluctuaciones observadas entre lo muestreado por Kirkby en 1999 en la misma zona y lo encontrado durante el primer y segundo periodo de monitoreo. Kirkby, por ejemplo, encuentra una abundancia promedio de 1.71 ind. /10km de *Alouatta seniculus* (Kirkby, datos no publicados), lo cual es mayor a lo encontrado durante el Periodo 1 de monitoreo (1.09 ind. /10 km, Tabla 17) pero menor a lo encontrado durante el periodo 2 (2.54 ind. /10km, Tabla 17). Del mismo modo, Kirkby encuentra una abundancia promedio de 5.27 ind. /10 km para *Ateles chamek* (Kirkby, datos no publicados), menor a lo encontrado durante el Periodo 1 (8,07 ind. /10 km Tabla 17) pero muy parecido a lo encontrado durante el Periodo 2 (5,64 ind. /10 km Tabla 17).

Al hacer comparaciones puntuales, llama la atención el aumento de *Saimiri boliviensis*, que cambia de 5.477 ind/10km a 25,678 ind/10 km del primer al segundo periodo de

monitoreo (Tabla 17). La densidad poblacional del género *Saimiri*, depende del hábitat y de la disponibilidad de alimento, y su rango de hogar se amplía cuando la disponibilidad de alimento disminuye (Stone, 2007; Zimble-DeLorenzo y Stone, 2011). Es posible, que durante el periodo 2 de monitoreo, la especie haya tenido una mayor disponibilidad de alimento, y por ello se incrementó el número de avistamientos.

También es importante mencionar la posible disminución de especies con presión de caza, como *Mazama americana*, *Tapirus terrestres*, *Tayasu pecari* y *Ateles chamek*. Puede ser que, a pesar de haber reducido la caza dentro de la CCLA, el impacto de esta actividad fuera de las zonas protegidas, esté reduciendo las poblaciones de estas especies. Se ha reportado caza en zonas de Madre de Dios y se reconoce a Puerto Maldonado como una ruta importante para el comercio ilegal de especies silvestres. (Naughton-treves 2003, SERNANP, 2014; Shanee et al., 2017), por lo que la presión de caza podría estar reduciendo la abundancia de estos mamíferos incluso en áreas con protección (A Benítez-López et al., 2017).

Esta comparación, al provenir de datos tomados en áreas diferentes, tiene como limitación la evaluación de especies con rangos de vida más pequeños, que son territoriales y/o tienen preferencias por características en el hábitat que se encuentran agregadas espacialmente. Esto es lo que sucede con *Dactylomys dactylinus*, especie que aumenta notablemente de un periodo al otro (Tabla 17) y que incluso es la especie con mayores registros durante el segundo periodo de monitoreo (Figura 7). *Dactylomys dactylinus* es una especie nocturna, arbórea y asociada a bosques con presencia de parches de bambú y que son estacionalmente inundados (Patton y Marinho, 2016). Es posible, entonces, que la zona donde se realizó el monitoreo durante el segundo periodo, haya tenido características, como las anteriormente mencionadas, que facilitaron su registro. Algo similar sucede con *Plecturocebus brunneous*. Las especies del género *Plecturocebus* generalmente andan en grupos pequeños, son territoriales (Robinson, 1981), tienen áreas vitales de entre 1.5-30 km y movimientos diarios de 0.5-1.5 km. (Veiga, L.M., Wallace y Ferrari, 2008)

Precisamente estas últimas dos especies presentan aumentos importantes en su tasa de avistamiento entre ambos periodos, por lo que se podría pensar que se están evaluando poblaciones de mamíferos distintas en el tiempo. Es posible que, a pesar de la

homogeneidad evaluada, características puntuales de cada una de las zonas en las que se colectaron datos (por ejemplo, presencia de parches de bambú o algún tipo de vegetación específica y/o cercanía a Rio Madre de Dios) hayan generado que la información colectada para algunas especies corresponda a poblaciones independientes (Palminteri, Powell, y Peres, 2011). Para asegurar que no exista esta posibilidad en el futuro, los diseños de monitoreo en la CCLA deben respetar, en la medida de lo posible, los principios de aleatorización y replicación (S.Buckland et al., 1993; Stephen T. Buckland et al., 2010) que garantizan que el monitoreo sea representativo para el área estudiada.

2.3 Variables: Turno, hábitat y temporada

Con respecto a las variables: turno, hábitat y temporada, el turno de monitoreo fue la variable que más afectó los avistamientos dentro de la CCLA. Lo más probable es que esto se deba al método de monitoreo (pues los transectos están sesgados a lo que el humano tiene capacidad de detectar al caminar) y a que hay menos especies con comportamiento nocturno que diurno. El hábitat no tuvo un efecto sobre el número avistamientos o de registros individuales registrados por transecto, tampoco sobre la riqueza o composición de la comunidad. Esto se contradice con otros trabajos, donde sí se reporta un mayor número de avistamientos y de riqueza por transecto recorrido en bosques de tierra firme en comparación con bosques inundables en Madre de Dios (Salvador et al., 2011). Es posible que la cercanía entre los transectos de bajío y altura y el hecho de evaluar especies móviles con áreas vitales amplias, no permitió evaluar el efecto del hábitat sobre la composición y abundancia de mamíferos en cada zona.

La temporada solo tuvo un efecto en el número de avistamientos de especies terrestres y en el número de individuos de especies terrestres registrados por transecto. En ambos casos, se registró un mayor número de avistamientos durante temporada seca (Tabla 7 y 8). Este aumento también se registra en 2 especies de reptiles y 3 aves durante el monitoreo de río realizado en la CLLA en mismos años (Pitman et al., 2011) , pero se contradice con el aumento de avistamientos de mamíferos mayores durante temporada húmeda registrado por Salvador et al. (2011) en Bonanza, una zona cerca de la CCLA. El efecto de la temporada ha sido bastante estudiado en bosques inundables y humedales en el norte de la Amazonía (Bodmer et al., 2018; Costa, Peres, y Abrahams, 2018; Palmer

y Koprowski, 2018), sin embargo, se necesita continuar con el monitoreo de fauna para comprender mejor el efecto de la estacionalidad y tipo de bosque sobre los avistamientos y uso del hábitat de mamíferos en Madre de Dios.

En la misma línea, otras variables que pudieron afectar la composición y abundancia de mamíferos presente en la CLLA, y que no fueron tomadas en cuenta son fluctuaciones climáticas a nivel macro como épocas con inundaciones o sequías más fuertes de lo común (Bodmer et al., 2018; Palmer y Koprowski, 2018), cambios en la disponibilidad de alimento entre años y periodos (Briceño-Méndez, Naranjo, Altrichter, y Mandujano, 2017) y/o la presencia de cuerpos de agua cercanos a las zonas de estudio (Stalin, Zuri Paredes, Norris, Gomes De Oliveira, y Michalski, 2017).

Para finalizar, son pocos los trabajos que han evaluado de forma global el efecto que tiene la protección en un área sobre la riqueza y abundancia que en ella habita. En ellos, se demuestra que la riqueza y abundancia de especies es generalmente mayor dentro de áreas protegidas que fuera de ellas (Coetzee, Gaston, y Chown, 2014; Geldmann et al., 2013; Gray et al., 2016), pero que la protección no incrementa otras variables como la riqueza de nichos o niveles de endemismo (Gray et al., 2016). Este trabajo concluye de forma general, sobre los dos primeros indicadores más no sobre los segundos. Esto resalta, primero, la importancia de estudiar diferentes indicadores como son la riqueza de nichos, diversidad de caracteres funcionales o niveles de endemismo, al momento de evaluar el estado o la protección de los bosques; y segundo, la necesidad de tener monitoreos permanentes en el tiempo en áreas clave, que permitan evaluaciones consistentes en el largo plazo.

CONCLUSIONES

- El primer periodo de monitoreo de mamíferos de la CCLA (2005-2008) tuvo mayor esfuerzo y riqueza observada que el segundo (2015-2017). Ambos periodos alcanzaron una cobertura de la muestra superior a 0.95.
- La riqueza, diversidad y composición del ensamblaje de mamíferos no cambió dentro de los años de cada periodo de monitoreo evaluado. En ambos periodos los mamíferos diurnos y arbóreos fueron, en conjunto, los más registrados.

- Gracias al alto esfuerzo muestral, los transectos cuadrados utilizados durante el primer periodo de monitoreo, pudieron ser adaptados a metodologías de uso común, garantizando una alta cobertura de la muestra.
- El turno de monitoreo (diurno o nocturno) fue la variable que tuvo efecto sobre la riqueza, abundancia y composición del ensamblaje de mamíferos dentro de la CCLA. Durante el turno diurno los avistamientos fueron mayores. El hábitat o la temporada no tuvieron efecto general sobre la riqueza o composición del ensamblaje.
- Si a pesar de la distancia geográfica, se asume que se está comparando un mismo ensamblaje a través del tiempo, se observa un aumento en el número de avistamientos totales y de individuos totales avistados por transecto entre periodos. Esto sucede para las especies arbóreas, que en su mayoría son primates.
- No se puede descartar si el aumento observado se deba a un incremento poblacional, a un incremento solo en la tasa de avistamiento o a fluctuaciones poblacionales inherentes a cada especie.

RECOMENDACIONES

- Estudios posteriores deben continuar evaluando la efectividad de los transectos cuadrados para el monitoreo en campo. La metodología de transectos, a pesar de sus limitaciones, se sigue utilizando por su simplicidad logística, bajo costo y porque permite incluir a la población local en el levantamiento de información. Por ello, es importante conocer si es factible utilizar diferentes formas de transecto que se adapten mejor a las necesidades de cada monitoreo. Así, se asegurará que estos datos pueden ser utilizados sin tener la necesidad de adaptarlos o eliminar parte de ellos.
- Se debe continuar con el monitoreo de mamíferos mayores, diseñando un protocolo de evaluación de los datos a medida que estos son colectados. Así, se podrá revisar continuamente la información, para garantizar que los datos permitan estimar funciones de detección y la densidad de algunas especies. También, se sugiere contrastar esta, y futura información colectada en

monitoreos dentro de la CCLA con información indirecta como imágenes satelitales, que permitan evaluar la vegetación alrededor de las áreas monitoreadas.

- Para estudios posteriores de mamíferos en la CCLA, se sugiere acompañar la metodología de transectos con otras alternativas como las cámaras trampa o ADN ambiental. Éstas, a pesar de su alto costo inicial, son un gran complemento a los transectos pues se logra un mejor estudio de animales con hábitos nocturnos o que cambian su comportamiento ante la presencia de un humano (Fragoso et al., 2016).
- Se recomienda diseñar un estudio que evalúe específicamente a *Mazama americana*, *Tapirus terrestres*, *Tayasu pecari* y *Ateles chamek*. Estas son especies con presión de caza y que podrían estar disminuyendo dentro de la concesión. Las últimas tres se encuentran dentro de la convención CITES (Keuroghlian et al., 2013; Varela et al., 2019; Wallace, Mittermeier, Cornejo, y Boubli, 2008) y se encuentran catalogadas como vulnerables o , para el caso de *A.chamek*, en peligro , por lo que deben monitorearse con mayor detalle dentro de la CCLA y la región Madre de Dios.
- El análisis de cobertura recalcó la importancia del uso de reglas para finalizar el muestreo. Si los monitoreos dentro de la CCLA buscan describir y conocer rápidamente las especies presentes en algún ensamblaje animal, se recomienda establecer como meta un cierto nivel de cobertura y monitorear hasta alcanzarlo (Chao y Jost, 2012).

BIBLIOGRAFÍA

- Acevedo Quintero, J. F., y Zamora-Abrego, J. G. (2016). Role of mammals on seed dispersal and predation processes of *Mauritia flexuosa* (Arecaceae) in the Colombian Amazon. *Revista de Biología Tropical*, 64(1), 5. <https://doi.org/10.15517/rbt.v64i1.18157>
- Altrichter, M., Taber, A., Beck, H., Reyna-Hurtado, R., Lizarraga, L., Keuroghlian, A., y Sanderson, E. W. (2012). Range-wide declines of a key Neotropical ecosystem architect, the Near Threatened white-lipped peccary *Tayassu pecari*. *Oryx*, 46(1), 87–98. <https://doi.org/10.1017/S0030605311000421>
- Amano, T., y Sutherland, W. J. (2013). Four barriers to the global understanding of biodiversity conservation: wealth, language, geographical location and security. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 280(1756), 20122649–20122649. <https://doi.org/10.1098/rspb.2012.2649>
- Anderson, D. R., Laake, J. L., Crain, B. R., y Burnham, K. P. (1979). Guidelines for Line Transect Sampling of Biological Populations. *The Journal of Wildlife Management*, 43(1), 70. <https://doi.org/10.2307/3800636>
- Anderson, M. J. (2001). A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, 26(1), 32–46. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2001.01070.pp.x>
- Aquino, R., López, L., Arévalo, I., y Daza, J. (2016). Diversidad y abundancia de primates y sus amenazas en el interfluvio de los ríos Napo y Putumayo, Amazonía peruana. *Revista Peruana de Biología*, 23(3), 243. <https://doi.org/10.15381/rpb.v23i3.12859>
- Arévalo-Sandi, A., Bobrowiec, P. E. D., Rodriguez Chuma, V. J. U., y Norris, D. (2018). Diversity of terrestrial mammal seed dispersers along a lowland Amazon forest regrowth gradient. *PLOS ONE*, 13(3), e0193752. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0193752>
- Ashe, K. (2012). Elevated Mercury Concentrations in Humans of Madre de Dios, Peru. *PLoS ONE*, 7(3), e33305. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0033305>
- Barlow, J., y Peres, C. A. (2006). Effects of single and recurrent wildfires on fruit production and large vertebrate abundance in a central Amazonian forest. *Biodiversity and Conservation*, 15(3), 985–1012. <https://doi.org/10.1007/s10531-004-3952-1>
- Barnett, A., y Dutton, J. (1995). *Expedition Field Techniques series. Small Mammals (excluding bats)* (2nd ed.). London: Royal Geographical Society with IBG. Recuperado de <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/summary?doi=10.1.1.624.3601>
- Barrantes, G., y Sandoval, L. (2009). Conceptual and statistical problems associated with the use of diversity indices in ecology. *Revista de Biología Tropical*, 57(3), 451–460. Recuperado de http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442009000300001&lng=en&nytlng=en
- Baselga, A. (2010). Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 19(1), 134–143. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x>
- Baselga, A., y Orme, C. D. L. (2012). betapart : an R package for the study of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, 3(5), 808–812.

- <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2012.00224.x>
- Beaudrot, L., Ahumada, J. A., O'Brien, T., Alvarez-Loayza, P., Boekee, K., Campos-Arceiz, A., ... Andelman, S. J. (2016). Standardized Assessment of Biodiversity Trends in Tropical Forest Protected Areas: The End Is Not in Sight. *PLOS Biology*, *14*(1), e1002357. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1002357>
- Bello, C., Galetti, M., Pizo, M. A., Magnago, L. F. S., Rocha, M. F., Lima, R. A. F., ... Jordano, P. (2015). Defaunation affects carbon storage in tropical forests. *Science Advances*, *1*(11), e1501105. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1501105>
- Benchimol, M. (2016). Large Mammals. En L. Trond H (Ed.), *Core Standardized Methods for Rapid Biological Field Assessment* (1st ed., pp. 37–57). Arlington, VA: Conservation International. Recuperado de <http://ebooks.cambridge.org/ref/id/CBO9780511525438%0Ahttps://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/B9780124575530500149>
- Benítez-López, A., Alkemade, R., Schipper, A. M., Ingram, D. J., Verweij, P. A., Eikelboom, J. A. J., y Huijbregts, M. A. J. (2017). The impact of hunting on tropical mammal and bird populations. *Science (New York, N.Y.)*, *356*(6334), 180–183. <https://doi.org/10.1126/science.aaj1891>
- Benítez-López, Ana, Santini, L., Schipper, A. M., Busana, M., y Huijbregts, M. A. J. (2019). Intact but empty forests? Patterns of hunting-induced mammal defaunation in the tropics. *PLOS Biology*, *17*(5), e3000247. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.3000247>
- Bodmer, R., Mayor, P., Antunez, M., Chota, K., Fang, T., Puertas, P., ... Docherty, E. (2018). Major shifts in Amazon wildlife populations from recent intensification of floods and drought. *Conservation Biology*, *32*(2), 333–344. <https://doi.org/10.1111/cobi.12993>
- Bohmann, K., Evans, A., Gilbert, M. T. P., Carvalho, G. R., Creer, S., Knapp, M., ... de Bruyn, M. (2014). Environmental DNA for wildlife biology and biodiversity monitoring. *Trends in Ecology y Evolution*, *29*(6), 358–367. <https://doi.org/10.1016/J.TREE.2014.04.003>
- Boubli, J.-P., Di Fiore, A., Rylands, A. B., Mittermeier, R. A., y Wallace, R. B. (2008). *Alouatta sara*. Recuperado 4 de mayo de 2020, de <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T41546A10497139.en>
- Bowler, M. T., Tobler, M. W., Endress, B. A., Gilmore, M. P., y Anderson, M. J. (2017). Estimating mammalian species richness and occupancy in tropical forest canopies with arboreal camera traps. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, *3*(3), 146–157. <https://doi.org/10.1002/rse2.35>
- Briceño-Méndez, M., Naranjo, E. J., Altrichter, M., y Mandujano, S. (2017). Availability of two species of fruits and their influence on the social structure of *Tayassu pecari* and *Dicotyles tajacu*. *Therya*, *8*(3), 193–198. <https://doi.org/10.12933/therya-17-450>
- Buckland, S.T., Anderson, D. R., Burnham, K. P., y Laake, J. L. (1993). Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations. *Biometrics*, *50*(3). <https://doi.org/10.2307/2532812>
- Buckland, S T, Rexstad, E. A., Marques, T. A., y Oedekoven, C. S. (2015). *Methods in Statistical Ecology Distance Sampling: Methods and Applications*. Buch: Springer. Recuperado de <http://www.springer.com/series/10235>
- Buckland, Stephen T., Plumptre, A. J., Thomas, L., y Rexstad, E. A. (2010). Design and

- Analysis of Line Transect Surveys for Primates. *International Journal of Primatology*, 31(5), 833–847. <https://doi.org/10.1007/s10764-010-9431-5>
- Burton, A. C., Neilson, E., Moreira, D., Ladle, A., Steenweg, R., Fisher, J. T., ... Boutin, S. (2015). REVIEW: Wildlife camera trapping: a review and recommendations for linking surveys to ecological processes. *Journal of Applied Ecology*, 52(3), 675–685. [https://doi.org/10.1111/1365-2664.12432@10.1111/\(ISSN\)2041-210X.MONWI_15](https://doi.org/10.1111/1365-2664.12432@10.1111/(ISSN)2041-210X.MONWI_15)
- Caballero Espejo, J., Messinger, M., Román-Dañobeytia, F., Ascorra, C., Fernandez, L., Silman, M., ... Silman, M. (2018). Deforestation and Forest Degradation Due to Gold Mining in the Peruvian Amazon: A 34-Year Perspective. *Remote Sensing*, 10(12), 1903. <https://doi.org/10.3390/rs10121903>
- Campbell, E., Shigueto, J. A., Godley, B. J., y Mangel, J. C. (2017). Abundance estimate of the Amazon River Dolphin (*Inia geoffrensis*) and the tucuxi (*Sotalia fluviatilis*) in southern Ucayali, Peru. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 45(5), 957–969. <https://doi.org/10.3856/vol45-issue5-fulltext-11>
- Carrillo, E., Wong, G., y Cuarón, A. D. (2000). Monitoring Mammal Populations in Costa Rican Protected Areas under Different Hunting Restrictions. *Conservation Biology*, 14(6), 1580–1591. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2000.99103.x>
- Catenazzi, A., Lehr, E., May, R. von, Catenazzi, A., Lehr, E., y May, R. von. (2013). The amphibians and reptiles of Manu National Park and its buffer zone, Amazon basin and eastern slopes of the Andes, Peru. *Biota Neotropica*, 13(4), 269–283. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032013000400024>
- Ceballos, G., y Ehrlich, P. R. (2006). Global mammal distributions, biodiversity hotspots, and conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 103(51), 19374–19379. <https://doi.org/10.1073/pnas.0609334103>
- Ceballos, G., Ehrlich, P. R., Barnosky, A. D., García, A., Pringle, R. M., y Palmer, T. M. (2015). Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science Advances*, 1(5). <https://doi.org/10.1126/sciadv.1400253>
- Chao, A., Gotelli, N. J., Hsieh, T. C., Sander, E. L., Ma, K. H., Colwell, R. K., y Ellison, A. M. (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, 84(1), 45–67. <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>
- Chao, A., y Jost, L. (2012). Coverage-based rarefaction and extrapolation : standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, 93(12), 2533–2547.
- Chao, A., y Jost, L. (2016). Appendix C. A bootstrap method to construct the confidence interval of the expected species richness at a given coverage. *Wiley Dataset*. Recuperado de <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.3554733.v1>
- CLARKE, K. R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Austral Ecology*, 18(1), 117–143. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x>
- Coetsee, B. W. T., Gaston, K. J., y Chown, S. L. (2014). Local Scale Comparisons of Biodiversity as a Test for Global Protected Area Ecological Performance: A Meta-Analysis. *PLoS ONE*, 9(8), e105824. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0105824>
- Colwell, R. K., Mao, C. X., y Chang, J. (2004). Interpolating, Extrapolating, and comparing INCIDENCE-BASED SPECIES ACCUMULATION CURVES. *Ecology*, 85(10),

- 2717–2727. <https://doi.org/10.1890/03-0557>
- Convenio sobre la Diversidad Biológica [CBD]. (2010a). COP Decision X/2. Strategic plan for biodiversity 2011–2020. Recuperado 20 de agosto de 2019, de <http://www.cbd.int/decision/cop/?id=12268>
- Convenio sobre la Diversidad Biológica [CBD]. (2010b). Plan Estratégico para la Diversidad Biológica 2011-2020 y las Metas de Aichi.
- Corlett, R. T. (2016). Tropical Forest Ecosystem Ecology: Water, Energy, Carbon, and Nutrients. En *Tropical Forestry Handbook* (pp. 491–501). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-54601-3_53
- Cornejo, F. (2008). Callimico goeldii. Recuperado 28 de septiembre de 2019, de <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T3564A9947398.en>.
- Costa, H. C. M., Peres, C. A., y Abrahams, M. I. (2018). Seasonal dynamics of terrestrial vertebrate abundance between Amazonian flooded and unflooded forests. *PeerJ*, 2018(6), e5058. <https://doi.org/10.7717/peerj.5058>
- Cromsigt, J. P. G. M., Beest, M. Te, Kerley, G. I. H., Landman, M., Roux, E. Le, y Smith, F. A. (2018, diciembre 5). Trophic rewilding as a climate change mitigation strategy? *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*. Royal Society Publishing. <https://doi.org/10.1098/rstb.2017.0440>
- de la Torre, S., Calouro, A. M., Messias, M., Mollinedo, J., P., E., Rylands, A. B., Shane, S., ... M. y Wallace, R. (2019). Cebuella pigmea.
- de Oliveira, T., Paviolo, A., Schipper, J., Bianchi, R., Payan, E., y Carvajal, S. V. (2015). Leopardus wiedii. Recuperado 28 de septiembre de 2019, de <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T11511A50654216.en>
- de Oliveira, Tadeu G., Michalski, F., Botelho, A. L. M., Michalski, L. J., Calouro, A. M., y Desbiez, A. L. J. (2018). How rare is rare? Quantifying and assessing the rarity of the bush dog *Speothos venaticus* across the Amazon and other biomes. *Oryx*, 52(1), 98–107. <https://doi.org/10.1017/S0030605316000624>
- de Oliveira, Tadeu G., y Pereira, J. A. (2014). Intraguild Predation and Interspecific Killing as Structuring Forces of Carnivoran Communities in South America. *Journal of Mammalian Evolution*, 21(4), 427–436. <https://doi.org/10.1007/s10914-013-9251-4>
- de Thoisy, B., Brosse, S., y Dubois, M. A. (2008). Assessment of large-vertebrate species richness and relative abundance in Neotropical forest using line-transect censuses: what is the minimal effort required? *Biodiversity and Conservation*, 17(11), 2627–2644. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9337-0>
- Delgado Bernal, J. M. (2014). Evaluación de la fauna silvestre para su conservación en la concesión forestal Isabelita, Tahuamanu, Madre de Dios-Perú. *Biodiversidad Amazónica*, 4(4). Recuperado de <http://190.116.37.6/index.php/Biodiversidad/article/view/87/78>
- DeMatteo, K., Michalski, F., y Leite-Pitman, M. R. . (2011). Speothos venaticus. Recuperado 28 de septiembre de 2019, de <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2011-2.RLTS.T20468A9203243.en>.
- Di Minin, E., y Toivonen, T. (2015). Global Protected Area Expansion: Creating More than Paper Parks. *BioScience*, 65(7), 637–638. <https://doi.org/10.1093/biosci/biv064>
- Dirección General Forestal y de Fauna Silvestre [DGFFS]. (2013). *Concesiones para Conservación*. Ministerio de Agricultura y Riego. Lima.

- Donald, P. F., Fishpool, L. D. C., Ajagbe, A., Bennun, L. A., Bunting, G., Burfield, I. J., ... Wege, D. C. (2019). Important Bird and Biodiversity Areas (IBAs): the development and characteristics of a global inventory of key sites for biodiversity. *Bird Conservation International*, 29(2), 177–198.
<https://doi.org/10.1017/S0959270918000102>
- Dray, S., y Dufour, A. B. (2007). The ade4 package: Implementing the duality diagram for ecologists. *Journal of Statistical Software*, 22(4), 1–20.
<https://doi.org/10.18637/jss.v022.i04>
- Ellison, A. M. (2010). Partitioning diversity. *Ecology*, 91(7), 1962–1963.
<https://doi.org/10.1890/09-1692.1>
- Endo, W., Peres, C. A., Salas, E., Mori, S., Sanchez-Vega, J.-L., Shepard, G. H., ... Yu, D. W. (2010). Game Vertebrate Densities in Hunted and Nonhunted Forest Sites in Manu National Park, Peru. *Biotropica*, 42(2), 251–261.
<https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2009.00546.x>
- Espinosa Quiñones, T., y García Roca, M. (2005). MAMÍFEROS TERRESTRES EN CUATRO AREAS CASTAÑERAS DE LA PROVINCIA DE TAMBOPATA, MADRE DE DIOS. *Biodiversidad Amazónica*, 1(1). Recuperado de
<http://revistas.unamad.edu.pe/index.php/Biodiversidad/article/view/46/39>
- Fauth, J. E., Bernardo, J., Camara, M., Resetarits, W. J., Van Buskirk, J., y McCollum, S. A. (1996). Simplifying the Jargon of Community Ecology: A Conceptual Approach. *The American Naturalist*, 147(2), 282–286. <https://doi.org/10.1086/285850>
- Fernández, M., y Kirkby, C. (2002). *Evaluación del estado poblacional de la fauna silvestre y el potencial turístico en los bosques de Salvación y Yunguyo, Reserva de Biosfera del Manu, Madre de Dios, Perú*. Recuperado de
http://www.geocities.ws/chris_kirkby/fernandez_y_kirkby_2002_salvacion_fauna.PDF
- Finer, M., Jenkins, C. N., Pimm, S. L., Keane, B., y Ross, C. (2008). Oil and Gas Projects in the Western Amazon: Threats to Wilderness, Biodiversity, and Indigenous Peoples. *PLoS ONE*, 3(8), e2932. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0002932>
- Fontenla, J. L. (2018). Entre Diversidades Ecológicas. *Poeyana. Revista Cubana de Zoología*, 507(Julio-diciembre), 23–39.
- Fragoso, J. M. V., Levi, T., Oliveira, L. F. B., Luzar, J. B., Overman, H., Read, J. M., y Silvius, K. M. (2016). Line Transect Surveys Underdetect Terrestrial Mammals: Implications for the Sustainability of Subsistence Hunting. *PLOS ONE*, 11(4), e0152659. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0152659>
- Fragoso, J. M. V. (2004). *A Long-Term Study of White-Lipped Peccary (Tayassu pecari) Population Fluctuations in Northern Amazonia- anthropogenic versus natural causes*. Recuperado de
[http://library.bfreebz.org/Mammals/Jose Fragoso, A Long-term Study of White-Lipped Peccary \(Tayassu pecari\) Population Fluctuations in Northern Amazonia - Anthropogenic Versus Natural Causes, 2004.pdf](http://library.bfreebz.org/Mammals/Jose%20Fragoso,%20A%20Long-term%20Study%20of%20White-Lipped%20Peccary%20(Tayassu%20pecari)%20Population%20Fluctuations%20in%20Northern%20Amazonia%20-%20Anthropogenic%20Versus%20Natural%20Causes,%202004.pdf)
- Galetti, M., Guevara, R., Neves, C. L., Rodarte, R. R., Bovendorp, R. S., Moreira, M., ... Yeakel, J. D. (2015). Defaunation affect population and diet of rodents in Neotropical rainforests. *Biological Conservation*, 190, 2–7.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.04.032>
- Gallice, G. R., Larrea-Gallegos, G., y Vázquez-Rowe, I. (2019). The threat of road expansion in the Peruvian Amazon. *Oryx*, 53(2), 284–292.

- <https://doi.org/10.1017/S0030605317000412>
- Geldmann, J., Barnes, M., Coad, L., Craigie, I. D., Hockings, M., y Burgess, N. D. (2013). Effectiveness of terrestrial protected areas in reducing habitat loss and population declines. *Biological Conservation*, 161, 230–238. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2013.02.018>
- Giles, J. (2006, agosto 17). The outlook for Amazonia is dry. *Nature*. Nature Publishing Group. <https://doi.org/10.1038/442726c>
- Glennie, R., Buckland, S. T., y Thomas, L. (2015). The Effect of Animal Movement on Line Transect Estimates of Abundance. *PLOS ONE*, 10(3), e0121333. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0121333>
- Gobierno Regional de Madre de Dios [GRMD]. (2014). Estrategia Regional de Diversidad Biologica de Madre de Dios al 2021 y Plan de Accion 2014-2021, 1, 4.
- González-Maya, J. F., Viquez-R, L. R., Arias-Alzate, A., Belant, J. L., y Ceballos, G. (2016). Spatial patterns of species richness and functional diversity in Costa Rican terrestrial mammals: implications for conservation. *Diversity and Distributions*, 22(1), 43–56. <https://doi.org/10.1111/ddi.12373>
- Gotelli, N. J., y Chao, A. (2013). *Measuring and Estimating Species Richness, Species Diversity, and Biotic Similarity from Sampling Data. Encyclopedia of Biodiversity: Second Edition*. Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384719-5.00424-X>
- Gotelli, N. J., y Colwell, R. K. (2010). Estimating species richness. En *Biological Diversity: Frontiers in Measurement and Assessment* (pp. 39–54).
- Gray, C. L., Hill, S. L. L., Newbold, T., Hudson, L. N., Börger, L., Contu, S., ... Scharlemann, J. P. W. (2016). Local biodiversity is higher inside than outside terrestrial protected areas worldwide. *Nature Communications*, 7(1), 12306. <https://doi.org/10.1038/ncomms12306>
- Haugaasen, T., y Peres, C. A. (2005). Primate assemblage structure in amazonian flooded and unflooded forests. *American Journal of Primatology*, 67(2), 243–258. <https://doi.org/10.1002/ajp.20180>
- Heywood, V. (2006). Monitoring of Areas and Species / Populations to Assess Effectiveness of Conservation / Management Actions Introduction : Surveillance and monitoring. En *A Manual of in situ Conservation* (pp. 295-313.). Londres: Earthscan. Recuperado de http://www.genres.de/genres_eng/agrobiodiv/agrobiodiv_mon.htm,
- Hsieh, T. C., Ma, K. H., y Chao, A. (2016). iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution*, 7(12), 1451–1456. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>
- IUCN. (2019). Red List of Threatened Species-Version 2019-3. Recuperado 21 de diciembre de 2019, de <https://www.iucnredlist.org/>
- Jensen, K. E., Naik, N. N., O’Neal, C., Salmón-Mulanovich, G., Riley-Powell, A. R., Lee, G. O., ... Paz-Soldan, V. A. (2018). Small scale migration along the interoceanic highway in Madre de Dios, Peru: an exploration of community perceptions and dynamics due to migration. *BMC International Health and Human Rights*, 18(1), 12. <https://doi.org/10.1186/s12914-018-0152-8>
- Jimenez, C. F., Quintana, H., Pacheco, V., Melton, D., Torrealva, J., y Tello, G. (2010). Camera trap survey of medium and large mammals in a montane rainforest of northern Peru. *Revista peruana de Biología*, 17(2), 191–196. Recuperado de

- <http://www.scielo.org.pe/pdf/rpb/v17n2/a08v17n2>
- Jost, L. (2006). *Entropy and diversity*. *Oikos*, 113(2), 363–375.
<https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>
- Jost, L. (2010). The Relation between Evenness and Diversity. *Diversity*, 2(2), 207–232.
<https://doi.org/10.3390/d2020207>
- Kays, R., Crofoot, M. C., Jetz, W., y Wikelski, M. (2015). Terrestrial animal tracking as an eye on life and planet. *Science*, 348(6240), aaa2478–aaa2478.
<https://doi.org/10.1126/science.aaa2478>
- Kays, R., Sheppard, J., Mclean, K., Welch, C., Paunescu, C., Wang, V., ... Crofoot, M. (2019). Hot monkey, cold reality: surveying rainforest canopy mammals using drone-mounted thermal infrared sensors. *International Journal of Remote Sensing*, 40(2), 407–419. <https://doi.org/10.1080/01431161.2018.1523580>
- Keuroghlian, A., Desbiez, A., Reyna-Hurtado, R., Altrichter, M., Beck, H., Taber, A., y Fragoso, J. M. V. (2013). Tayassu pecari. Recuperado 1 de marzo de 2020, de <https://www.iucnredlist.org/species/41778/44051115>
- Kirkby, C. (2004). Manual Metodológico para el Monitoreo Ambiental y Socioeconómico de la Reserva de Biosfera del Manu, 132.
- Koleff, P., Gaston, K. J., y Lennon, J. J. (2003). Measuring beta diversity for presence–absence data. *Journal of Animal Ecology*, 72(3), 367–382.
[https://doi.org/10.1046/J.1365-2656.2003.00710.X@10.1111/\(ISSN\)1365-2656.BIODIV](https://doi.org/10.1046/J.1365-2656.2003.00710.X@10.1111/(ISSN)1365-2656.BIODIV)
- Kurten, E. L. (2013). Cascading effects of contemporaneous defaunation on tropical forest communities. *Biological Conservation*, 163, 22–32.
<https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2013.04.025>
- Lawrence, D., y Vandecar, K. (2015). Effects of tropical deforestation on climate and agriculture. *Nature Climate Change*, 5(1), 27–36.
<https://doi.org/10.1038/nclimate2430>
- Leberatto, A. C. (2016). Understanding the illegal trade of live wildlife species in Peru. *Trends in Organized Crime*, 19(1), 42–66. <https://doi.org/10.1007/s12117-015-9262-z>
- Leite-Pitman, M. R. P., y Williams, R. S. . (2011). Atelocynus microtis. Recuperado 28 de septiembre de 2019, de <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2011-2.RLTS.T6924A12814890.en>.
- Leite, R. L., Foster, R. B., y Wachter, T. S. (2009). Mamíferos Grandes del Sudeste de la Amazonía Peruana: Parque Nacional del Manu, Concesión para Conservación Los Amigos y Parque Nacional Alto Purús. Asociación para la Conservación de la Cuenca amazónica (ACCA) y Environmental y Conservation Programs, The. *Adv Nurse Pract*, 10(1), 65–68.
- Lewis, S. L., Brando, P. M., Phillips, O. L., Van Der Heijden, G. M. F., y Nepstad, D. (2011, febrero 4). The 2010 Amazon drought. *Science*. American Association for the Advancement of Science. <https://doi.org/10.1126/science.1200807>
- Ley de Areas Naturales Protegidas (1997). Perú.
- Lindenmayer, D. B., y Likens, G. E. (2010). The science and application of ecological monitoring. *Biological Conservation*, 143(6), 1317–1328.
<https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2010.02.013>
- Magurran, A. E. (2013). *Measuring Biological Diversity*. John Wiley y Sons. Recuperado de

- [https://books.google.com.pe/books?hl=esylr=yid=fljsaxmL_S8CyoI=fndypg=PT7ydq=Magurran,+A.+E.+\(2004\).+Measuring+biological+diversity.+Oxford,+UK:+Black+well+Scientific+Publication.yots=az-hi671B9ysig=Yal9cSxMVz_xQ6N5BuXPMYNunJI#v=onepageyqyf=false](https://books.google.com.pe/books?hl=esylr=yid=fljsaxmL_S8CyoI=fndypg=PT7ydq=Magurran,+A.+E.+(2004).+Measuring+biological+diversity.+Oxford,+UK:+Black+well+Scientific+Publication.yots=az-hi671B9ysig=Yal9cSxMVz_xQ6N5BuXPMYNunJI#v=onepageyqyf=false)
- Marengo, J. A., Nobre, C. A., Tomasella, J., Oyama, M. D., Sampaio de Oliveira, G., de Oliveira, R., ... Brown, I. F. (2008). The Drought of Amazonia in 2005. *Journal of Climate*, 21(3), 495–516. <https://doi.org/10.1175/2007JCLI1600.1>
- Marsh, L.K., Heymann, E. W., y Moura, E. y Ravetta, A. (2018). *Pithecia monachus*. Recuperado 30 de octubre de 2019, de <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T70609726A17971958.en>.
- Marsh, Laura K. (2014). A Taxonomic Revision of the Saki Monkeys, *Pithecia Desmarest*, 1804. *Neotropical Primates*, 21(1), 1–165. <https://doi.org/10.1896/044.021.0101>
- McCullagh, P., y Nelder, J. A. (1998). *Generalized Linear Models* (2nd Editio). London: Chapman y Hall.
- Ministerio de Cultura. (2019). Lista de pueblos indígenas u originarios. Recuperado 20 de agosto de 2019, de <https://bdpi.cultura.gob.pe/pueblos-indigenas?keys=>
- Ministerio del Agricultura y Riego., y Servicio Nacional Forestal y de Fauna Silvestre. Ley Forestal y de Fauna Silvestre N°29763 y sus Reglamentos, 2016 § (2016). Recuperado de <https://www.serfor.gob.pe/wp-content/uploads/2016/03/LFFS-Y-SUS-REGLAMENTOS.pdf>
- Ministerio del Ambiente [MINAM]. (2011). *Informe Final del Estudio de Especies CITES de Primates Peruanos*. Lima: Ministerio del Ambiente.
- Ministerio del Ambiente [MINAM]. (2014). *Estrategia Nacional de Diversidad Biológica al 2021. Plan de Accion 2014-2018*. (Ministerio del Ambiente, Ed.) (1ª ed.). Lima: Ministerio del Ambiente.
- Ministerio del Ambiente [MINAM]. (2015). *Guía de inventario de la fauna silvestre*. Lima. Recuperado de www.minam.gob.pe
- Ministerio del Ambiente [MINAM]. (2019a). *Mapa Nacional de Ecosistemas* (1ra ed.). Lima: Ministerio del Ambiente. Recuperado de www.minam.gob.pe
- Ministerio del Ambiente [MINAM]. (2019b). *Situación actual de las especies de anfibios y reptiles del Perú*.
- Moreno, C. E. (2001). Métodos para medir la biodiversidad. MyT–Manuales y Tesis SEA. *Zaragoza*, 1(922495), 84.
- Moreno, C. E., Barragán, F., Pineda, E., y Pavón, N. P. (2011). Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista mexicana de biodiversidad*, 82(4), 1249–1261. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttextypid=S1870-34532011000400019yIng=esytIng=es.
- Moreno, C. E., Calderón-Patrón, J. M., Martín-Regalado, N., Martínez-Falcón, A. P., Ortega-Martínez, I. J., Ríos-Díaz, C. L., y Rosas, F. (2018). Measuring species diversity in the tropics: a review of methodological approaches and framework for future studies. *Biotropica*, 50(6), 929–941. <https://doi.org/10.1111/btp.12607>
- Moreno, C. E., y Rodríguez, P. (2011). Commentary: Do we have a consistent terminology for species diversity? Back to basics and toward a unifying framework. *Oecologia*, 167(4), 889–892. <https://doi.org/10.1007/s00442-011-2125-7>

- Morisita, M. (1959). Measuring of interspecific association and similarity between communities. *Memoires of the Faculty of Science. Kyushu University Series E*, 3, 65–80.
- Newbold, T., Hudson, L. N., Hill, S. L. L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R. A., ... Purvis, A. (2015). Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, 520(7545), 45–50. <https://doi.org/10.1038/nature14324>
- Oksanen, J., Guillaume Blanchet, F., Friendly, M., land Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., ... Wagner, H. (2019). vegan: Community Ecology Package. *R package version 2.5-4*. Recuperado de <https://cran.r-project.org/package=vegan>
- Oliveira, T.G., de Tortato, M. A., Silveira, L., Kasper, C. B., Mazim, F. D., Lucherini, M. Jácomo, A. T., Soares, J. B. G., ... Sunquist, M. (2010). Ocelot ecology and its effect in the small-felid guild in the lowland Neotropics. En D. W. Macdonald y A. Loveridge (Eds.), *Biology and Conservation of Wild Felids* (pp. 563–584). Oxford: Oxford University Press.
- Orme, C. D. L., Davies, R. G., Burgess, M., Eigenbrod, F., Pickup, N., Olson, V. A., ... Owens, I. P. F. (2005). Global hotspots of species richness are not congruent with endemism or threat. *Nature*, 436(7053), 1016–1019. <https://doi.org/10.1038/nature03850>
- Ortega, H., Hidalgo, M., Trevejo, G., Correa, E., Cortijo, A. M., Meza, V., y Espino, J. (2012). *Lista anotada de los peces de aguas continentales del Perú Estado actual del conocimiento, distribución, usos y aspectos de conservación* (Segunda Ed). Lima: Ministerio del Ambiente. Recuperado de www.minam.gob.pe
- Palmer, R. R., y Koprowski, J. L. (2018). Influence of Time and Flood on Diurnal Mammal Diversity and Story Level Use in Igapó Forest in the Peruvian Amazon. En *Igapó (Black-water flooded forests) of the Amazon Basin* (pp. 135–148). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-90122-0_9
- Palminteri, S., Powell, G. V. N., y Peres, C. A. (2011). Regional-scale heterogeneity in primate community structure at multiple undisturbed forest sites across south-eastern Peru. *Journal of Tropical Ecology*, 27(2), 181–194. <https://doi.org/10.1017/S0266467410000684>
- Patton, J., y Marinho, F. (2016). *Dactylomys dactylinus*. Recuperado 28 de septiembre de 2019, de <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T6221A22209690.en>
- Peet, R. K. (1974). The Measurement of Species Diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 5(1), 285–307. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.05.110174.001441>
- Peres, C. A. (1999). General Guidelines for Standardizing Line-Transects Surveys of Tropical Forest Primates. *Neotropical Primates*, 7(1), 11–16.
- Phillips, O. L., Aragão, L. E. O. C., Lewis, S. L., Fisher, J. B., Lloyd, J., López-González, G., ... Torres-Lezama, A. (2009). Drought sensitivity of the amazon rainforest. *Science*, 323(5919), 1344–1347. <https://doi.org/10.1126/science.1164033>
- Pinheiro, J. C., y Bates, D. M. (2000). Linear Mixed-Effects Models: Basic Concepts and Examples. En *Mixed-Effects Models in S and S-PLUS* (pp. 3–56). New York: Springer-Verlag. https://doi.org/10.1007/0-387-22747-4_1
- Pitman, N. C. A. (2010). An overview of the Los Amigos watershed, Madre de Dios, southeastern Peru. *Draft report for Amazon Conservation Association*, (February), 1–87. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.1620.4329>
- Pitman, N. C. A., Norris, D., Gonzalez, J. M., Torres, E., Pinto, F., Collado, H., ... Flores

- del Castillo, J. C. (2011). Four years of vertebrate monitoring on an upper Amazonian river. *Biodiversity and Conservation*, 20(4), 827–849. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9982-y>
- Plenge, M. A. (2019). Version [02.02.2019] Lista de las aves del Perú. Recuperado de <https://sites.google.com/site/boletinunop/checklist>
- Plumptre, A. J. (2000). Monitoring mammal populations with line transect techniques in African forests. *Journal of Applied Ecology*, 37(2), 356–368. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2000.00499.x>
- Porter, L. M. (2001). Dietary differences among sympatric callitrichinae in northern Bolivia: *Callimico goeldii*, *Saguinus fuscicollis* and *S. labiatus*. *International Journal of Primatology*, 22(6), 961–992. <https://doi.org/10.1023/A:1012013621258>
- Porter, L. M., Sterr, S. M., y Garber, P. A. (2007). Habitat use and ranging behavior of *Callimico goeldii*. *International Journal of Primatology*, 28(5), 1035–1058. <https://doi.org/10.1007/s10764-007-9205-x>
- Potapov, P., Hansen, M. C., Laestadius, L., Turubanova, S., Yaroshenko, A., Thies, C., ... Esipova, E. (2017). The last frontiers of wilderness: Tracking loss of intact forest landscapes from 2000 to 2013. *Science Advances*, 3(1), e1600821. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1600821>
- Proença, V., Martin, L. J., Pereira, H. M., Fernandez, M., McRae, L., Belnap, J., ... van Swaay, C. A. M. (2017). Global biodiversity monitoring: From data sources to Essential Biodiversity Variables. *Biological Conservation*, 213, 256–263. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2016.07.014>
- Reid, F., Helgen, K., y González-Maya, J. . (2016). *Procyon cancrivorus*. Recuperado 28 de septiembre de 2019, de <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T41685A45216426.en>
- Reid, W. V., Mooney, H. A., Cropper, A., Capistrano, D., Carpenter, S. R., Chopra, K., ... Zurek, M. B. (2005). Millennium Ecosystem Assessment Synthesis Report.
- Reyna-Hurtado, R., Naranjo, E., Chapman, C. A., y Tanner, G. W. (2010). Hunting and the conservation of a social ungulate: the white-lipped peccary *Tayassu pecari* in Calakmul, Mexico. *Oryx*, 44(01), 89. <https://doi.org/10.1017/S0030605309990664>
- Reyna-Hurtado, R., Rojas-Flores, E., y Tanner, G. W. (2009). Home Range and Habitat Preferences of White-Lipped Peccaries (*Tayassu pecari*) in Calakmul, Campeche, Mexico. *Journal of Mammalogy*, 90(5), 1199–1209. <https://doi.org/10.1644/08-MAMM-A-246.1>
- Rich, L. N., Davis, C. L., Farris, Z. J., Miller, D. A. W., Tucker, J. M., Hamel, S., ... Kelly, M. J. (2017). Assessing global patterns in mammalian carnivore occupancy and richness by integrating local camera trap surveys. *Global Ecology and Biogeography*, 26(8), 918–929. <https://doi.org/10.1111/geb.12600>
- Roach, N. (2017). *Dinomys branickii*. Recuperado 28 de septiembre de 2019, de <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-2.RLTS.T6608A22199194.en>
- Robinson, J. G. (1981). Vocal regulation of inter- and intragroup spacing during boundary encounters in the titi monkey, *Callicebus moloch*. *Primates*, 22(2), 161–172. <https://doi.org/10.1007/BF02382607>
- Román-Dañobeytia, F., Huayllani, M., Michi, A., Ibarra, F., Loayza-Muro, R., Vázquez, T., ... García, M. (2015). Reforestation with four native tree species after abandoned gold mining in the Peruvian Amazon. *Ecological Engineering*, 85, 39–46. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.09.075>

- Ruiz-García, M., Cerón, A., Pinedo-Castro, M., y Gutierrez-Espeleta, G. (2016). Which Howler Monkey (*Alouatta*, Atelidae, Primates) Taxa is Living in the Peruvian Madre de Dios River (Southern Peru)? Results from Mitochondrial Gene Analyses and some insights in the phyogeny of *Alouatta*. En *Phylogeny, Molecular Population Genetics, Evolutionary Biology and Conservation of the Neotropical Primates*. Edited by M. Ruiz-García and J. M. Shostell (2016). Nova Science Publisher Inc., New York, USA. Book ID: - 5975-.
- Safi, K., Cianciaruso, M. V., Loyola, R. D., Brito, D., Armour-Marshall, K., y Diniz-Filho, J. A. F. (2011). Understanding global patterns of mammalian functional and phylogenetic diversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 366(1577), 2536–2544.
<https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0024>
- Salvador, S., Clavero, M., y Leite Pitman, R. (2011). Large mammal species richness and habitat use in an upper Amazonian forest used for ecotourism. *Mammalian Biology*, 76(2), 115–123. <https://doi.org/10.1016/J.MAMBIO.2010.04.007>
- Schulte-Herbrüggen, B. (2003). Tala ilegal en la Zona Reservada del Alto Purús, a lo largo del río de Las Piedras, Madre de Dios. En *Alto Purús: Biodiversidad, conservación y manejo* (pp. 191–106). Lima: Center for Tropical Conservation.
- Serrano-Villavicencio, J. E., Hurtado, C. M., Vendramel, R. L., y Nascimento, F. O. do. (2019). Reconsidering the taxonomy of the *Pithecia irrorata* species group (Primates: Pitheciidae). *Journal of Mammalogy*, 100(1), 130–141.
<https://doi.org/10.1093/jmammal/gyy167>
- Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado [SERNANP]. (2014). *Plan Maestro del Parque Nacional del Manu 2013-2018*. Recuperado de http://old.sernanp.gob.pe/sernanp/archivos/biblioteca/planes_maestros_2014/PIan Maestro 2013-2018 PN Manu ver pub.pdf
- Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado [SERNANP]. (2019). Nuestra Flora. Recuperado 21 de diciembre de 2019, de <https://www.sernanp.gob.pe/nuestra-flora>
- Shanee, N., Mendoza, A. P., y Shanee, S. (2017). Diagnostic overview of the illegal trade in primates and law enforcement in Peru. *American Journal of Primatology*, 79(11), e22516. <https://doi.org/10.1002/ajp.22516>
- Shukla, J., y Mintz, Y. (1982). Influence of Land-Surface Evapotranspiration on the Earth's Climate. *Science (New York, N.Y.)*, 215(4539), 1498–1501.
<https://doi.org/10.1126/science.215.4539.1498>
- Silveira, L., Jácomo, A. T. A., y Diniz-Filho, J. A. F. (2003). Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation*, 114(3), 351–355. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00063-6](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00063-6)
- Smith, F. A., Doughty, C. E., Malhi, Y., Svenning, J. C., y Terborgh, J. (2016). Megafauna in the Earth system. *Ecography*, 39(2), 99–108.
<https://doi.org/10.1111/ecog.02156>
- Smouse, P. E., Long, J. C., y Sokal, R. R. (1986). Multiple regression and correlation extensions of the mantel test of matrix correspondence. *Systematic Zoology*, 35(4), 627–632. <https://doi.org/10.2307/2413122>
- Sobral, M., Silvius, K. M., Overman, H., Oliveira, L. F. B., Raab, T. K., y Fragoso, J. M. V. (2017). Mammal diversity influences the carbon cycle through trophic interactions in the Amazon. *Nature Ecology y Evolution*, 1(11), 1670–1676.

- <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0334-0>
- Socolar, J. B., Gilroy, J. J., Kunin, W. E., y Edwards, D. P. (2016). How Should Beta-Diversity Inform Biodiversity Conservation? *Trends in Ecology y Evolution*, 31(1), 67–80. <https://doi.org/10.1016/J.TREE.2015.11.005>
- Solano, P. (2005). *La esperanza es verde: áreas naturales protegidas en el Perú*. (R. Del Aguila, Ed.) (Primera). Lima: Sociedad Peruana de Derecho Ambiental.
Recuperado de <http://cdam.minam.gob.pe:8080/handle/123456789/364>
- Southworth, J., Marsik, M., Qiu, Y., Perz, S., Cumming, G., Stevens, F., ... Barnes, G. (2011). Roads as Drivers of Change: Trajectories across the Tri-National Frontier in MAP, the Southwestern Amazon. *Remote Sensing*, 3(5), 1047–1066.
<https://doi.org/10.3390/rs3051047>
- Stalin, O., Zuri Paredes, L., Norris, D., Gomes De Oliveira, T., y Michalski, F. (2017). Water availability not fruitfall modulates the dry season distribution of frugivorous terrestrial vertebrates in a lowland Amazon forest.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0174049>
- Steenweg, R., Hebblewhite, M., Kays, R., Ahumada, J., Fisher, J. T., Burton, C., ... Rich, L. N. (2017). Scaling-up camera traps: monitoring the planet's biodiversity with networks of remote sensors. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 15(1), 26–34. <https://doi.org/10.1002/fee.1448>
- Stone, A. I. (2007). Responses of squirrel monkeys to seasonal changes in food availability in an eastern Amazonian forest. *American Journal of Primatology*, 69(2), 142–157. <https://doi.org/10.1002/ajp.20335>
- Sullón, N., Huamancayo, E., Mori, M., y Carbajal, V. (2013). *Documento nacional de lenguas originarias Perú*. Ministerio de Educación.
- Taylor, P. G., Cleveland, C. C., Wieder, W. R., Sullivan, B. W., Doughty, C. E., Dobrowski, S. Z., y Townsend, A. R. (2017). Temperature and rainfall interact to control carbon cycling in tropical forests. *Ecology Letters*, 20(6), 779–788.
<https://doi.org/10.1111/ele.12765>
- Ter Steege, H., Pitman, N., Sabatier, D., Castellanos, H., Van Der Hout, P., Daly, D. C., ... Morawetz, W. (2003). A spatial model of tree α -diversity and tree density for the Amazon. *Biodiversity and Conservation*, 12(11), 2255–2277.
<https://doi.org/10.1023/A:1024593414624>
- Thomas, L., Buckland, S. T., Rexstad, E. A., Laake, J. L., Strindberg, S., Hedley, S. L., ... Burnham, K. P. (2010, febrero). Distance software: Design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology*.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01737.x>
- Thomsen, P. F., y Willerslev, E. (2015). Environmental DNA – An emerging tool in conservation for monitoring past and present biodiversity. *Biological Conservation*, 183, 4–18. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2014.11.019>
- Tilman, D., Clark, M., Williams, D. R., Kimmel, K., Polasky, S., y Packer, C. (2017). Future threats to biodiversity and pathways to their prevention. *Nature*, 546(7656), 73–81. <https://doi.org/10.1038/nature22900>
- Tobler, M. W., Carrillo-Percegué, S. E., Pitman, R. L., Mares, R., y Powell, G. (2008). An evaluation of camera traps for inventorying large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation*, 11(3), 169–178.
[https://doi.org/10.1111/J.1469-1795.2008.00169.X@10.1111/\(ISSN\)1469-1795.TRAPPING](https://doi.org/10.1111/J.1469-1795.2008.00169.X@10.1111/(ISSN)1469-1795.TRAPPING)

- Townsend, W. R. (2001). *Callithrix pygmaea*. En *Mammalian Species* (Vol. 665, pp. 1–6). American Society of Mammalogists. [https://doi.org/10.1644/1545-1410\(2001\)665<0001:cp>2.0.co;2](https://doi.org/10.1644/1545-1410(2001)665<0001:cp>2.0.co;2)
- University of Michigan-Museum of Zoology. (2004). Animal Diversity Web. Recuperado 21 de diciembre de 2019, de <https://animaldiversity.org/>
- V., P., Inche, B., y Wust, W. (2018). *Mamíferos del Perú*. Lima: Grupo La República Publicaciones S.A.
- Valentini, A., Taberlet, P., Miaud, C., Civade, R., Herder, J., Thomsen, P. F., ... Dejean, T. (2016). Next-generation monitoring of aquatic biodiversity using environmental DNA metabarcoding. *Molecular Ecology*, 25(4), 929–942. <https://doi.org/10.1111/mec.13428>
- Varela, D., Flesher, K., Cartes, J. L., de Bustos, S., Chalukian, S., Ayala, G., y Richard-Hansen, C. (2019). *Tapirus terrestris*. Recuperado 1 de marzo de 2020, de <https://www.iucnredlist.org/species/21474/45174127>
- Veiga, L.M., Wallace, R. B., y Ferrari, S. F. (2008). *Callicebus brunneus*. Recuperado 11 de mayo de 2020, de <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T41558A10479157.en>.
- Wallace, R. B., Mittermeier, R. A., Cornejo, F., y Boubli, J.-P. (2008). *Ateles chamek*. Recuperado 1 de marzo de 2020, de <https://www.iucnredlist.org/species/41547/10497375>
- White, L., and Edwards, A. (2000). *Conservation research in the African rainforests: a technical handbook*. *Wildlife Conservation Society*. The Wildlife Conservation Society, New York, U. S. A.
- Wittmann, F., y Junk, W. J. (2016). The Wetland Book. *The Wetland Book*, 1–20. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-6172-8>
- Wright, S. J. (2003). The myriad consequences of hunting for vertebrates and plants in tropical forests. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 6(1–2), 73–86. <https://doi.org/10.1078/1433-8319-00043>
- Yoccoz, N. G., Nichols, J. D., y Boulinier, T. (2001). Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology y Evolution*, 16(8), 446–453. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(01\)02205-4](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(01)02205-4)
- Zimble-DeLorenzo, H. S., y Stone, A. I. (2011). Integration of field and captive studies for understanding the behavioral ecology of the squirrel monkey (*Saimiri* sp.). *American Journal of Primatology*, 73(7), 607–622. <https://doi.org/10.1002/ajp.20946>
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., y Elphick, C. S. (2010). A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution*, 1(1), 3–14. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2009.00001.x>

ANEXOS

Anexo 1. Descripción de la información presente en las bases de datos de los periodos de monitoreos 2005-2008 y 2015-2015. La descripción de las columnas fue adaptada de la que se encuentra en base de datos de ACCA.

Periodo 1 (2005-2008)

Columna	Descripción
Número de transecto	Número de transecto o código que asocia todos los avistamientos registrados en un solo transecto.
Mes de monitoreo	El mes al que corresponde el recorrido realizado. Esto no es necesariamente el mes en que se realizó el muestreo, ya que a veces, los muestreos realizados a principios de un mes, correspondían al mes anterior.
Mes consecutivo	Indica el número consecutivo del mes de muestreo. Por ejemplo, 10 indicaría el décimo mes consecutivo de muestreo.
Año	Año en el que se realizó el recorrido
Fecha	La fecha en que se realizó el muestreo (dd/mm/aaaa).
Nombre del transecto	El nombre del transecto muestreado.
Turno	Si el muestreo se realizó en la noche (turno nocturno) o en la mañana (turno diurno).
Hora de inicio	Hora en la que inició el recorrido del transecto (hh:mm)
Hora de fin	Hora en la que finalizó el recorrido del transecto (hh:mm)
Duración	Tiempo que duró todo el recorrido al transecto.
Distancia muestreada	La distancia total muestreada en metros.
Nombre de la especie	Nombre de la especie registrada.
Código de la especie	Código de la especie registrada; primera letra de la especie seguida por las tres primeras letras del género.
Clasificación de la especie	Tipo de animal registrado (Small mammal, medium mammal, large mammal, small primate, large primate, reptile). Primate small = body weight less than 1 kg; primate medium = 1-3 kg; primate large = larger than 3 kg. Terrestrial small = body weight less than 1 kg; terrestrial medium = 1-5 kg; terrestrial large = larger than 5 kg.
Tipo de registro	Tipo de registro (Visual, Auditory, Track, Faeces, Hair, Smell, Bones)
Hora de registro	Hora en la que se realizó el registro (hh:mm)
Número de registros individuales	Número de animales registrados durante encuentro.
Distancia en transecto	Distancia progresiva en la cual se registró el encuentro (m).

Distancia perpendicular	Distancia perpendicular del centro del transecto al centro del grupo encontrado (m).
Juveniles	Número de juveniles observados, si es que los había.
Notas	Comportamiento del animal registrado u alguna otra observación.
Nombre de los observadores	Nombres completos de los observadores.

Periodo 2 (2015-2017)

Columna	Descripción
Estación	Transectos realizados, trocha KILO o PURA VIDA
Fecha	Día, mes y año del muestreo
Turno	Si el transecto fue realizado en la mañana DIURNO o al final del día NOCTURNO
Hora inicio	Hora y minutos hh mm (en hora militar) en la que se inició el transecto
Hora fin	Hora y minutos hh mm (en hora militar) en la que se finalizó el transecto
Distancia censada	Cantidad de metros en los que se realizó el transecto. Cuando el transecto es interrumpido, se colocan sólo los metros hasta los que se hizo el muestreo.
Clima	Estimación del clima, como DESPEJADO o NUBLADO
Hora	Hora y minutos hh mm en la que se registra un animal
Distancia trocha	Los metros desde el inicio del transecto en los que se hizo el registro
Nombre Local	nombre común del animal registrado
Nombre científico	Nombre científico del animal registrado
Margen trocha	A qué lado de la trocha se encontraba el animal registrado DERECHA, IZQUIERDA o en la misma TROCHA
Distancia perpendicular	Distancia perpendicular en metros desde el transecto hasta el animal registrado.
Tipo observación	Si el registro fue huellas (H), un animal que se observó (O), o un animal que se escuchó (E)
N° individuos	Cantidad de individuos en el avistamiento
Ancho grupo	Estimación del ancho del grupo en metros.

Observadores	Nombre de los observadores
Observaciones	Cualquier observación o nota que fuera necesaria considerar. Por ejemplo, interrupción el muestreo, lluvias o friaje.

Anexo 2. Descripción del esfuerzo de muestreo (N° de recorridos, Kilómetros totales y Horas totales) según sitio, durante las fechas incluidas en cada año de monitoreo correspondientes al Periodo 1 (2005-2008) y Periodo 2 (2015-2017)

Periodo 1 (2005-2008)

Año	N° de recorridos al transecto	Kilómetros totales	Horas totales
UNO	121	495.32	468:47
F1a	17	68.00	67:01
F1b	18	68.70	69:40
F2a	21	84.00	84:38
F2b	22	93.24	88:25
F3a	20	79.79	72:49
F3b	23	101.59	86:14
DOS	135	567.61	514:37
F1a	20	80.64	78:13
F1b	20	81.26	75:39
F2a	25	97.72	94:46
F2b	24	99.59	89:15
F3a	22	96.52	85:11
F3b	22	103.88	83:47
F5a	2	8.00	7:46
TRES	158	649.22	609:21
F1a	21	83.49	80:13
F1b	22	93.85	87:13
F2a	24	95.38	96:33
F2b	24	101.73	94:34
F3a	23	95.68	86:53
F3b	21	89.07	75:53
F5a	23	90.01	88:02
Total Periodo 1	414	1712.14	1592:45

Periodo 2 (2015-2017)

Año	N° recorridos al transecto	Kilómetros totales	Horas totales
UNO	43	82.5	86:54
Kilo	21	39.45	41:22
PuraVida	22	43.05	45:32

DOS	46	92	96:42
Kilo	22	44	46:30
PuraVida	24	48	50:12
Total, general	89	174.5	183:36

Anexo 3. Avistamientos por especie durante el Periodo 1 (2005-2008) y Periodo 2 (2015-2017) clasificados según hábitat (Altura, Bajío), Temporada (Húmeda, Seca) y Turno de monitoreo (D=diurno, N=nocturno).

Periodo 1 (2005-2008)

Especies	Altura				Bajío				Total
	Húmeda		Seca		Húmeda		Seca		
	D	N	D	N	D	N	D	N	
<i>Alouatta seniculus</i>	12	0	16	0	15	1	15	1	60
<i>Aotus nigriceps</i>	2	36	4	29	2	36	2	39	150
<i>Ateles chamek</i>	60	11	58	7	43	13	66	20	278
<i>Caluromys lanatus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Cebus albifrons</i>	2	0	6	0	5	0	2	0	15
<i>Coendou bicolor</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Cuniculus paca</i>	0	7	0	4	0	4	1	13	29
<i>Dactylomys dactylinus</i>	0	8	0	5	0	7	0	10	30
<i>Dasyprocta punctata</i>	13	1	13	1	9	0	13	3	53
<i>Dasyprocta septemcinctus</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Didelphis marsupialis</i>	0	1	0	2	0	2	0	1	6
<i>Eira barbara</i>	0	0	2	0	1	0	1	0	4
<i>Lagothrix lagotricha</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Leopardus pardalis</i>	0	2	1	2	0	0	1	7	13
<i>Mazama americana</i>	3	3	3	6	3	2	5	4	29
<i>Mazama nemorivaga</i>	1	2	4	2	4	1	3	5	22
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	0	0	1	0	1	0	1	0	3
<i>Nasua</i>	0	0	0	0	1	0	2	0	3
<i>Panthera onca</i>	1	0	3	1	2	1	5	2	15
<i>Pecari tajacu</i>	5	0	8	0	6	1	8	1	29
<i>Pithecia irrorata</i>	15	2	7	0	5	0	8	0	37
<i>Plecturocebus brunneus</i>	40	0	32	0	27	1	30	0	130
<i>Potos flavus</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Priodontes maximus</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	2
<i>Puma concolor</i>	0	0	1	0	0	1	1	1	4
<i>Saguinus fuscicollis</i>	26	0	22	0	23	0	23	0	94
<i>Saguinus imperator</i>	9	0	10	0	12	0	10	0	41

<i>Saimiri boliviensis</i>	12	2	17	2	14	3	13	1	64
<i>Sapajus apella</i>	11	3	35	3	35	3	41	5	136
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	0	1	1	0	0	0	0	3	5
<i>Tapirus terrestris</i>	7	9	4	11	5	10	8	9	63
<i>Tayassu pecari</i>	21	0	10	0	11	2	13	6	63
Total, general	240	82	260	77	225	89	272	131	1383

Periodo 2 (2005-2008)

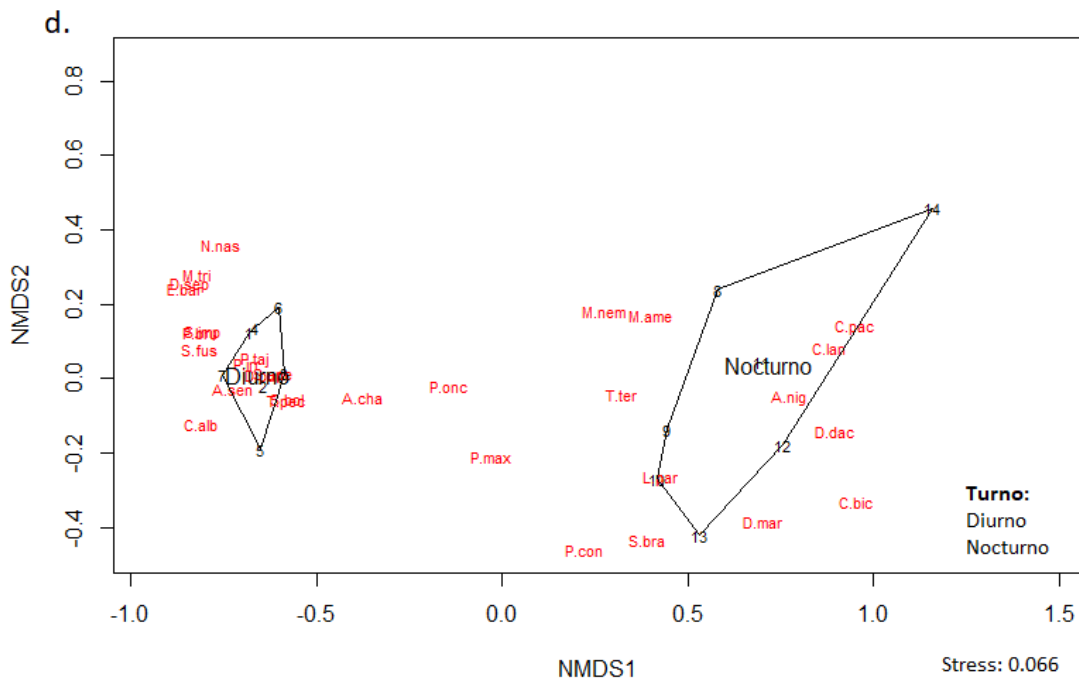
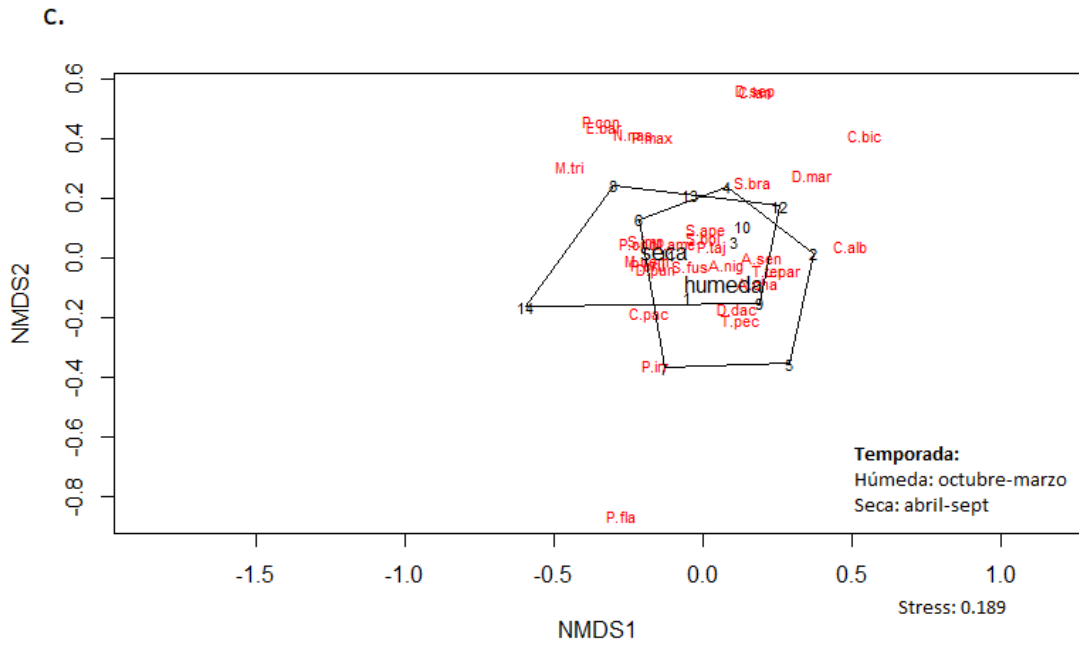
Especies	Altura				Bajo				Total
	Húmeda		Seca		Húmeda		Seca		
	D	N	D	N	D	N	D	N	
<i>Agouti paca</i>	0	0	0	2	0	0	0	1	3
<i>Alouatta seniculus</i>	4	0	5	0	10	0	9	0	28
<i>Aotus nigriceps</i>	2	5	0	3	0	10	0	8	28
<i>Ateles chamek</i>	9	2	7	0	4	0	3	0	25
<i>Plecturocebus brunneus</i>	11	0	11	0	12	0	8	0	42
<i>Cebus albifrons</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Sapajus apella</i>	5	0	6	0	1	0	5	0	17
<i>Dactylomys dactylinus</i>	0	10	0	6	0	21	0	14	51
<i>Dasyprocta punctata</i>	1	0	1	0	2	0	0	0	4
<i>Didelphis marsupialis</i>	0	0	0	0	0	1	0	2	3
<i>Leopardus pardalis</i>	0	0	0	0	0	2	0	1	3
<i>Mazama americana</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Pantera onca</i>	0	0	1	0	0	0	3	0	4
<i>Pithecia irrorata</i>	1	0	2	0	0	0	0	0	3
<i>Saguinus fuscicollis</i>	5	0	5	0	1	0	1	0	12
<i>Saguinus imperator</i>	3	0	1	0	5	0	1	0	10
<i>Saimiri boliviensis</i>	3	0	9	0	2	0	4	0	18
<i>Tapirus terrestris</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	2
<i>Tayassu pecari</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	1
Total general	46	17	49	13	38	34	37	27	261

Anexo 4. Análisis de diversidad beta (Coeficiente de Sørensen) entre pares de transectos permanentes del periodo 1. Entre paréntesis se encuentra el coeficiente de correlación de Pearson entre el índice de Sørensen y la distancia geográfica entre pares de sitios y el nivel de significancia de dicha correlación

		F1a	F1b	F2a	F2b	F3a	F3b
Beta Sørensen de recambio (r=0.12) (p= 0.676)	F1b	0.0952					
	F2a	0.1304	0.0000				
	F2b	0.1304	0.0476	0.0869			
	F3a	0.1363	0.0476	0.0454	0.0909		
	F3b	0.0869	0.0000	0.0434	0.1200	0.0455	
	F5a	0.1000	0.1000	0.1000	0.1000	0.1000	0.1000
Beta Sørensen de anidamiento (r=0.44) (p=0.938)	F1b	0.0411					
	F2a	0.0000	0.0454				
	F2b	0.0362	0.0828	0.0380			
	F3a	0.0191	0.0221	0.0212	0.0580		
	F3b	0.0380	0.0869	0.0398	0.0000	0.0609	
	F5a	0.0627	0.0219	0.0627	0.1000	0.0428	0.1000
Beta Sørensen total (r=0.42) (p=0.917)	F1b	0.1363					
	F2a	0.1304	0.0454				
	F2b	0.1666	0.1304	0.1250			
	F3a	0.1555	0.0697	0.0666	0.1489		
	F3b	0.1250	0.0869	0.0833	0.1200	0.1063	
	F5a	0.1627	0.1219	0.1627	0.2000	0.1428	0.2000

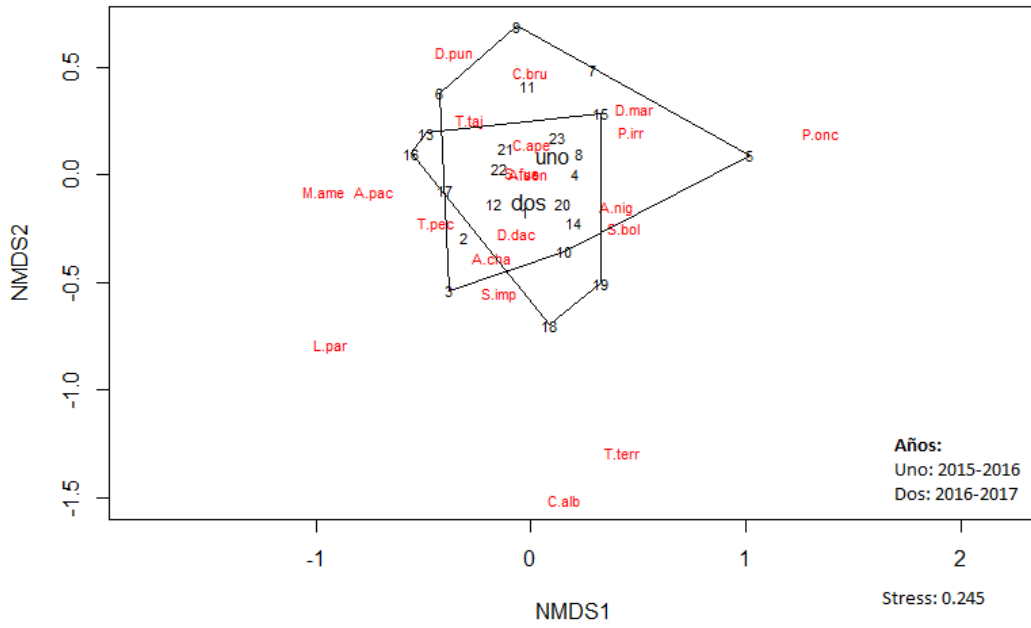
Anexo 5. Análisis de diversidad beta (Índice Morisita-Horn) entre pares de transectos permanentes del periodo 1. Entre paréntesis se encuentra el coeficiente de correlación de Pearson entre el índice y la distancia geográfica entre pares de sitios y el nivel de significancia de dicha correlación

		F1a	F1b	F2a	F2b	F3a	F3b
Morisita-Horn (r=0.16) (p=0.819)	F1a	1	0.8541	0.9628	0.9645	0.8198	0.9103
	F1b	0.8541	1	0.8883	0.8279	0.9130	0.8152
	F2a	0.9628	0.8883	1	0.96455	0.8821	0.924
	F2b	0.9645	0.8279	0.9645	1	0.8074	0.9173
	F3a	0.8198	0.9130	0.8821	0.8074	1	0.8083
	F3b	0.9103	0.8152	0.924	0.9173	0.8083	1

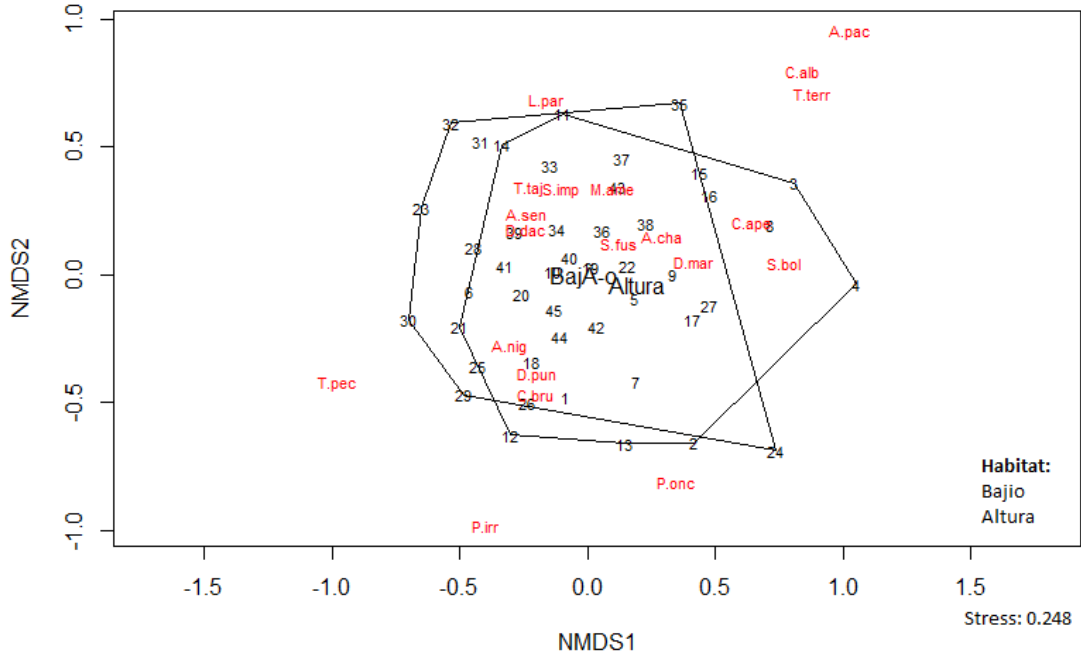


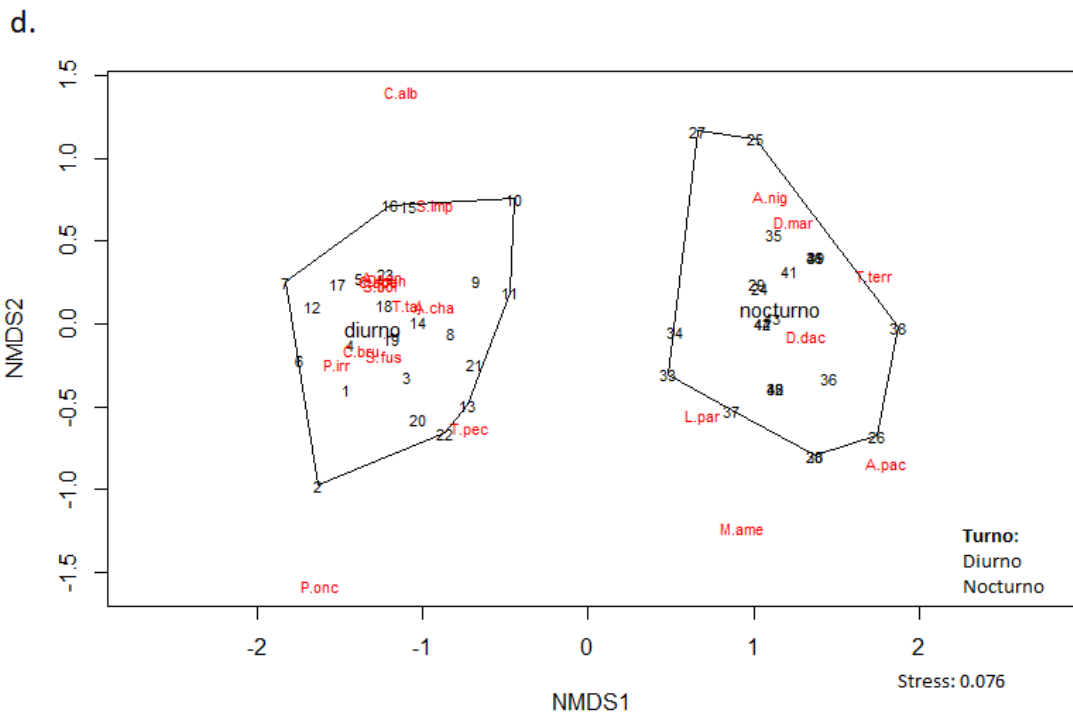
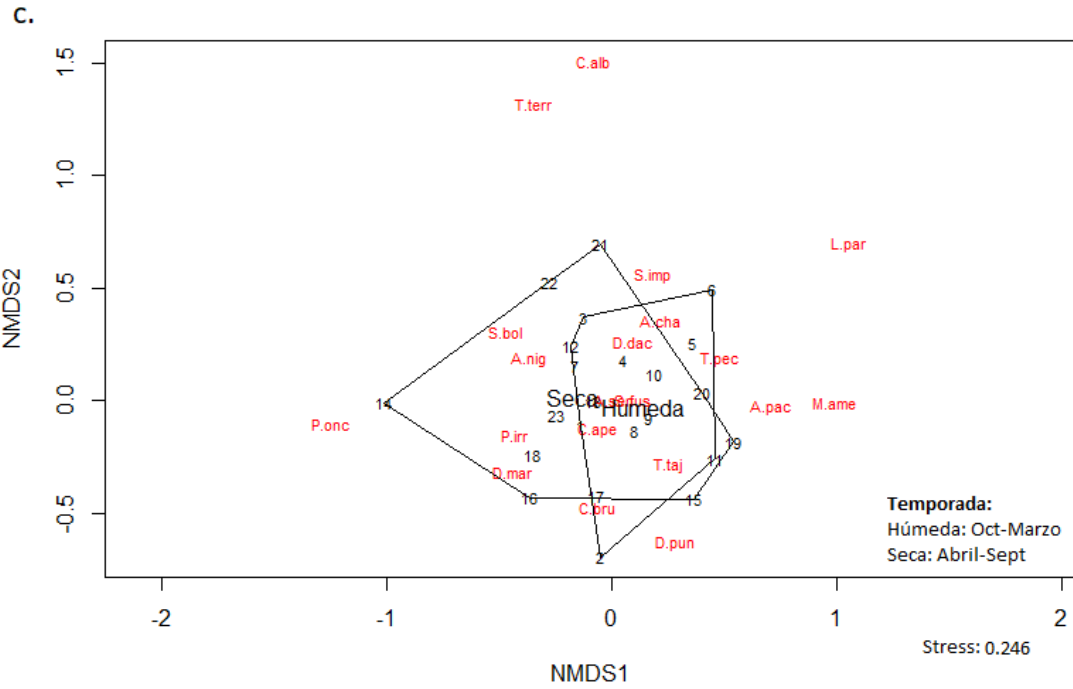
Periodo 2: 2015-2017

a.



b.





Anexo 7: Tasa de avistamiento cruda (Individuos/10 km) de las especies observadas durante el periodo 1 y periodo 1. Arb=Arboreo, Terr=Terrestres

Periodo 1 (2005-2008)

	AÑO 1 (2005-2006)							AÑO 2 (2006-2007)							AÑO 3 (2007-2008)								
	F1a	F1b	F2a	F2b	F3a	F3b	media	F1a	F1b	F2a	F2b	F3a	F3b	F5a	media	F1a	F1b	F2a	F2b	F3a	F3b	F5a	media
km recorridos	72	69	84	93	80	102		81	81	98	100	97	104	8		83	94	95	102	96	89	90	
Arb. Diurno	4.72	5.07	4.76	5.70	4.88	3.24	4.73	7.04	6.54	6.22	5.10	4.54	6.15	6.25	5.98	4.94	3.19	4.11	3.73	3.65	5.84	5.78	4.46
<i>A. seniculus</i>	0.14	0.43	0.36	0.48	0.48	0.36	0.37	0.12	0.37	0.51	0.50	0.52	0.48	0.00	0.36	0.24	0.11	0.42	0.10	0.52	0.45	0.11	0.28
<i>A. chamek</i>	1.53	2.61	1.07	1.55	1.90	1.19	1.64	1.85	2.84	2.14	1.60	2.47	1.25	0.00	1.74	1.81	1.49	1.58	1.08	1.67	1.35	0.67	1.38
<i>C. albifrons</i>	0.00	0.14	0.00	0.00	0.12	0.00	0.04	0.25	0.00	0.00	0.00	0.31	0.00	0.00	0.08	0.00	0.43	0.11	0.00	0.21	0.11	0.00	0.12
<i>L. lagotricha</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.11	0.02
<i>P. irrorata</i>	0.42	0.00	0.24	0.24	0.12	0.24	0.21	0.12	0.25	0.10	0.40	0.21	0.00	2.50	0.51	0.00	0.11	0.21	0.00	0.21	0.11	1.00	0.23
<i>P. brunneus</i>	0.83	0.29	0.83	1.55	0.12	0.24	0.64	1.85	0.25	1.33	1.30	0.00	0.96	0.00	0.81	1.20	0.00	0.63	0.69	0.31	0.56	1.67	0.72
<i>S. fuscicollis</i>	0.42	0.29	0.60	0.95	0.71	0.71	0.61	0.37	0.37	0.92	0.20	0.31	0.87	1.25	0.61	0.84	0.21	0.21	0.59	0.21	0.90	0.78	0.53
<i>S. imperator</i>	0.42	0.14	0.24	0.24	0.12	0.48	0.27	0.37	0.12	0.31	0.00	0.00	0.87	0.00	0.24	0.12	0.11	0.11	0.10	0.21	0.34	0.33	0.19
<i>S. boliviensis</i>	0.14	0.14	0.24	0.36	0.48	0.24	0.27	0.74	0.49	0.51	0.40	0.62	0.58	1.25	0.66	0.12	0.00	0.32	0.29	0.21	0.79	0.33	0.29
<i>S. apella</i>	0.83	1.01	1.19	0.95	0.60	0.48	0.84	1.36	1.85	0.41	0.70	0.10	1.15	1.25	0.97	0.60	0.74	0.53	0.88	0.10	1.24	0.78	0.70
Arb. Nocturno	0.97	1.16	0.83	1.67	1.67	2.26	1.43	0.74	0.99	1.12	0.80	1.03	0.58	5.00	1.47	0.84	0.96	1.16	1.08	1.15	1.12	0.89	1.03
<i>A. nigriceps</i>	0.97	1.01	0.60	0.95	1.19	1.67	1.07	0.74	0.86	1.02	0.60	0.82	0.48	3.75	1.18	0.72	0.85	1.05	0.98	0.63	0.90	0.67	0.83
<i>C. lanatus</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.10	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>C. bicolor</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.12	0.00	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>D. dactylinus</i>	0.00	0.14	0.12	0.60	0.24	0.48	0.26	0.00	0.12	0.00	0.10	0.21	0.10	0.00	0.08	0.12	0.00	0.11	0.10	0.52	0.22	0.22	0.18
<i>D. marsupialis</i>	0.00	0.00	0.12	0.12	0.12	0.12	0.08	0.00	0.00	0.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.11	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02
<i>P. flavus</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.25	0.18	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Terr. Diurno	1.53	0.29	0.36	0.71	0.36	1.07	0.72	0.12	0.25	0.31	0.50	0.00	0.48	0.00	0.24	0.60	0.32	0.32	0.29	0.10	0.67	0.89	0.46
<i>D. punctata</i>	1.39	0.29	0.36	0.60	0.36	0.60	0.60	0.00	0.25	0.31	0.20	0.00	0.29	0.00	0.15	0.12	0.11	0.21	0.10	0.00	0.34	0.78	0.24
<i>D. septemcinctus</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.10	0.00	0.00	0.00	0.01
<i>E. barbara</i>	0.14	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	0.00	0.00	0.00	0.10	0.00	0.00	0.00	0.01	0.12	0.00	0.00	0.10	0.00	0.00	0.00	0.03
<i>M. tridactyla</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.12	0.02	0.00	0.00	0.00	0.10	0.00	0.00	0.00	0.01	0.12	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02
<i>N. nasua</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.12	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.10	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.11	0.00	0.02
<i>P. onca</i>	0.00	0.00	0.00	0.12	0.00	0.24	0.06	0.12	0.00	0.00	0.10	0.00	0.10	0.00	0.05	0.24	0.21	0.11	0.00	0.10	0.22	0.11	0.14

Terr. Diur y Noct	0.69	2.03	0.83	1.43	0.95	1.07	1.17	1.36	1.23	0.92	1.10	0.41	0.67	0.00	0.81	0.36	0.43	0.32	0.29	0.42	0.22	1.89	0.56
<i>M. americana</i>	0.00	0.29	0.24	0.12	0.12	0.12	0.15	0.12	0.00	0.31	0.20	0.10	0.38	0.00	0.16	0.24	0.00	0.21	0.10	0.21	0.11	0.33	0.17
<i>M. nemorivaga</i>	0.00	0.29	0.12	0.36	0.12	0.00	0.15	0.49	0.00	0.10	0.50	0.00	0.10	0.00	0.17	0.00	0.11	0.00	0.10	0.00	0.00	0.22	0.06
<i>P. tajacu</i>	0.14	0.14	0.00	0.36	0.36	0.36	0.23	0.49	0.25	0.10	0.20	0.10	0.19	0.00	0.19	0.12	0.11	0.00	0.10	0.00	0.11	0.22	0.09
<i>T. pecari</i>	0.56	1.30	0.48	0.60	0.36	0.60	0.65	0.25	0.99	0.41	0.20	0.21	0.00	0.00	0.29	0.00	0.21	0.11	0.00	0.21	0.00	1.11	0.23
Terr. Nocturno	0.42	1.45	1.19	1.07	0.60	0.71	0.91	0.37	0.99	1.22	0.80	0.62	0.38	0.00	0.63	0.48	0.43	0.42	0.78	0.21	0.34	0.78	0.49
<i>C. paca</i>	0.00	0.29	0.24	0.48	0.00	0.24	0.21	0.12	0.12	0.10	0.40	0.31	0.19	0.00	0.18	0.00	0.00	0.00	0.29	0.00	0.00	0.44	0.11
<i>L. pardalis</i>	0.00	0.43	0.24	0.00	0.00	0.00	0.11	0.00	0.25	0.20	0.10	0.00	0.00	0.00	0.08	0.00	0.00	0.21	0.00	0.00	0.11	0.00	0.05
<i>P. maximus</i>	0.00	0.00	0.12	0.00	0.00	0.00	0.02	0.12	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>P. concolor</i>	0.14	0.00	0.00	0.00	0.00	0.36	0.08	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>S. brasiliensis</i>	0.00	0.00	0.00	0.12	0.00	0.00	0.02	0.00	0.00	0.10	0.00	0.00	0.10	0.00	0.03	0.00	0.00	0.11	0.00	0.10	0.00	0.00	0.03
<i>T. terrestris</i>	0.28	0.72	0.60	0.48	0.60	0.12	0.46	0.12	0.62	0.82	0.30	0.31	0.10	0.00	0.32	0.48	0.43	0.11	0.49	0.10	0.22	0.33	0.31
Total general	8.61	10.00	7.98	11.19	8.45	9.05	9.21	10.00	10.00	9.90	8.40	6.80	8.46	11.25	9.26	7.71	5.32	6.63	6.37	5.63	8.65	10.33	7.23

Periodo 2 (2015-2018)

Especie	AÑO 1 (2015-2016)			AÑO 2 (2016-2017)		
	Kilo	Pura Vida	media	Kilo	Pura Vida	media
Arboreo Diurnos	11.41	6.50	8.96	10.23	7.92	9.07
<i>A. seniculus</i>	0.76	2.32	1.54	1.36	1.88	1.62
<i>A. chamek</i>	2.28	0.23	1.26	2.05	1.25	1.65
<i>C. brunneus</i>	2.79	2.32	2.56	2.50	2.08	2.29
<i>C. albifrons</i>	0.00	0.00	0.00	0.23	0.00	0.11
<i>C. apella</i>	1.52	0.23	0.88	1.14	1.04	1.09
<i>P. irrorata</i>	0.25	0.00	0.13	0.45	0.00	0.23
<i>S. fuscicollis</i>	2.03	0.23	1.13	0.45	0.21	0.33
<i>S. imperator</i>	0.51	0.70	0.60	0.45	0.63	0.54
<i>S. boliviensis</i>	1.27	0.46	0.87	1.59	0.83	1.21
Arboreo Nocturno	2.03	5.81	3.92	4.09	6.46	5.27
<i>A. nigriceps</i>	0.51	2.56	1.53	1.82	1.46	1.64
<i>D. dactylinus</i>	1.52	2.79	2.15	2.27	4.79	3.53
<i>D. marsupialis</i>	0.00	0.46	0.23	0.00	0.21	0.10
Terrestre Diurno	0.76	0.93	0.84	0.00	0.21	0.10
<i>D. punctata</i>	0.51	0.23	0.37	0.00	0.21	0.10
<i>P. onca</i>	0.25	0.70	0.48	0.00	0.00	0.00
Terrestre Diur y Noct	0.25	0.70	0.48	0.23	0.42	0.32
<i>M. americana</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.21	0.10
<i>T. pecari</i>	0.00	0.00	0.00	0.23	0.00	0.11
<i>T. tajacu</i>	0.25	0.70	0.48	0.00	0.21	0.10
Terrestre Nocturno	0.25	0.46	0.36	0.68	0.42	0.55
<i>A. paca</i>	0.25	0.00	0.13	0.23	0.21	0.22
<i>L. pardalis</i>	0.00	0.46	0.23	0.00	0.21	0.10
<i>T. terrestris</i>	0.00	0.00	0.00	0.45	0.00	0.23
Total general	14.70	14.40	14.55	15.23	15.42	15.32

Anexo 8. Prueba de Similaridad Porcentual (SIMPER) para evaluar la contribución porcentual de cada especie a la disimilaridad observada según el turno (diurno o nocturno) de monitoreo. Las disimilitudes fueron calculadas usando el índice de Bray-Curtis. Contrib. % = Contribución porcentual de cada especie a la disimilaridad total. Acumulado % = Acumulado Porcentual



Periodo 1









Especie	Disimilaridad promedio	Contrib. %	Acumulado %	Media Diurno	Media Nocturno
<i>Ateles chamek</i>	13.15	16.32	16.32	32.40	7.29
<i>Aotus nigriceps</i>	9.58	11.89	28.21	1.43	20.00
<i>Plecturocebus brunneus</i>	9.16	11.37	39.58	18.40	0.14
<i>Sapajus apella</i>	7.77	9.65	49.23	17.40	2.00
<i>Saguinus fuscicollis</i>	6.73	8.35	57.58	13.40	0.00
<i>Alouatta seniculus</i>	4.00	4.96	62.54	8.29	0.29
<i>Tayassu pecari</i>	3.82	4.74	67.28	7.86	1.14
<i>Saimiri boliviensis</i>	3.47	4.31	71.59	8.00	1.14
<i>Dasyprocta punctata</i>	3.18	3.94	75.54	6.86	0.71
<i>Saguinus imperator</i>	2.87	3.57	79.10	5.86	0.00
<i>Pithecia irrorata</i>	2.71	3.36	82.46	5.00	0.29
<i>Dactylomys dactylinus</i>	2.20	2.73	85.19	0.00	4.29
<i>Cuniculus paca</i>	2.00	2.48	87.67	0.14	4.00
<i>Tapirus terrestris</i>	1.92	2.38	90.05	3.43	5.57
<i>Pecari tajacu</i>	1.79	2.22	92.27	3.86	0.29
<i>Cebus albifrons</i>	1.13	1.40	93.67	2.14	0.00
<i>Mazama americana</i>	0.90	1.12	94.79	2.00	2.14
<i>Leopardus pardalis</i>	0.77	0.95	95.74	0.29	1.57
<i>Mazama nemorivaga</i>	0.70	0.87	96.61	1.71	1.43
<i>Panthera onca</i>	0.62	0.78	97.39	1.57	0.57
<i>Didelphis marsupialis</i>	0.42	0.52	97.91	0.00	0.86
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	0.29	0.36	98.27	0.14	0.57
<i>Eira barbara</i>	0.26	0.32	98.59	0.57	0.00
<i>Puma concolor</i>	0.24	0.29	98.88	0.29	0.29
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	0.19	0.24	99.12	0.43	0.00
<i>Nasua</i>	0.19	0.23	99.35	0.43	0.00
<i>Priodontes maximus</i>	0.12	0.14	99.50	0.14	0.14
<i>Lagothrix lagotricha</i>	0.11	0.13	99.63	0.14	0.00
<i>Potos flavus</i>	0.09	0.11	99.74	0.00	0.14
<i>Coendou bicolor</i>	0.07	0.09	99.83	0.00	0.14
<i>Caluromys lanatus</i>	0.07	0.09	99.92	0.00	0.14
<i>Dasyopus septemcinctus</i>	0.06	0.08	100.00	0.14	0.00









Periodo 2









Espece	Av. dissim	Contrib. %	Acumulado %	Media Diurno	Media Nocturno
<i>Dactylomys dactylinus</i>	19.53	19.89	19.89	0.00	2.22
<i>Plecturocebus brunneus</i>	16.97	17.28	37.17	1.83	0.00
<i>Alouatta seniculus</i>	10.41	10.60	47.77	1.22	0.00
<i>Aotus nigriceps</i>	9.49	9.66	57.43	0.09	1.13
<i>Ateles chamek</i>	8.78	8.94	66.37	1.00	0.09
<i>Saimiri boliviensis</i>	6.76	6.88	73.25	0.78	0.00
<i>Sapajus apella</i>	6.59	6.71	79.96	0.74	0.00
<i>Saguinus fuscicollis</i>	4.63	4.71	84.68	0.52	0.00
<i>Saguinus imperator</i>	3.59	3.65	88.33	0.44	0.00
<i>Pecari tajacu</i>	1.91	1.94	90.27	0.22	0.00
<i>Panthera onca</i>	1.67	1.70	91.97	0.17	0.00
<i>Dasyprocta punctata</i>	1.50	1.52	93.49	0.17	0.00
<i>Cuniculus paca</i>	1.23	1.25	94.74	0.00	0.13
<i>Didelphis marsupialis</i>	1.22	1.25	95.98	0.00	0.13
<i>Leopardus pardalis</i>	1.08	1.10	97.09	0.00	0.13
<i>Pithecia irrorata</i>	1.04	1.06	98.15	0.13	0.00
<i>Tapirus terrestris</i>	0.60	0.62	98.76	0.00	0.09
<i>Tayassu pecari</i>	0.51	0.52	99.29	0.04	0.00
<i>Mazama americana</i>	0.40	0.41	99.70	0.00	0.04
<i>Cebus albifrons</i>	0.30	0.30	100.00	0.04	0.00






Anexo 9. Listado de especies registradas en los monitoreos de mamíferos mayores en la CCLA.

Espece	Familia/Orden	Categoría de conservación (IUCN)	Imagen
<i>Alouatta seniculus</i>	Atelidae/Primates	Preocupación Menor (LC)	
<i>Aotus nigriceps</i>	Aotidae/Primates	Preocupación Menor (LC)	

<i>Ateles chamek</i>	Atelidae/Primates	En Peligro (EN)	
<i>Caluromys lanatus</i>	Didelphidae/ Didelphimorphia	Preocupación Menor (LC)	
<i>Cebus albifrons</i>	Cebidae/Primates	Preocupación Menor (LC)	
<i>Coendou bicolor</i>	Erethizontidae/ Rodentia	Preocupación Menor (LC)	
<i>Cuniculus paca</i>	Cuniculidae/ Rodentia	Preocupación Menor (LC)	
<i>Dactylomys dactylinus</i>	Echimyidae/ Rodentia	Preocupación Menor (LC)	
<i>Dasyprocta punctata</i>	Dasyproctidae/ Rodentia	Preocupación Menor (LC)	
<i>Dasybus septemcinctus</i>	Dasypodidae/ Cingulata	Preocupación Menor (LC)	

<i>Didelphis marsupialis</i>	Didelphidae/ Didelphimorphia	Preocupación Menor (LC)	
<i>Eira barbara</i>	Mustelidae/ Carnivora	Preocupación Menor (LC)	
<i>Lagothrix lagotricha</i>	Atelidae/ Primates	Vulnerable (Vu)	
<i>Leopardus pardalis</i>	Felidae/ Carnivora	Preocupación Menor (LC)	
<i>Mazama americana</i>	Cervidae/ Cetartiodactyla	Información Deficiente (DD)	
<i>Mazama nemorivaga</i>	Cervidae/ Cetartiodactyla	Preocupación Menor (LC)	
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	Myrmecophagidae/ Pilosa	Vulnerable (VU)	
<i>Nasua</i>	Procyonidae/ Carnivora	Preocupación Menor (LC)	

<i>Panthera onca</i>	Felidae/ Carnivora	Casi Amenazado (NT)	
<i>Pecari tajacu</i>	Tayassuidae/ Cetartiodactyla	Preocupación Menor (LC)	
<i>Pithecia irrorata</i>	Pitheciidae/ Primates	Preocupación Menor (LC)	
<i>Plecturocebus brunneus</i>	Pitheciidae/ Primates	Preocupación Menor (LC)	
<i>Potos flavus</i>	Procyonidae/ Carnivora	Preocupación Menor (LC)	
<i>Priodontes maximus</i>	Chlamyphoridae/ Cingulata	Vulnerable (VU)	
<i>Puma concolor</i>	Felidae/ Carnivora	Preocupación Menor (LC)	
<i>Saguinus fuscicollis</i>	Callitrichidae/ Primates	Preocupación Menor (LC)	

<i>Saguinus imperator</i>	Callitrichidae/ Primates	Preocupación Menor (LC)	
<i>Saimiri boliviensis</i>	Cebidae/ Primates	Preocupación Menor (LC)	
<i>Sapajus apella</i>	Cebidae/ Primates	Preocupación Menor (LC)	
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	Leporidae/ Lagomorpha	Preocupación Menor (LC)	
<i>Tapirus terrestris</i>	Tapiridae/ Perissodactyla	Vulnerable (VU)	
<i>Tayassu pecari</i>	Tayassuidae/ Cetartiodactyla	Vulnerable (VU)	