

**VARIACIONES EN LA ESTRUCTURA Y LA COMPOSICIÓN DE MAMÍFEROS
TERRESTRES MEDIANOS Y GRANDES COMO RESULTADO DE UN
PROCESO DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DEL BOSQUE SECO TROPICAL
EN SAN JUAN NEPOMUCENO, BOLÍVAR**



NATALIA SUA SAMUDIO MARÍN

Trabajo de grado para optar por el título de

BIÓLOGA

PONTIFICIA UNIVERSIDAD JAVERIANA

FACULTAD DE CIENCIAS

CARRERA DE BIOLOGÍA

BOGOTÁ, D. C

2017

NOTA DE ADVERTENCIA

“La Universidad no se hace responsable por los conceptos emitidos por sus alumnos en sus trabajos de tesis. Sólo velará porque no se publique nada contrario al dogma y a la moral católica y porque las tesis no contengan ataques personales contra persona alguna, antes bien se vean en ellas el anhelo de buscar la verdad y la justicia”

Artículo 23, resolución No. 13 de 1946

Las acciones, son la más grande esperanza del humano.

Natalia

A mi familia, padres, hermano y tíos por su apoyo, su amor y sus enseñanzas y a mis amigos quienes me han brindado su compañía y apoyo.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco el apoyo y asesoría de mis directores Angelica Paola Díaz y Jairo Torres, quienes me permitieron realizar este proyecto junto a ellos, por su paciencia y su orientación que me ha brindado muchas enseñanzas.

Al Instituto Alexander von Humboldt y a su proyecto de bosque seco tropical que me permitió realizar este proyecto, y contribuir a su importante labor investigativo para la restauración de estos bosques en el país.

Contenido

Resumen	11
1. Introducción.....	12
2. Justificación.....	14
3. Marco teórico.....	15
3.1 Bosque seco tropical (BsT).....	15
3.2 Restauración ecológica	17
3.3 Conservación de mamíferos terrestres medianos y grandes	20
Tabla 1. Estado de conservación de los mamíferos terrestres medianos y grandes de BsT.....	21
3.3.1 Funciones ecológicas	23
3.3.2 Los mamíferos como indicadores del estado de conservación de un ecosistema	25
3.4 Indicadores ecológicos.....	27
3.4.1 Composición	27
3.4.2 Estructura	28
3.4.2.1 <i>Homogenización biótica</i>	28
3.5 Restauración del bosque seco tropical de San Juan Nepomuceno.....	29
4. Objetivos.....	31
4.1 Objetivo general.....	31
4.2 Objetivos específicos	31
5. Metodología.....	32
5.1 Área de estudio	32
Fig. 1. Mapa de las 15 estaciones de muestreo (puntos rojos) en el bosque seco tropical en San Juan Nepomuceno, Bolívar.	33
5.2 Procesamiento de datos.....	34
5.3 Representatividad: curvas de acumulación.....	35
5.3.1 Modelo de Clench	35
5.3.2 Índice ACE.....	36
5.3.3 Índice Chao 1	36
5.4 Medición de la composición	37
5.4.1 Índices de riqueza.....	37
5.4.2 Índice de abundancia relativa.....	38
5.5 Medición de la estructura.....	39
5.5.1 Índice de diversidad	39
5.5.2 Índice de dominancia	40
5.6 Mediciones comparativas	40
5.6.1 Índice de homogenización biótica.....	40

6. Resultados.....	42
6.1 Las curvas de acumulación de especies para la eficacia de los muestreos	42
Fig. 2 Curvas de acumulación de especies de mamíferos terrestres medianos y grandes observadas con intervalo de confianza del 95% (IC) e índices de especies esperadas según Clench, Chao 1 y ACE en 2016.....	43
Fig. 3. Curvas de acumulación de especies de mamíferos terrestres medianos y grandes observadas con intervalo de confianza del 95% (IC) e índices de especies esperadas según Clench, Chao 1 y ACE en 2017.....	43
6.2 Composición	44
Tabla 2. Número de individuos capturados de febrero a marzo de 2016 y de enero a marzo de 2017.	45
Tabla 3. Número de registros independientes de animales domésticos de febrero a marzo de 2016 y de enero a marzo de 2017.	46
6.2.1 Riqueza.....	46
Fig. 4. Riqueza de especies observada con un Intervalo de confianza del 95% (IC), e índices de especies esperadas según Chao 2 y Jackknife 2 (Jack 2) en 2016.....	47
Fig. 5. Riqueza de especies observada con un Intervalo de confianza del 95% (IC), e índices de especies esperadas según Chao 2 y Jackknife 2 (Jack 2) en 2016.....	47
6.2.2 Abundancia relativa	48
Fig. 6. Registro de abundancia relativa de especies de mamíferos terrestres medianos y grandes de febrero a marzo de 2016 y de enero a marzo de 2017.	49
6.3 Estructura	50
6.3.1 Diversidad	50
Tabla 4. Índices de diversidad verdadera	50
6.3.2 Dominancia	50
6.3.3 Homogenización biótica.....	51
6.3.3.1 Índice de Jacard.....	51
6.3.3.2 <i>Índice de especialización</i>	51
Tabla 5. Número de registros independientes de las especies generalistas y especialistas de mamíferos terrestres medianos y grandes en los años 2016 y 2017.	51
7. Discusión	52
8. Conclusiones.....	57
9. Recomendaciones	57
10. Referencias bibliográficas	58
11. Anexo: Mamíferos terrestres medianos y grandes registrados con cámaras trampa en los dos muestreos (2016, 2017).....	73
Didelphis marsupialis.....	73
Dasypus novemcinctus.....	74
Tamandua mexicana.....	74

Leopardus pardalis	75
Cerdocyon thous.....	75
Eira barbara	76
Procyon cancrivorus.....	77
Pecari tajacu	77
Mazama sanctaemartae	78
Cuniculus paca	78
Sylvilagus brasiliensis.....	79

Resumen

En este trabajo se evalúa el efecto de un proceso de restauración ecológica en la composición y estructura de los mamíferos terrestres medianos y grandes presentes en el bosque seco tropical de San Juan Nepomuceno, Bolívar. Como base para esta evaluación previamente se realizaron dos muestreos, uno anterior a la intervención en 2016 y otro en 2017. Los resultados encontrados evidenciaron una reducción significativa en casi todos los indicadores: abundancia, riqueza, diversidad, dominancia, similitud, homogeneidad y en la presencia de especies generalistas y especialistas. En conjunto, lo mismo que al comparar las poblaciones totales de los dos muestreos mediante la prueba no paramétrica de Wilcoxon, la reducción es muy significativa y da cuenta del empobrecimiento en cuanto a las especies estudiadas, del bosque intervenido. Se presentan, en consecuencia, varias posibles explicaciones de lo ocurrido: el intervalo de un año entre los dos muestreos posiblemente es muy breve; la intervención humana, también pudo haber afectado negativamente; y la incidencia de fuertes cambios climáticos parece ser importante puesto que, aunque ambos monitoreos se realizaron en períodos secos, el segundo muestreo estuvo precedido de un fuerte aumento en las precipitaciones, que pudieron incidir sobre la población de mamíferos. Se hacen recomendaciones sobre la ampliación del intervalo entre los muestreos del monitoreo, la educación ambiental y el compromiso de los pobladores y la contemplación de las variables climáticas para definir los tiempos del muestreo dentro del monitoreo.

Palabras clave: Restauración ecológica, mamíferos terrestres medianos y grandes, composición, abundancia, riqueza, estructura, diversidad, dominancia, similitud, homogeneidad, especies generalistas, especies especialistas.

1. Introducción

En el bosque seco tropical (BsT), a diferencia de su homólogo húmedo, abundan las lianas, los cactus, los reptiles, su cobertura se queda sin hojas en las épocas secas y se llena de flores en las épocas de lluvias (Pizano *et al*, 2014). Contiene un gran número de especies endémicas y se caracteriza por desarrollarse en tierras bajas y por sus climas estacionales con épocas lluviosas cortas y prolongadas épocas secas (Barrance *et al*, 2009; Pizano *et al*, 2014). Los árboles de estos ecosistemas son de gran importancia para el sustento de la población rural, proporcionándole madera, leña, frutas, medicina y agua. Además, albergan gran número de especies arbóreas y arbustivas muy útiles a nivel mundial. Los bosques secos tropicales son muy importantes tanto biológica como culturalmente (Barrance *et al*, 2009).

El BsT es uno de los ecosistemas más amenazados a nivel mundial, su cobertura en América Latina y el Caribe ha disminuido drásticamente, en algunos países queda menos del 10% de su extensión original (Pizano *et al*, 2014). Los bosques secos poseen suelos muy fértiles por su alta estacionalidad lluviosa y altas temperaturas que permiten que la materia orgánica presente se descomponga eficazmente y que no haya lixiviado de nutrientes, por lo que son especialmente atractivos para la agricultura, siendo una de las principales causas de su destrucción (Pizano *et al*, 2014).

En Colombia los BsT se encuentran en seis regiones: el Caribe, los valles interandinos de los ríos Cauca y Magdalena, la región NorAndina en Santander y Norte de Santander, el valle del Patía, Arauca y Vichada en los Llanos (López & Pizano, 2015). Originalmente llegaban a cubrir 9 millones de hectáreas de las cuales permanecen solo el 8% (López & Pizano, 2015). Actualmente el 60 % de los bosques deforestados del país se encuentran bajo la práctica de la agricultura y la ganadería y el 65% de estos presentan desertificación (Pizano *et al*, 2014). Además de las problemáticas que afrontan estos ecosistemas, sólo el 5% están bajo el Sistema Nacional de Áreas protegidas (Pizano *et al*, 2014). Lo que demuestra la urgencia de conservar y restaurar las zonas degradadas de bosque seco tropical (Pizano *et al*, 2014).

En el 2016 el Programa de Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD) junto a otras instituciones, como el Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt (IAvH) y la Corporación Paisajes Rurales (CPR) comenzaron un proyecto

destinado al estudio del “*Uso sostenible y conservación de la biodiversidad en ecosistemas secos con el fin de garantizar el flujo de los servicios ecosistémicos y mitigar procesos de deforestación y desertificación*” (PNUD, 2016). El proyecto se enfoca en la región del Caribe y el Valle Interandino del Río Magdalena (VIRM) de Colombia (PNUD, 2016). En estas zonas se están llevando a cabo procesos de restauración y acuerdos de conservación y/o protección a nivel local y regional (PNUD, 2016).

El proyecto liderado por el PNUD abarca tres temas generales a tratar: manejo sostenible del suelo, manejo sostenible del bosque y conservación de la biodiversidad. Involucra actividades de restauración susceptibles de monitoreo a través de grupos focales como aves, invertebrados y mamíferos (PNUD, 2016).

La región Caribe cuenta con un área de 13.228.800 ha. dentro de las cuales 371.232 ha. son pertenecientes al BsT (PNUD, 2016). El departamento de Bolívar tiene una representación del bosque seco de 45.513 ha. y el primer municipio de su jurisdicción, San Juan Nepomuceno, tiene el área más grande de bosque seco tropical con 9.368 has. y es, a la vez, el segundo con estas características a nivel nacional. Este bosque seco tiene un nivel de desertificación del 58.2%, lo que lo convierte en una zona estratégica para la intervención y la recuperación del ecosistema de BsT (PNUD, 2016).

San Juan Nepomuceno se encuentra ubicado al norte del departamento de Bolívar, en los Montes de María, colindando con los municipios de San Jacinto, Mahates, El Guamo y María la Baja (PNUD & Mintrabajo,2015). El municipio cuenta con un área protegida, el Santuario de Fauna y Flora Los Colorados; y sistemas de producción, principalmente la ganadería y la agricultura, causantes de los más importantes problemas de desertificación del bosque seco tropical (PNUD & Mintrabajo,2015).

En el 2016 se dio inicio a un proceso de rehabilitación ecológica en San Juan Nepomuceno, Bolívar (PNUD, 2016). En este se han realizado muestreos para el monitoreo de mamíferos terrestres medianos y grandes en dos fases, la primera en el 2016 al inicio del proceso de restauración y la segunda un año después. La finalidad del presente trabajo es realizar el análisis y la comparación de los datos obtenidos en los dos muestreos para evaluar los efectos de la restauración sobre la estructura y composición de estos mamíferos.

2. Justificación

El bosque seco tropical presta servicios importantes a millones de personas que dependen directa o indirectamente de este ecosistema debido a su estacionalidad climática y la actividad de los organismos que lo habitan (Pizano *et al*, 2014). Especialmente importante es su estabilización de suelos, su ciclaje de nutrientes, su contribución a la estabilización hídrica y climática y su aporte de alimentos y madera (Pizano *et al*, 2014). El mantenimiento de estos aportes depende del uso y abuso humano que ha conducido a altos grados de desertificación que no solo amenazan su existencia sino la posibilidad de que la humanidad pueda beneficiarse de él (Pizano *et al*, 2014). De aquí la importancia y urgencia de los procesos de restauración como el realizado en San Juan Nepomuceno, a cuya evaluación pretende contribuir el presente trabajo.

El monitoreo a procesos de restauración es clave como parte de la fase evaluativa del desarrollo de los mismos (Vargas, 2007). Con base en el monitoreo se evalúa la efectividad de las metodologías aplicadas, y tras esta retroalimentación se toman decisiones acerca de su sustitución por otro tipo de estrategia o, en caso contrario, de su replicabilidad en otra de las zonas de estudio afectadas (Murcia & Guariguata, 2014). En Colombia es poca la inclusión de monitoreos a procesos de restauración, lo que es preocupante ya que mediante estos se evalúa el éxito de la restauración, además, en cuanto a monitoreos de mamíferos terrestres medianos y grandes hay un gran vacío que se hace evidente por la carencia de investigaciones al respecto. Por lo que es de gran importancia realizar la evaluación y seguimiento a procesos de restauración (Baptiste, 2015).

En los monitoreos parte del proceso restaurativo realizado en San Juan Nepomuceno, se muestrearon los mamíferos terrestres medianos y grandes por ser buenos indicadores del estado de conservación de los ecosistemas (Rumiz, 2010). Sus funciones ecológicas son especialmente dinamizadoras tanto de la vida animal como vegetal dentro de estos bosques, razón por la cual sus indicadores son especialmente relevantes en la evaluación de cualquier intervención (Castillo, 2017; Rumiz, 2010).

3. Marco teórico

3.1 Bosque seco tropical (BsT)

El bosque seco tropical se encuentra limitado a tierras bajas desde México hasta Bolivia y Brasil (Pizano *et al*, 2014). Algunos autores hacen referencia a este bosque como un bioma, un conjunto de ecosistemas con características similares entre sí, en su fisionomía y vegetación (García-Herrera *et al*, 2015, García *et al*, 2014). Mientras que otros lo definen como un ecosistema (Pizano *et al*, 2014, López & Pizano, 2015). De manera extensa el BsT es un ecosistema que se encuentra por debajo de los 1000 msnm y se caracteriza por una alta estacionalidad lluviosa marcada por una época seca de 4 a 6 meses con menos de 100 mm de lluvia (López & Pizano, 2015). A diferencia de los bosques húmedos tropicales (BhT) las estructuras de los bosques secos tropicales presentan un estrato arbóreo inferior, de menor área basal, en la que abundan las lianas y los cactus (Pineda, 2010). Estas características son resultado del estrés hídrico que provoca la alta estacionalidad lluviosa, y ha generado múltiples adaptaciones morfológicas y fisiológicas que se ven reflejadas en la biodiversidad de flora y fauna de este ecosistema. Para las diferentes especies que lo conforman representa un reto vivir en este tipo de bosque, por lo cual posee altos niveles de endemismos (López & Pizano, 2015).

En Colombia se han reportado 2600 especies de plantas del bosque seco tropical, 83 son endémicas; 230 especies de aves de las cuales 33 son endémicas y 60 especies de mamíferos de los cuales 3 son endémicos (Pizano *et al*, 2014). Debido a la poca información en Colombia sobre el BsT, se espera un incremento en los reportes de endemismos, considerando que este es el cuarto país con mayor diversidad de mamíferos (Ramírez-Chávez *et al*, 2016).

En el estudio de Díaz-Pulido y colaboradores (2014) sobre mamíferos en bosque seco tropical en el Caribe colombiano, se registraron 10 especies de mamíferos medianos y grandes no carnívoros dentro de los que se encuentran *Didelphis marsupialis*, *Dasybus novemcinctus*, *Tamandua mexicana*, *Cuniculus paca*, *Dasyprocta punctata*, *Sylvilagus floridanus*, además de 10 especies de carnívoros entre los que están *Cerdocyon thous*, *Leopardus pardalis*, *Panthera onca*, *Puma concolor*, *Puma yagouaroundi*, *Procyon*

cancrivorus. De acuerdo con Diaz-Pulido y colaboradores (2015), la clasificación de los mamíferos se hace con base en su peso, siendo los mamíferos pequeños los que tienen menos de un kilogramo y los medianos y grandes los que están por encima de este peso.

Las condiciones extremas en el BsT han implicado adaptaciones de las plantas a este tipo de condiciones como la pérdida de hojas en la época seca, la presencia de hojas compuestas pequeñas en muchas especies, troncos lisos y presencia de espinas en sus estructuras, así como muchas de ellas han sincronizado su floración y fructificación con la época de sequía o lluvia (Pizano *et al*, 2014).

Así como las plantas, los animales también han desarrollado adaptaciones fisiológicas y comportamentales a las condiciones climáticas de estos ecosistemas (Pizano *et al*, 2014). Por ejemplo, los mamíferos para sobrevivir a las altas temperaturas y la poca disponibilidad de agua han generado adaptaciones fisiológicas como cambios en la temperatura corporal, hibernación estacional, reproducción tardía y conservación del agua; además de cambios comportamentales representados en migraciones y una mayor flexibilidad en su dieta de acuerdo a la disponibilidad por el cambio estacional (García-Herrera *et al*, 2015).

En Colombia el BsT se encuentra altamente fragmentado y con altos porcentajes de desertificación (Pennington, 2012). Al poseer una tierra relativamente fértil ha sido intervenida por la ganadería, la producción agrícola, la minería, el desarrollo urbano y el turismo (Pennington, 2012). Además, la explotación de leña causa un efecto negativo sobre la vegetación de estos bosques, puesto que la producción de madera es 50 % más lenta que en los bosques húmedos tropicales, debido a la poca disponibilidad de agua, baja tasa de crecimiento de las plántulas y débil resistencia al disturbio. Los procesos de fragmentación y la explotación de leña del BsT han incrementado la magnitud de estos disturbios (Valencia-Duarte *et al*, 2012).

En la actualidad solo queda el 8% del BsT que había originalmente, por lo cual su diversidad corre peligro. Sólo el 5% de este bosque es parte del sistema de áreas protegidas (SINAP), bajo la política del Ministerio de Medio Ambiente sobre ecosistemas estratégicos para la conservación y estudio, que se realiza con la colaboración del Instituto de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (Pizano *et al*, 2014). A esta problemática se suma el poco interés que se le ha dado por parte de la comunidad científica, que históricamente se ha

enfocado en los bosques húmedos tropicales y por lo cual hay grandes vacíos de información sobre el bosque seco tropical en Colombia y en Latinoamérica (Pennington, 2012).

3.2 Restauración ecológica

A pesar de que Colombia es considerado como uno de los 12 países más megadiversos del mundo, lo que se ve representado en su variedad de ecosistemas como los bosques andinos, páramos, bosques húmedos tropicales, humedales, bosques secos tropicales, desiertos y sabanas, más del 40 % de su territorio continental se encuentra degradado (Baptiste, 2015; Vanegas et al, 2012). La transformación de estos ecosistemas es consecuencia de la deforestación, la ganadería, la agricultura, la minería, la urbanización, el turismo, la quema indiscriminada y la introducción de especies invasoras (Minambiente, 2012). En esta condición se encuentran múltiples países, generando una gran preocupación ya que la degradación de los ecosistemas no solo afecta la biodiversidad, sino también la oferta y calidad de los servicios ecosistémicos que provee a las comunidades locales que se benefician de ella (Baptiste, 2015).

La restauración surge como una solución ante esta problemática, jugando un papel fundamental para recuperar las tierras que han sido degradadas alterando su estructura y composición, llevando al deterioro de sus funciones (McDonald *et al*, 2016). Los ecosistemas tienen la capacidad de resistir un proceso de degradación y recuperarse ante una perturbación natural (ej. Sequías, incendios forestales, inundaciones, huracanes) (Manson, 2009). Sin embargo, la resiliencia y resistencia de los ecosistemas se ve sobrepasada cuando hay una intensidad de degradación y perturbación por encima de ciertos límites; por lo que se hace necesaria la intervención humana para mitigar los daños (Vargas-Rios, 2011; Manson, 2009).

Ante la situación, Colombia, junto a otros 167 países firmaron en 2012 la Convención sobre la Diversidad Biológica con el compromiso de “restaurar” el 15 % de todos los ecosistemas degradados en la tierra en un plazo que culmina el año 2020. El país también hace parte formal de la Convención de las Naciones Unidas para combatir la desertificación, donde la restauración es de suma importancia (Aronson, 2015).

La restauración ecológica es entendida como el “*proceso de asistir la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido*” (SER, 2004). Esta puede ser pasiva o activa. Se denomina restauración pasiva o sucesión natural a los ecosistemas que

ante una perturbación pueden regenerarse por sí solos cuando no existen barreras o factores que impidan su recuperación (Gálvez, 2002). Es decir, cuando un ecosistema que se encuentra degradado y elimina los factores de tensión, puede recuperarse naturalmente. Por el contrario, la restauración activa o dirigida se da cuando un ecosistema se encuentra altamente degradado y no puede recuperarse por sí solo, por lo cual es muy lenta su regeneración. En esta condición se vuelve necesario implementar estrategias para lograr su restauración (Vargas-Rios, 2011).

Hay varios tipos de intervenciones dentro de los procesos de restauración de acuerdo con el futuro uso del área degradada y de acuerdo con la meta planteada, entre estos la revegetación, reclamación o reemplazo y la rehabilitación (Barrera-Cataño *et al*, 2010). La restauración ecológica no debe confundirse con ninguna de estas tres, su fin es un sistema autosostenible para la preservación de la biodiversidad, que centra sus esfuerzos en el restablecimiento de la composición y estructura y funcionamiento del ecosistema degradado. Por ejemplo, la rehabilitación, se usa cuando se pretende mejorar un ecosistema que sea autosostenible y pueda ser aprovechado para la producción de madera, alimento y productos medicinales (Minambiente, 2015).

La restauración permite iniciar o acelerar la sucesión ecológica, entendiendo esta como los cambios de forma predecibles que se generan en un proceso de restauración de un ecosistema ante una perturbación y que restablece sus atributos de composición, estructura y función (Murcia & Guariguata, 2014). Los cambios sucesionales, en los cuales se reemplazan las especies y las comunidades vegetales a través del tiempo y el espacio, y que recuperan sus condiciones naturales, se identifican por medio de sus fases de revegetación, que puede ser primaria o secundaria (Barrera-Cataño *et al*, 2010). La sucesión vegetal primaria, sucede cuando el sustrato se encuentra desnudo, sin presencia de semillas o plántulas, esto ocurre en minas a cielo abierto o sobre rocas desnudas, en esta fase se establecen especies que pueden colonizar ambientes con este tipo de condiciones, y se caracterizan por sus altas tasas de crecimiento; la sucesión secundaria, parte de un suelo con semillas y plantas, en esta colonizan especies con requerimientos más específicos para su desarrollo y crecimiento, además de un incremento de la riqueza de especies (Cabrera & Ramírez, 2014). A través del establecimiento de propágulos la restauración pretende inducir estados sucesionales más avanzados (MAVDT, 2003; Barrera-Cataño & Valdés-López, 2007). Es importante entender

que los esfuerzos generados, aunque se espera que recuperen el ecosistema, difícilmente logran llevarlo a su estado original, es decir, el anterior a la perturbación (Fernández *et al*, 2010).

Las actividades de restauración tienen como objetivo disminuir o eliminar los procesos responsables de la degradación de dicho ecosistema, teniendo en cuenta su composición de especies, su estructura y funcionamiento; la asistencia a la recuperación de estos depende de un alto grado de conocimiento, teniendo en cuenta también los factores históricos, sociales y culturales, los patrones de regeneración y el papel de la fauna en los procesos de recuperación (Minambiente, 2012).

En toda restauración se tienen tres lineamientos bases para su adecuada ejecución y proceso. Como proceso general, en primer lugar, se realiza una caracterización diagnóstica del ecosistema a intervenir, donde se caracteriza, identifica y prioriza las áreas degradadas sus factores limitantes y tensionantes, la incorporación de actores sociales, las zonas a restaurar, como también el tiempo y recursos requeridos. En segunda medida, se plantea el diseño e implementación de metodologías de la restauración (Aguilar-Garavito & Wilson Ramírez, 2014). Finalmente, como parte del proceso de restauración ecológica surge la pregunta ¿cómo saber si los esfuerzos y las metodologías aplicadas fueron efectivas y lograron los objetivos propuestos? (Murcia & Guariguata, 2014). El monitoreo es el mecanismo que permite evaluar los resultados de las acciones implementadas a mediano y largo plazo. El monitoreo puede dividirse en varias ramas evaluando tanto la fauna como la flora. Se espera que cuando los resultados no sean los esperados se elaboren las medidas correctivas respectivas (Barrera-Cataño & Valdés-López).

Si bien el monitoreo es la forma de analizar el cumplimiento de los objetivos de la restauración, no siempre hay claridad sobre el éxito en el logro de las metas propuestas, y su forma de medirlo es definida de múltiples maneras (Vargas-Ríos *et al*, 2012). Entre estas, se ha hecho referencia al éxito como el nivel de similitud que alcanza el ecosistema restaurado respecto a un ecosistema de referencia. En otros casos, se ha considerado como exitosa la replicación de la función ecológica, la estructura y composición o simplemente la recuperación de ciertas características ecosistémicas de interés social o económico (Ramírez & Aguilar-Garavito, 2015). La Society for Ecological Restoration propone además de estos modelos de evaluación de éxito, la evaluación de las trayectorias del ecosistema restaurado,

basada en un seguimiento regular de ciertos parámetros que permitan revelar una tendencia del ecosistema en proceso de restauración (SER, 2004). Estos modelos de éxito presentan inconvenientes al determinar adecuadamente el ecosistema de referencia, además, no necesariamente el ecosistema intervenido tenderá a su estado inicial, pero puede haber mejorías en su salud e integridad en su trayectoria de sucesión (Navarro et al, 2017; SER, 2002).

En Colombia, por lo general, el éxito se considera limitado a lo relacionado con la vegetación, entendiéndolo como el porcentaje de cobertura, presencia o densidad de una especie o un grupo de especies, el área plantada, el cambio de una cobertura por otra, y la tasa de supervivencia de las especies plantadas (Ramírez & Aguilar-Garavito, 2015). Es evidente, que en la mayoría de los casos se tiende a dejar por fuera muchas variables importantes, ya que no se mide el efecto en otros compartimentos del sistema, en los procesos ecosistémicos (Ramírez & Aguilar-Garavito, 2015). Son preocupantes las limitaciones que estos modelos de éxito conllevan, sobre todo porque no se incluye la última fase de monitoreo en los procesos de restauración, no hace parte del diseño inicial del mismo o no se realiza periódicamente, por lo que no se puede saber con certeza de su efectividad, ya que muchos procesos de restauración pueden durar varios años en dar resultados (Atkinson, 1994; Ramírez & Aguilar-Garavito, 2015). Es mediante el monitoreo y únicamente a través de este que se determina la eficacia de las metodologías y el cumplimiento de las metas o si es necesario implementar estrategias nuevas que aumenten la probabilidad de éxito (Machmer & Steeger, 2002). Por tal, el monitoreo a mamíferos terrestres medianos y grandes es de gran importancia, la restauración busca un aumento y una mayor diversidad de recursos disponibles, lo que favorece a los mamíferos, y así mismo, este grupo favorece las condiciones que posibilitan la regeneración de las poblaciones de plantas, por medio de la dispersión de semillas, y regulan las cadenas tróficas, por lo que su monitoreo permite evaluar el éxito de la restauración (Vargas, 2011; Diaz-Pulido *et al*, 2015).

3.3 Conservación de mamíferos terrestres medianos y grandes

El estado de conservación de los mamíferos terrestres medianos y grandes en el mundo es preocupante (Castillo, 2017). La mayoría de ellos se encuentran en alguna

categoría de amenaza según lo reportado por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, UICN. Además, muchos de ellos son parte de las especies con las cuales se trafica y comercializa, por lo cual, están dentro de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Flora y Fauna Silvestre (Castillo, 2017). Con 518 especies de mamíferos, Colombia representa el 11.8% de la mastofauna mundial (Chávez *et al*, 2016; Niño-Reyes & Velásquez-Valencia).

El estado de conservación de los mamíferos del BsT se muestra a continuación:

Tabla 1. Estado de conservación de los mamíferos terrestres medianos y grandes de BsT.

Orden	Familia	Especie	Nombre común	Categoría de amenaza nacional	Categoría de amenaza global
Didelphimophia	Didelphidae	<i>Didelphis Marsupialis</i>	Fara, chucha	LC	LC
Cingulata	Dasypodidae	<i>Cabassous centralis</i>	Armadillo bramador	--	LC
		<i>Dasytus novemcinctus</i>	Casuco	LC	LC
Pilosa	Mymercophaga	<i>Tamandua mexicana</i>	Tamandúa	--	LC
	Mymercophagidae	<i>Mymercophaga tridactyla</i>	Hormiguero gigante	VU	VU
Carnivora	Canidae	<i>Cerdocyon thous</i>	Zorro perruno	LC	LC
		<i>Leopardus pardalis</i>	Ocelote	NT	LC
	Felidae	<i>Panthera onca</i>	Jaguar	NT	
		<i>Puma concolor</i>	Puma	VU	LC
		<i>Puma yagouaroundi</i>	Yaguarundi	--	LC
Mephitidae	Mephitidae	<i>Conepatus semistriatus</i>	Zorrillo	--	LC
		<i>Eira barbara</i>	Ulamá	--	LC
	Mustelidae	<i>Galictis vittata</i>	Grisón, huroncito	--	LC
		<i>Lontra longicaudis</i>	Lobito de río	--	DD
	Procyonidae	<i>Procyon cancrivorus</i>	zorro cangrejero	--	LC
		<i>Procyon lotor</i>	Mapache, zorra patona	--	LC
Artiodactyla	Cervidae	<i>Mazama sanctaemartae</i>	Venado	--	--
	Tayassuidae	<i>Pecari tajacu</i>	Pecarí de collar	--	LC
Rodentia	Caviidae	<i>Hydrochoerus isthmius</i>	Chigüiro	--	DD
	Cuniculidae	<i>Cuniculus paca</i>	Guagua	--	LC
	Dasyproctidae	<i>Dasyprocta punctata</i>	Ñeque	--	LC
Lagomorpha	Leporidae	<i>Sylvilagus Floridanus</i>	Conejo	--	LC

Fuente: Díaz-Pulido *et al* (2015).

La pérdida de hábitat, la agricultura, la ganadería, la minería y el tráfico de animales, son algunas de las causas del estado de amenaza de estas especies (Payan & Soto, 2012; Pizano *et al*, 2014), al igual que la fragmentación de los bosques por la intervención humana. Dado el grado de amenaza que se cierne sobre estas especies se han planteado diversas estrategias para mitigarlas. Un ejemplo de esto es el Plan de Conservación de Felinos del Caribe Colombiano (PCFC), llevado a cabo entre el 2010 y el 2015, dentro del cual se establecieron estrategias de conectividad y conservación en los departamentos de Sucre y Bolívar entre el Santuario de Fauna y Flora (SFF) El Corchal “El mono Hernández” y el SSF Los Colorados (Castaño *et al*, 2013). El proyecto se centró en el establecimiento de especies focales y bioindicadoras del estado de los ecosistemas como *Puma concolor*, *Panthera onca* y *Leopardus pardalis*. Además de crear corredores biológicos, dentro del proyecto también se implementaron acciones de educación ambiental, siendo que el conflicto felino-humano es una de las problemáticas más importantes en la conservación de los felinos (Castaño *et al*, 2013). Como uno de los resultados de esta estrategia se consolidó el Festival Natural y Cultural Del Tigre Malibú (Jaguar) en San Juan Nepomuceno que lleva alrededor de ocho años (Castaño *et al*, 2013).

Dentro de las acciones de conservación para *Cerdocyon thous*, *Tamandúa mexicana* y *Myrmecophaga tridactyla*, se encuentra también el mantenimiento de conectividad de sus hábitats, ya que son especies con varios registros de mortalidad en las vías (De La Ossa & Galván, 2015; Rojano *et al*, 2014). Las carreteras y caminos son un impedimento para su movilización, causando daño físico y muerte por vehículos en la vía, lo que demuestra que la conectividad entre los hábitats es fundamental para el desplazamiento, supervivencia y reproducción de la fauna asociada como lo son las especies de mamíferos medianos y grandes (De La Ossa & Galván, 2015). Otras de las medidas de conservación son la educación a personas locales, así como la regulación de su tráfico y comercio bajo la inclusión de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies de Flora y Fauna Amenazadas-CITES (Rojano *et al*, 2014).

Un ejemplo del efecto de los esfuerzos de restauración ecológica en la conservación y colonización de los mamíferos se evidencia en los estudios realizados en Marqués de Comillas en la región Selva Lacandona en Chiapas, México (Muench, 2008). Esta región hace parte del corredor biológico mesoamericano, en el cual en 2006 se realizó un monitoreo

de mamíferos, particularmente del jaguar, en el que se confirma el uso de los corredores por parte de esta y otras especies de mamíferos, como el ocelote el cual presentó una gran abundancia y el tigrillo que no se había registrado antes dentro de los corredores. En otros casos, como el tapir, no se evidenció una mejoría (Muench, 2008). Este estudio demuestra los efectos positivos en la conservación de las comunidades de mamíferos a causa de la restauración en ecosistemas fragmentados y degradados. Así como también la necesidad de realizar continuos monitoreos.

3.3.1 Funciones ecológicas

Los mamíferos cumplen variedad de roles ecológicos, entre los que se encuentran la polinización, dispersión y depredación de semillas, la carnivoría, la descomposición de materia muerta y el reciclaje de nutrientes (Castillo, 2017). Algunos de los mamíferos medianos y grandes hacen parte de la cadena trófica en un nivel intermedio como herbívoros y mesopredadores y otros en un nivel alto como especies depredadoras (Rumiz, 2010).

En gran parte de los bosques tropicales, más del 75% de las especies leñosas dependen de animales que dispersan sus semillas (Bedoya *et al*, 2010). Este tipo de dispersión se llama zooecoria, dentro de esta hay varias modalidades de transporte, entre las cuales están: 1) la endozooecoria en la cual la semilla es ingerida y liberada por las heces, 2) la ectozooecoria, que se da por adherencia al pelaje, y 3) la sinzooecoria, que se lleva a cabo a través de la manipulación o almacenamiento de las semillas (Manzano, 2004; Vargas & Pérez, 2004). Dentro de este tipo de dispersión, las semillas ingeridas tienen la probabilidad de germinar y de establecerse lejos de la planta madre, contribuyendo a la conectividad de meta-poblaciones y a la colonización de otros hábitats disponibles (Escribano-Ávila *et al*, 2013; Rumiz, 2010).

La extinción o disminución de mamíferos terrestres medianos y grandes tiene consecuencias importantes en los ecosistemas tropicales, aunque no se conocen completamente las funciones ecológicas que cumplen en el desarrollo de estos ecosistemas (Valencia, 2011). A nivel global se han visto y estudiado los efectos de la defaunación por cacería o pérdida de hábitat, evidenciándose que en ausencia de mamíferos medianos y grandes se producen cambios en la depredación y dispersión de semillas, así como en la mortalidad de las plántulas y el control de herbívoros. Lo que resulta en una configuración

diferente del paisaje y su vegetación (Dirzo et al, 2009; Thoisy *et al*, 2016; Aliaga-Rossel & Fragoso, 2015).

Los efectos de la cacería y la fragmentación se reflejan en la alteración directa e indirecta de la regeneración de las plantas, puesto que no solo disminuyen la población de ciertos herbívoros (ante todo de talla grande), sino que, además, su disminución favorece otras especies de mamíferos que también ingieren y dispersan semillas, incrementando su población y multiplicando la población de insectos y microbios que atacan las semillas y las plántulas (Wright *et al*, 2000). Esta problemática conlleva a un ecosistema aparentemente pobre, en el que hay menor densidad de mamíferos grandes, influyendo como consecuencia en las comunidades de mamíferos más pequeños. Las áreas que tienen menos abundancia de herbívoros y carnívoros de gran tamaño se ven afectadas en el reclutamiento de plantas, debido al aumento en la depredación de semillas por parte de las especies pequeñas, dando como resultado un efecto de cuello de botella para las poblaciones vegetales (Galetti *et al*, 2015).

Los mamíferos frugívoros y herbívoros son de gran importancia en el ecosistema y sus dinámicas, sin embargo, los carnívoros medianos y grandes, también pueden ser dispersores de semillas (Roemer, 2009). Trabajos pioneros como los de Willson (1993) y Herrera 1989 citados por López-Bao & González-Varo (2015) exponen que algunos mamíferos carnívoros, como cánidos, prociónidos, úrsidos y vivérridos, cumplen un rol ecológico en la dispersión de semillas de frutos carnosos, y pueden llegar a dispersar hasta el 99% de semillas viables.

Los carnívoros tienen una función ecológica relevante y diferencial respecto a las aves en la dispersión de semillas. Los carnívoros pueden consumir frutos de mayor tamaño que las aves, dispersando especies de plantas con este tipo de fruto, además de poder ingerir una gran cantidad de semillas y defecarlas sin causarles daños por masticación, lo que favorece la tasa de germinación (López-Bao & González-Varo, 2011). Además, pueden retener las semillas en el tracto digestivo durante un largo tiempo y por sus patrones espaciales del uso de hábitat incrementan el rango de dispersión (Hämäläinen *et al*, 2017).

En varios casos los carnívoros frugívoros suelen ser generalistas en el uso del territorio, como lo son los prociónidos. El ser generalistas los convierte en especies importantes en la regeneración local y en la conectividad de las poblaciones vegetales en

áreas fragmentadas o reducidas. Sin embargo, las especies de plantas recolonizadoras por acción de los carnívoros podrían ser limitadas, ya que estos prefieren determinadas especies de frutos (Gonzales-Varo *et al*, 2015).

Los grandes carnívoros que se encuentran en la cima de la cadena trófica son de igual importancia en el control de poblaciones de herbívoros y frugívoros (Ordiz *et al*, 2013). Los carnívoros como el jaguar (*Panthera onca*) y el puma (*Puma concolor*) actúan de manera directa e indirecta en el control de presas (Wikenros,2006). La reducción del número de presas en las que se especializa el predador, incide indirectamente en cambios en el comportamiento de aquellas, quienes, para reducir su vulnerabilidad, escogen diferentes hábitats, modifican el tiempo de sus actividades y reducen el tiempo de alimentación (Yarao *et al*, 2009). Así mismo, la actividad predatoria de los carnívoros reduce la presencia de especies que a su turno compiten con otras especies más débiles, lo que reduce su competencia. En conjunto, esta cascada de eventos dada por la predación acaba incidiendo también en la conformación vegetal del ecosistema (Miller *et al*,2014).

El rol ecológico y funcional de las especies ha sido de utilidad en la clasificación y categorización de grupos o especies que permiten ser incluidos en conceptos y análisis útiles en investigación y conservación, como los grupos de especies indicadoras positivas y negativas, especies focales, especie paraguas, entre otros (Rumiz, 2010).

3.3.2 Los mamíferos como indicadores del estado de conservación de un ecosistema

Las actividades humanas han venido causando cambios en los ecosistemas de una manera alarmante, y para estudiar su estado de conservación y la efectividad de los procesos de restauración se han utilizado indicadores con el fin de lograr una visión global de la diversidad y sus componentes (Caro *et al*, 2007; Isasi-Catalá, 2011).

Los indicadores biológicos o bioindicadores son especies de plantas, animales, hongos o bacterias cuyas poblaciones pueden verse afectadas por cambios en la estructura y composición de su hábitat o por contaminantes presentes en el mismo (Calles, 2007). De tal manera, una especie indicadora es aquella que, por sus características en distribución, abundancia, dispersión y éxito reproductivo, permite evaluar el estado de conservación de otras especies o de un ecosistema. Por lo que su presencia o ausencia sirve como un indicador

de la calidad e integridad de un sistema natural (Kattan *et al*, 2014). La utilización de bioindicadores fue propuesta por primera vez a nivel mundial en la Séptima Reunión de la Conferencia de las Partes en el Convenio de Diversidad Biológica, realizada en el 2004, con la finalidad de evaluar la condición de la biodiversidad y la consumación de las metas de conservación planteadas (Isasi-Catalá, 2011).

La función de las especies indicadoras es disminuir el tiempo y esfuerzo en la medición e identificación de las condiciones de un ecosistema, que son difíciles o costosas de medir, por lo que son muy utilizadas en monitoreos de las condiciones ambientales y la biodiversidad de un ecosistema en particular (Rumiz, 2010; Dirzo *et al*, 2014)). Una especie (o un grupo) se considera un indicador cuando cumple principalmente tres criterios: es sensible a los cambios en el ambiente, es un indicador fácil de medir que permite producir tamaños de muestra considerables; y se tiene conocimiento de su ecología, distribución e historia natural, de tal manera que se puedan interpretar con precisión los resultados del indicador (Kattan *et al*, 2014).

Estos indicadores se componen de especies indicadoras negativas y especies indicadoras positivas. Las especies indicadoras negativas son especies que se encuentran en ambientes disturbados, debido a su dieta, y tienden a ser más generalistas (Pizano *et al*, 2014; Pulido-Díaz *et al*, 2015). Por el contrario, las especies indicadoras positivas, suelen estar en ambientes donde ha sido baja la intervención antrópica y por tal se encuentran en mejor estado de conservación. Las especies indicadoras positivas suelen estar en este tipo de ambientes y están ausentes en ambientes disturbados debido a su especificidad en dieta, siendo dependientes del estado del hábitat (Olden *et al*, 2008).

Los mamíferos son buenos indicadores del estado de conservación de un ecosistema, ya que son un grupo especialmente sensible a las alteraciones del ambiente causadas por la actividad humana, particularmente las especies especialistas (García del Valle & Estrada-Medina, 2010; Muzzachiodi & Sabattini, 2002). Los grandes felinos, como el jaguar y el puma, se consideran especies indicadoras del estado de salud del ecosistema. Al ser especies carnívoras, su presencia en un área evidencia la existencia de suficientes presas para mantener su población (Yara-Ortiz, 2009). Además, estas especies son las primeras en desaparecer de un ecosistema degradado, debido a que son muy sensibles a los cambios en el mismo, y a sus requerimientos de numerosas presas, grandes extensiones de cobertura

vegetal, buena conectividad entre áreas de bosque, calidad y cantidad de agua y relaciones no conflictivas con los humanos (Manterola et al, 2011).

3.4 Indicadores ecológicos

Son múltiples los cambios involucrados en todos los componentes y dimensiones de un ecosistema en proceso de restauración. Para evaluarlos se utilizan indicadores a nivel de estructura y composición de poblaciones y comunidades, tanto vegetales como animales (Díaz-Pulido *et al*, 2015). Las especies de mamíferos son indispensables en el equilibrio de un ecosistema, por ello es de importancia entender los efectos positivos y /o negativos de las actividades de restauración sobre su reorganización en el hábitat, teniendo en cuenta la biodiversidad, su estructura, composición y función (Díaz-Pulido *et al*, 2015).

3.4.1 Composición

La composición hace referencia al conjunto de las especies que caracterizan a una comunidad (Valverde *et al*, 2005). Se puede evaluar de diferentes maneras según si es de una población o de una comunidad. La composición de una población se evalúa a partir del estudio de especies indicadoras y de su abundancia, mientras en comunidades se mide a partir de la riqueza de especies; la riqueza de especies se entiende como el número de especies registradas en un espacio y un tiempo específicos; son varios los estimadores para medir la riqueza de especies, entre ellos: Chao2, ICE y Jackknife 2; y en los casos que se cuenta con datos cuantitativos de abundancia relativa se sugiere emplear el estimador Alfa de Fisher (Díaz-Pulido *et al*, 2015) En un proceso de restauración, al tener más diversidad de recursos disponibles se espera que la riqueza aumente (Díaz-Pulido *et al*, 2015).

El índice de abundancia relativa se fundamenta en la correlación positiva entre abundancia y probabilidad de detección, permitiendo comparaciones temporales y espaciales. En una restauración se espera una abundancia de las especies indicadoras positivas y así mismo una disminución de las especies negativas dada la disponibilidad de recursos y la competencia interespecífica (Moreno, 2001; Díaz-Pulido *et al*, 2015).

3.4.2 Estructura

La estructura se refiere a la forma en que se organizan las comunidades. Se puede analizar de forma cuantitativa, haciendo referencia al número de individuos de cada especie dentro de esa comunidad (Valverde *et al*, 2005). La estructura se define por la diversidad y las relaciones entre las especies, pudiendo ser medidas a través de indicadores como la dominancia, la diversidad y la homogenización biótica (Díaz-Pulido *et al*, 2015).

El índice de diversidad se mide a través del número efectivo de especies que hay en la comunidad (García-Morales *et al*, 2011). Este permite comparar directamente la magnitud de la diferenciación en la diversidad de dos o más comunidades y durante un proceso de restauración se espera que la diversidad aumente como resultado de la diversidad de recursos (Díaz-Pulido *et al*, 2015).

En el índice de dominancia influyen fuertemente las especies más abundantes, midiendo la probabilidad de que, al seleccionar dos individuos de manera aleatoria, estos pertenezcan a la misma especie (Moreno, 2001). En un monitoreo dentro de un proceso de restauración se espera que la dominancia con el tiempo aumente en comparación a las primeras etapas de las sucesiones (Díaz-Pulido *et al*, 2015) debido a que la tendencia natural en los ecosistemas es que a medida que pasa el tiempo se consolide la dominancia de unas especies sobre otras.

3.4.2.1 Homogenización biótica

Es un indicador propuesto para la evaluación de los efectos de los cambios en el paisaje, como lo es un proceso de restauración ecológica (Díaz-Pulido *et al*, 2015). Se entiende por homogenización biótica el proceso por el cual la diversidad beta (la diferencia de diversidad entre áreas) disminuye con el tiempo y, por tanto, la similaridad de las comunidades se incrementa. Son varios los estudios a nivel global que se han realizado para entender la homogenización biótica y sus impactos y se ha evidenciado que la homogenización está relacionada con ambientes degradados lo que conlleva un

decrecimiento de la diversidad y la pérdida y homogenización funcional de las especies (Baiser *et al*, 2012; Su *et al*, 2015; Van der Plas *et al*, 2016). En la actualidad, se entiende a la homogenización biótica como una forma predominante de empobrecimiento de la biodiversidad a causa de cambios en el ambiente, como son la fragmentación, el uso desmedido de la tierra, la degradación y la urbanización (Devictor *et al*, 2008).

Los cambios en el paisaje no siempre se ven reflejados en la estructura de la comunidad, sino en su composición (Devictor *et al*, 2006). Para entenderlo, se debe considerar analizar y definir la identidad de las especies y clasificarlas como generalistas o especialistas (Díaz-Pulido *et al*, 2015). Las especies generalistas son aquellas que no tienen preferencia por un recurso o hábitat específico, mientras que las especialistas sí necesitan de un recurso y/o hábitat específico (Clavero & Brotons, 2010). Las especialistas, contrario a las generalistas, son altamente sensibles a los disturbios de su hábitat, mientras las generalistas pueden verse favorecidas por su disminución (Olden *et al*, 2008). Siendo así, la homogenización biótica comprende un decline de las especialistas y el reemplazo de estas por especies más tolerantes como las generalistas (Deguines *et al*, 2016). Durante el proceso de restauración ecológica se espera que la homogenización biótica se reduzca progresivamente, teniendo en cuenta que la heterogeneidad del paisaje es un factor de importancia para la diversidad de especies (Díaz-Pulido *et al*, 2015).

3.5 Restauración del bosque seco tropical de San Juan Nepomuceno

Para solucionar los problemas de deforestación, degradación y pérdida de biodiversidad, del bosque seco tropical de San Juan Nepomuceno en el departamento de Bolívar, se llevó a cabo un proceso de rehabilitación en el 2016, que se proyectará durante los siguientes 5 años. La rehabilitación se realizó en aproximadamente 1.173 has. de las 9.368 has. del bosque seco tropical de San Juan Nepomuceno, al sur occidente del SFF Los Colorados, al sur de La Haya y al Nororiente de la serranía de Maco. El trabajo de producción y siembra de especies e concentró principalmente a lo largo del Arroyo Brasil del Arroyo Algodón, Arroyo los Cacaos y Arroyo Rastro. (PNUD, 2016).

La intervención se llevó a cabo en 15 predios propiedad de actores locales, los cuales participaron de sesiones de entrenamiento para cada una de las fases de la restauración, además de desarrollar acuerdos de conservación, ubicación y extensión de las áreas con funciones ecosistémicas y de biodiversidad importantes, y quienes participaron a lo largo del proyecto de rehabilitación en esta zona (PNUD, 2016; Niño, 2017).

Las herramientas para el manejo de paisaje se basaron en el enriquecimiento de fragmentos de bosque, de nacimientos y de ronda hídrica, así como núcleos de restauración intensiva de nacimientos y de ronda hídrica (PNUD, 2016). Dentro de estas herramientas se implementó el desarrollo de cercas vivas para evitar el ingreso de ganado, corredores biológicos y prácticas silvopastoriles y agroforestales. Dentro del área de rehabilitación se crearon viveros con 38 especies de plantas nativas con uso maderable, de forrajeo para el ganado y para la fauna nativa, para la su siembra en los 15 predios correspondientes a 166.05 has (PNUD, 2016; Niño, 2017).

4. Objetivos

4.1 Objetivo general

Evaluar el efecto de un proceso de restauración ecológica en la composición y la estructura de los mamíferos terrestres medianos y grandes presentes en el bosque seco tropical de San Juan Nepomuceno, Bolívar.

4.2 Objetivos específicos

Evaluar el cambio en la composición de mamíferos terrestres medianos y grandes después de un año de iniciado el proceso de restauración del BsT en San Juan Nepomuceno, Bolívar.

Evaluar el cambio en la estructura de mamíferos terrestres medianos y grandes después de un año de iniciado el proceso de restauración del BsT en San Juan Nepomuceno, Bolívar.

5. Metodología

5.1 Área de estudio

En la zona de intervención, ubicada al suroccidente del Santuario de Flora y Fauna Los Colorados fueron instaladas 15 estaciones de muestreo de mamíferos en 2016 y 2017 (Fig. 1). San Juan Nepomuceno se encuentra localizado al norte del Departamento de Bolívar, a una altitud media de 167 msnm, con una temperatura media anual de 27.7 °C y está conformado por zonas planas y colinas, dentro de la cuales se destaca el Santuario de Fauna y Flora, que hace parte de los Montes de María (Alcaldía de San Juan Nepomuceno, 2008).

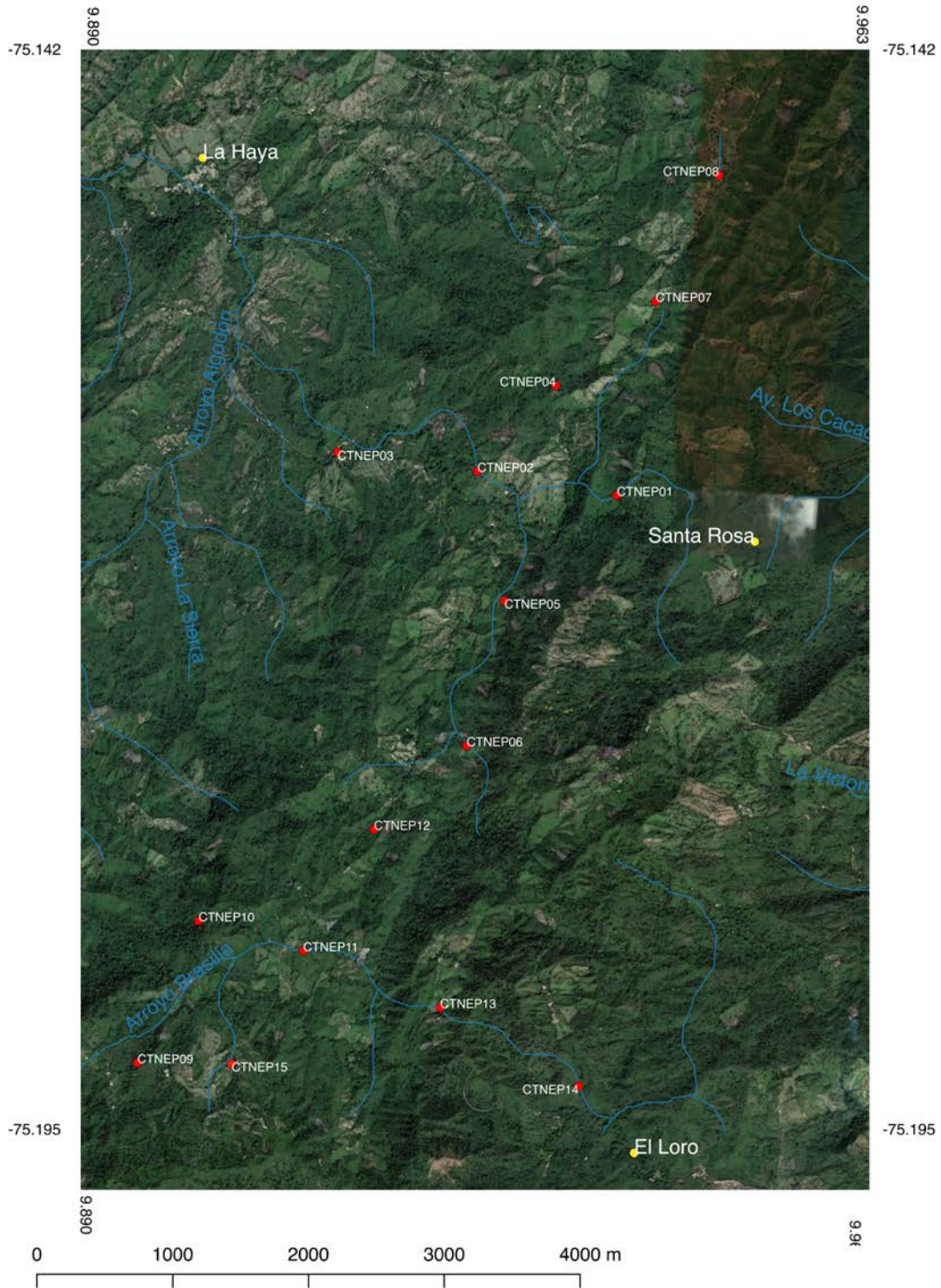


Fig. 1. Mapa de las 15 estaciones de muestreo (puntos rojos) en el bosque seco tropical en San Juan Nepomuceno, Bolívar.

Fuente: QGIS (2017).

A partir de dos muestreos con cámaras trampa Bushnell trophy cam HD y Reconyx hyperfire HC500, en el marco de un proceso de restauración ecológica, se identificaron mamíferos medianos y grandes a través de registros obtenidos por medio de imágenes captadas en las etapas de trabajo de campo realizadas entre el mes de febrero a marzo de 2016 y de finales de enero a comienzos de marzo de 2017. Estos dos grupos de datos corresponden a los tiempos t_0 y t_1 del proceso de restauración.

El diseño fue sistemático con 1 km de equidistancia entre las estaciones de muestreo donde se instalaron las cámaras. Estos sitios fueron escogidos donde la probabilidad de captura de mamíferos fuese mayor a cero (p.e. cerca de cuerpos de agua, zonas de paso frecuente y con disponibilidad de frutos). Se realizó en las mismas 15 estaciones en los tiempos t_0 y t_1 , procurando un esfuerzo de muestreo mayor a 400 trampas noche, que permitió asegurar el registro de las especies comunes a este bosque, lo que está de acuerdo con lo planteado por el modelo de probabilidad de captura propuesto por Tobler y colaboradores (2008).

5.2 Procesamiento de datos

El procesamiento, tabulación, y cuantificación de las fotos se realizó utilizando el software Naira, (Versión 3) (Pulido *et al*, 2016). Este programa permite clasificar las imágenes obtenidas, teniendo en cuenta que las cámaras activas son sensibles a cualquier movimiento capturando fotos de vegetación, o de otro tipo de animales como aves, que no corresponden al interés y objetivos del presente estudio.

Las fotos consecutivas de individuos de la misma especie fueron consideradas como registros independientes al ser tomadas con un intervalo mayor a 30 min, al igual que las fotografías no consecutivas de la misma especie, de acuerdo con la metodología aplicada por Mosquera y colaboradores (2015) y por Pardo y colaboradores (2015).

Para identificar apropiadamente las especies capturadas en las fotografías se hizo una revisión bibliográfica sobre los mamíferos terrestres medianos y grandes de BsT en Colombia, y sus características taxonómicas diagnósticas.

Los índices para cuantificar la composición y la estructura fueron seleccionados tomando en cuenta el criterio proporcionado por Diaz-Pulido y colaboradores (2015), como recomendación para evaluar el efecto de la restauración sobre los mamíferos.

5.3 Representatividad: curvas de acumulación

Las curvas de acumulación de especies y los estimadores Chao y ACE se obtuvieron por medio del programa EstimateS versión 9.1.0, el cual permite calcular estimadores e índices de biodiversidad, como los mencionados anteriormente (Villarreal *et al*, 2014). El modelo de Clench se obtuvo por medio del programa de análisis estadístico, Statistica versión 10 (StatSoft, 2010).

Se validó la representatividad del muestreo por medio de la comparación de las curvas de acumulación de especies esperadas y observadas. Las curvas de acumulación de especies esperadas se obtuvieron mediante la ecuación de Clench, el índice de Chao y ACE. Por medio de estas curvas se evidencia cómo el número de especies se va acumulando en función de los días de muestreo. Se determina la validez del muestreo cuando, al comparar la curva referente a datos esperados con la de datos observados, sus tendencias o comportamientos son similares y presentan valores cercanos. En este caso puede asumirse que el muestreo ha sido eficaz (Villareal *et al*, 2004).

Cuando se ha realizado un buen muestreo, las curvas tienden a ser asintóticas, indicando así que por más que los días de muestreo aumenten, no se incrementará el número de especies observadas. Cuando se obtiene un solapamiento de las curvas por encima del 85%, esto es, esta proporción entre especies observadas y esperadas es posible asumir la validez del muestreo (Villareal *et al*, 2004).

5.3.1 Modelo de Clench

De acuerdo con este modelo, la probabilidad de encontrar una especie aumenta conforme el tiempo de muestreo sea mayor. Este modelo es utilizado para tener conocimiento del esfuerzo mínimo en tiempo de muestreo que se necesita para tener un número de especies aceptable (Muñoz, 2012):

$$E(s) = a \times / (1 + b \times)$$

Donde:

E(s)= riqueza esperada

a = representa la tasa de incremento especies

b = pendiente de la curva

X = número acumulativo de muestras

5.3.2 Índice ACE

El estimador ACE (Estimador de Cobertura basado en la Abundancia), se utiliza cuando se tiene abundancia y subestima la riqueza verdadera en las muestras que son pequeñas (García, 2014).

$$S_{ACE} = S_{abund} + \frac{S_{rare}}{C_{ACE}} + \frac{F_1}{C_{ACE}} \gamma^2 ACE$$

Donde:

S_{rare}= número de especies raras

S_{abund}=número de especies abundantes

N_{rare}= número de especies con *i* individuos (f₁ es el número de singletons)

C_{ACE}=1-f₁/ N_{rare} estimador de la “cobertura muestral”

$\gamma^2 ACE = \max \left\{ \frac{S_{rare}}{C_{ACE}} \frac{\sum_{i=1}^{10} i(i-1)F_i}{N_{rare}(N_{rare}-1)} - 1, 0 \right\}$, es decir, el coeficiente de variación de las abundancias de las especies.

5.3.3 Índice Chao 1

Es un estimador que se utiliza cuando hay abundancia, es muy riguroso al estimar el número de especies esperadas considerando la relación entre el número de especies representadas por un individuo y el número de especies representadas por dos individuos en una muestra (Moreno, 2001).

$$Chao 1 = S + a^2 / 2 b$$

Donde:

S= número de especies en una muestra

a= número de especies representadas con un individuo en una única muestra (singletons)

b= número de especies representadas por exactamente dos individuos en la misma muestra (doubletons)

5.4 Medición de la composición

La medición de la composición se hizo mediante los índices de riqueza y abundancia relativa. La comparación de estos índices antes y después de la intervención de restauración da cuenta de si se han producido cambios y en consecuencia determinar si la restauración ha incidido sobre los mamíferos terrestres medianos y grandes. El aumento en la riqueza y la abundancia relativa de especies especialistas, así como la disminución de especies generalistas, son indicadores positivos de la restauración (Díaz-Pulido *et al*, 2015).

5.4.1 Índices de riqueza

Los indicadores de riqueza, Alfa de Fisher, Chao2 y Jacknife 2 se obtuvieron por medio del programa EstimateS versión 9.1.0.

Índice de Riqueza 1: índice Alfa de Fischer, es utilizado cuando existen datos cuantitativos de abundancia relativa (Díaz *et al*, 2015; López & Duque 2010).

$$S = \alpha \ln \left(1 + \frac{n}{\alpha} \right)$$

Donde:

S= el número de especies

n = número de individuos

α =alfa de Fisher.

Índice de Riqueza 2: Chao 2, este índice estima el número de especies esperadas teniendo en cuenta la relación entre el número de especies únicas (las cuales aparecen en una sola muestra) y duplicadas (que aparecen en dos muestras) (Villarreal *et al*, 2014; Yeshitela, 2008).

$$S_{\text{Chao2}} = S_{\text{obs}} + \frac{Q_1^2}{2Q_2}$$

S_{Chao2} = número de especies esperadas basadas en el estimador Chao2

S_{obs} = número de especies observadas

Q_1 = número de especies que ocurren en una sola muestra

Q_2 = número de especies que ocurren en dos muestras

Índice de Riqueza 3: Jackknife 2, se basa en el número de especies que ocurren en una sola muestra y las que ocurren en solo dos muestras (Villarreal *et al*, 2014; Yeshitela, 2008).

$$S_{\text{Chao2}} = S_{\text{obs}} + \left[\frac{Q_1 (2m-3)^2}{m} - \frac{Q_2 (m-2)^2}{m(m-1)} \right]$$

m= número total de especies

5.4.2 *Índice de abundancia relativa*

La medición de abundancia relativa se realizó a partir del número de registros y el esfuerzo de muestreo (Diaz-Pulido *et al*, 2015).

$$AR_i = \frac{a_i}{b} * c$$

AR_i = abundancia relativa de la especie i

a_i = número de registros independientes de la especie i

b = esfuerzo de muestreo

c = factor de corrección

El factor de corrección para esta investigación es de 100.

Con base en lo anterior se determina si hay diferencias significativas entre los valores estimados para cada uno de los indicadores en los tiempos t_0 y t_1 , con un intervalo de confianza del 95 %.

5.4.3 *Comparación de la abundancia entre los dos muestreos*

Se aplicó la prueba no paramétrica de rangos señalados y pares igualados de Wilcoxon (Siegel, 1986) para determinar la significación de las diferencias en abundancia entre los dos muestreos. Para la aplicación de esta prueba se utilizó el software R Commander versión

3.3.1, que permite facilitar el trabajo con R, relativo a la prueba de Wilcoxon. R, es un lenguaje de programación que permite la utilización de instrumentos estadísticos y crear gráficos de alta calidad (Langohr, 2016).

5.5 Medición de la estructura

La medición de la estructura se realiza a través de los índices de dominancia y diversidad. La comparación de estos índices antes y después de la intervención del proceso de restauración da cuenta de si se han producido cambios, y en consecuencia permite determinar si la restauración ha incidido sobre los mamíferos terrestres medianos y grandes. El aumento de la dominancia y la diversidad son indicadores positivos de la restauración (Diaz-Pulido *et al*, 2015).

5.5.1 Índice de diversidad

El programa SPADE (Especie Predicción y Estimación de la Diversidad) posibilita estimar variedad de índices de biodiversidad a partir de diferentes tipos de muestras (Chao *et al*, 2016).

Por medio de este programa se obtuvo el índice de diversidad verdadera que permite medir la biodiversidad y sus tendencias de cambio en los ecosistemas (Diaz-Pulido *et al*, 2015).

$${}^qD = \left(\sum_{i=1}^n p_i^q \right)^{1/(1-q)}$$

Donde:

$\sum p_i^q$ = Sumatoria básica

p_i = Abundancia proporcional de la especie i

s = Número total de especies

q = Indica que tan sensible es la diversidad a la frecuencia relativa de especies en una comunidad.

5.5.2 Índice de dominancia

Para los cálculos del índice de dominancia, se utilizó el programa PAST (PAleontological STatistic) versión 2.15, que permite el cálculo de dicho índice mediado por el del índice de Simpson (Hamer *et al*, 2001). Este programa incluye variedad de funciones que son utilizadas usualmente por paleontólogos (Hamer *et al*, 2001).

Se utilizó el índice de Simpson (Díaz-Pulido *et al*, 2015), mediante la siguiente fórmula:

Índice de Simpson (D):

$$D = \sum_{i=1}^s \left[\frac{ni(ni - 1)}{N(N - 1)} \right]$$

n_i = número de individuos de la especie i en la muestra

N = número de individuos en la muestra = $\sum ni$

s = número de especies en la muestra

La dominancia de Simpson arroja dos valores, uno de dominancia y otro de diversidad, los cuales están correlacionados y son inversamente proporcionales (García-Morales *et al*, 2011). Los indicadores varían entre 0 y 1 (García-Morales *et al*, 2011). Cuando el valor de estos índices es cercano al 1, el otro disminuye (García-Morales *et al*, 2011).

5.6 Mediciones comparativas

5.6.1 Índice de homogenización biótica

La homogenización biótica puede ser medida con el índice de Jaccard (Díaz-Pulido *et al*, 2015). Este índice permite relacionar el número de especies compartidas con el número total de especies exclusivas (Villarreal *et al*, 2014). El cálculo de este índice da cuenta de los cambios en el paisaje sobre los mamíferos terrestres medianos y grandes. La reducción de la homogenización es un indicador positivo del desarrollo de la restauración. La homogenización biótica medida a través del índice de Jaccard es interpretada a través de un

porcentaje de similitud, en el que 0 % es cuando no hay especies en común y 100% cuando se obtiene la mayor similitud de especies (Díaz-Pulido *et al*, 2015).

Índice de Jaccard:

$$S = \frac{a}{(a + b + c)} \times 100$$

S= similitud entre dos momentos del proceso de restauración

a= número de especies encontradas en uno de los dos momentos del proceso de restauración

b=número de especies encontrado en uno de los dos momentos del proceso de restauración

c=número de especies encontradas en el otro momento del proceso de restauración.

Finalmente, con los datos obtenidos y con base en la literatura se identificaron las posibles especies indicadoras positivas y negativas, y su posible función ecológica dentro del marco de la restauración, según lo sugerido por Díaz-Pulido y colaboradores (2015).

5.6.2 Índice de especialización

Partiendo de lo anterior y para profundizar más en el análisis del cambio en la identidad de las especies de mamíferos terrestres medianos y grandes, se cuantificó el índice de especialización de la comunidad. El incremento en la riqueza de especies especialistas es un indicador positivo de la comunidad natural (Devictor *et al*, 2007).

$$H = \left(\frac{Sg}{Sg + Ss} \right)$$

H= Homogenización biótica

Sg= Riqueza de especies generalistas

Ss= riqueza de especies especialistas

Finalmente, se compararon los índices obtenidos en los tiempos t_0 y t_1 , para permitir un análisis conducente al debate de resultados.

6. Resultados

6.1 Las curvas de acumulación de especies para la eficacia de los muestreos

Las curvas generadas a partir del número de especies obtenidas y los días de muestreo para 2016 y 2017 (ver Figs. 2 y 3), indican que los muestreos para ambos años fueron eficaces, puesto que las curvas respectivas de especies observadas se encuentran entre los intervalos de confianza del 95%. Además, todas las curvas son asintóticas, y las tendencias de los estimadores de Chao 1, ACE y Clench son similares a los valores observados.

Para el muestreo realizado en el 2016, tanto Chao 1 ($n=14$), como ACE ($n=14$) estimaron 14 especies, la misma cantidad que fue observada. Por su parte el indicador de Clench estimó en 15 las especies por medio de los parámetros a (3,798553) y b (0.245861), en consecuencia, en este muestreo las especies observadas son el 93% de las esperadas según este indicador. El coeficiente de determinación de correlación (R^2) obtenido, indica una alta (0.998) correlación entre el estimador Clench y las especies observadas.

Para el muestreo realizado en el 2017, tanto Chao 1 como ACE estimaron en 13 el número de especies esperadas. El indicador de Clench, por su parte, estimó 12 especies, por medio de los parámetros a (2.281404) y b (0.168531), en consecuencia, en este segundo muestreo las especies observadas son el 92% de las especies esperadas según este indicador. Por otra parte, se obtuvo una correlación de 0.999 entre el estimador Clench y los observados para el 2017.

Todo lo anterior valida los muestreos realizados para el 2016 y 2017, y permite entrar a estudiar las variaciones producidas por la intervención restaurativa.

Curvas de acumulación de especies 2016

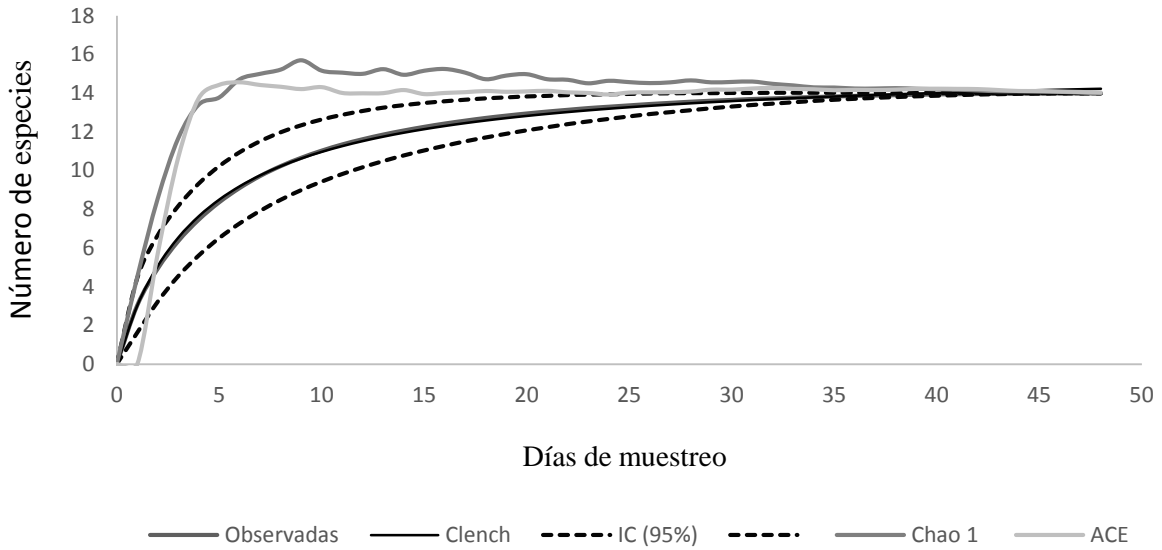


Fig. 2 Curvas de acumulación de especies de mamíferos terrestres medianos y grandes observadas con intervalo de confianza del 95% (IC) e índices de especies esperadas según Clench, Chao 1 y ACE en 2016.

Curva de acumulación de especies 2017

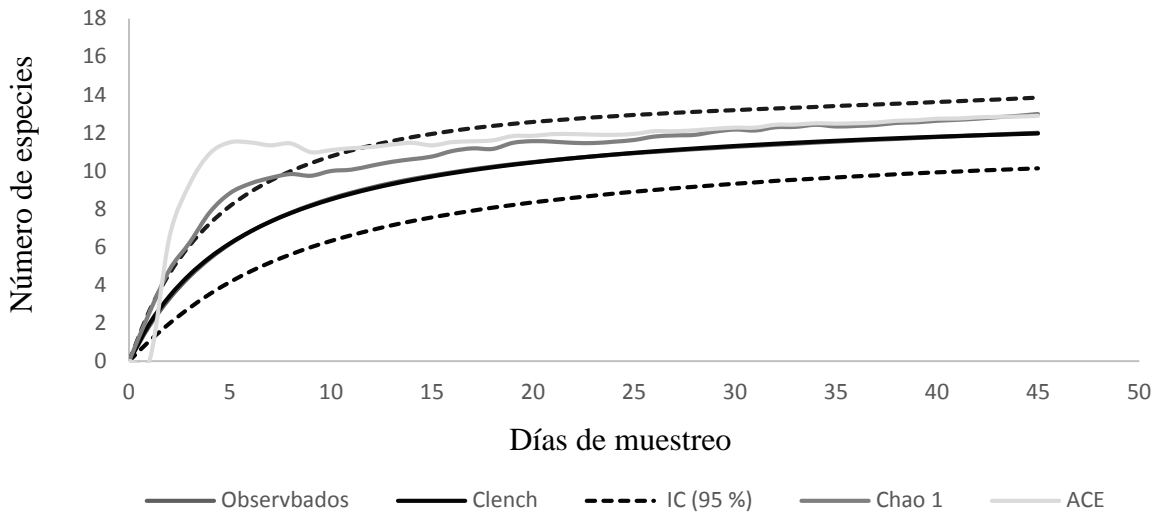


Fig. 3. Curvas de acumulación de especies de mamíferos terrestres medianos y grandes observadas con intervalo de confianza del 95% (IC) e índices de especies esperadas según Clench, Chao 1 y ACE en 2017.

6.2 Composición

El muestreo llevado a cabo en 2016, se realizó durante 48 días de muestreo, con un esfuerzo de 501 trampas/ noche y se obtuvieron 249 registros independientes, pertenecientes a 14 especies, 13 familias y 7 órdenes (Tabla 1). Mientras el muestreo llevado a cabo en 2017, se efectuó durante 45 días de muestreo, con un esfuerzo de 462 trampas/noche y donde se obtuvieron 102 registros independientes pertenecientes a 12 especies, 11 familias y 7 órdenes (Tabla 1) (Anexo).

En el primer muestreo, realizado en 2016, se obtuvieron 13.255 fotografías y en el segundo muestreo en enero del 2017, se obtuvieron 11.928 fotografías.

Dentro de las especies capturadas para ambos monitoreos se encuentran herbívoros, omnívoros, insectívoros, y un carnívoro estricto, que en su mayoría se encuentran en categoría de amenaza de preocupación menor (Tabla 2).

Se registraron las mismas especies para los dos muestreos, a excepción de *Conepatus semistriatus* y *Pecari tajacu* que no fueron registradas en el 2017.

Tabla 2. Número de individuos capturados de febrero a marzo de 2016 y de enero a marzo de 2017.

Orden	Familia	Especie	Nombre común	Registros indep. 2016	Registros indep. 2017	Gremio Trófico	Categoría de amenaza nacional	Categoría de amenaza global
Didelphimorphia	Didelphidae	<i>Didelphis marsupialis</i>	Fara, chucha	11	16	O	LC	LC
Cingulata	Dasypodidae	<i>Cabassous centralis</i>	Armadillo bramador	6	4	I	--	LC
		<i>Dasypus novemcinctus</i>	Armadillo, gurre	9	8	I	LC	LC
Pilosa	Mymercophaga	<i>Tamandua mexicana</i>	Tamandúa	26	10	I	LC	LC
Carnivora	Felidae	<i>Leopardus pardalis</i>	Ocelote	6	5	C	NT	NT
	Canidae	<i>Cerdocyon thous</i>	Zorro perruno	2	1	O	--	LC
	Mephitidae	<i>Conepatus semistriatus</i>	Zorrillo	2	*	O	--	LC
	Mustelidae	<i>Eira barbara</i>	Ulamá	16	1	O	--	LC
	Procyonidae	<i>Procyon cancrivorus</i>	Zorro cangrejero	3	8	O	--	LC
Artiodactyla	Tayassuidae	<i>Pecari tajacu</i>	Pecarí de collar	18	*	H	--	LC
	Cervidae	<i>Mazama sanctaemartae</i>	Venado	13	3	H	--	--
Rodentia	Cuniculidae	<i>Cuniculus paca</i>	Guagua	15	12	H	--	LC
	Dasyproctidae	<i>Dasyprocta punctata</i>	Ñeque	104	25	H	--	LC
Lagomorpha	Leporidae	<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	Conejo	15	9	H	--	LC
Total				246	102			

Convenciones: H: herbívoro; C: carnívoro; O: Omnívoro; I: insectívoro. NT: casi amenazados; LC: preocupación menor; (*) especies no registradas.

Dentro del total de fotos obtenidas se registraron también mamíferos domésticos, tanto para 2016 (16) y 2017 (27) se registró *Canis lupus familiaris* y *Bos primigenius* Taurus. En el primer

muestreo no se registraron *Felis silvestris catus* y *Sus scrofa doméstica*, y para el segundo muestreo no se registró a *Equus africanus asinus*.

Tabla 3. Número de registros independientes de animales domésticos de febrero a marzo de 2016 y de enero a marzo de 2017.

Orden	Familia	Especie	Nombre común	Registros indep. 2016	Registros indep 2017	Gremio Trófico
Carnívora	Felidae	<i>Felis silvestris catus</i>	Gato	*	4	C
	Canidae	<i>Canis lupus familiaris</i>	Perro	10	14	C
Perissodactyla	Equidae	<i>Equus africanus asinus</i>	Burro	3	*	H
Artiodactyla	Bovidae	<i>Bos primigenius taurus</i>	Vaca	3	2	H
	Suidae	<i>Sus scrofa domestica</i>	Cerdo	*	7	O
Total				16	27	

(*) especies no registradas.

6.2.1 Riqueza

El número de registros de especies observadas en el monitoreo de 2016 fue de 14 especies, valor semejante al obtenido por el estimador Chao 2 (n=14), que es el índice más riguroso, lo que demuestra una buena estimación de la riqueza de especies. Por otra parte, el índice de jackknife 2 (n=12) estima una riqueza de especies por debajo del observado (n=14) (Fig. 4).

El número de registros de especies observadas en el monitoreo de 2017 (Fig. 5). fue de 12 especies. Tanto Chao 2 (13) como Jackknife 2 (16), estimaron un valor por encima del observado.

Finalmente, el Alfa de Fisher, estimó para el muestreo de 2017, una riqueza (3.546) mayor que para el de 2016 (3.219). Aunque los datos observados indiquen una reducción de las especies en 2017, en este muestreo no se registró la presencia de *Conepatus semistriatus* ni de *Pecari tajacu*.

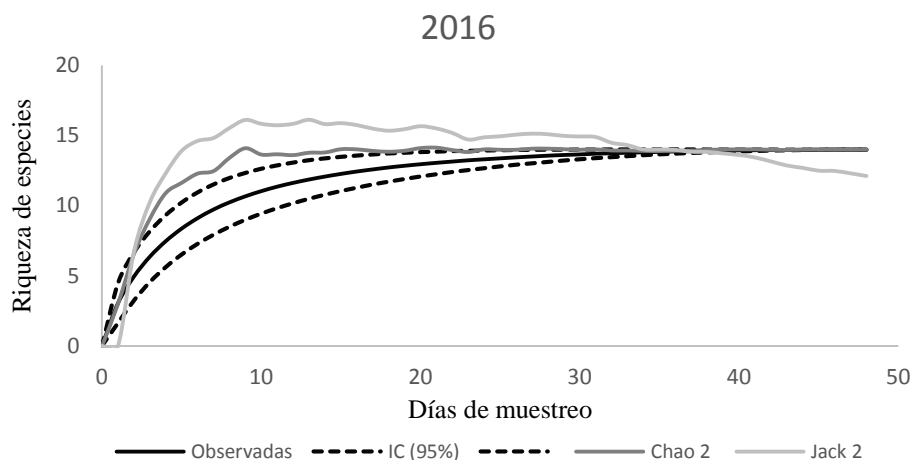


Fig. 4. Riqueza de especies observada con un Intervalo de confianza del 95% (IC), e índices de especies esperadas según Chao 2 y Jackknife 2 (Jack 2) en 2016.

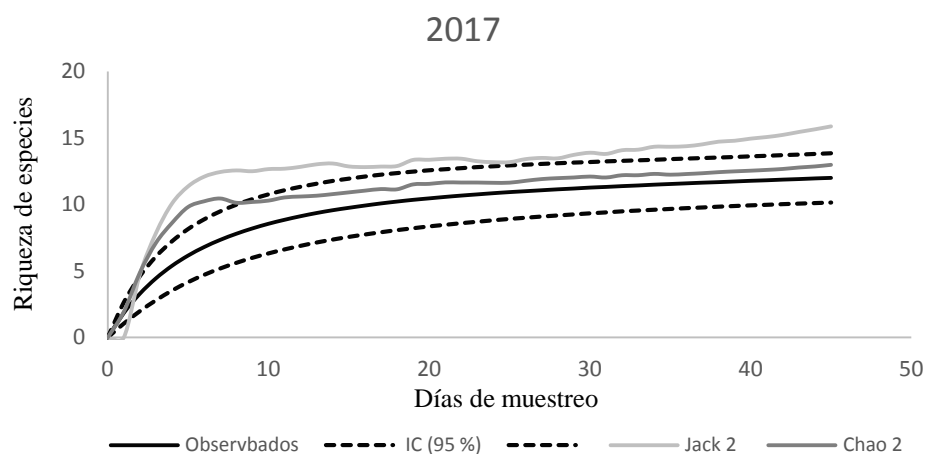


Fig. 5. Riqueza de especies observada con un Intervalo de confianza del 95% (IC), e índices de especies esperadas según Chao 2 y Jackknife 2 (Jack 2) en 2016.

6.2.2 Abundancia relativa

De las 14 especies registradas en el monitoreo de 2016 (Fig. 6, Tabla 2), se obtuvo que *Dasyprocta punctata* (IAR=20.76), fue la especie más abundante, seguida de *Tamandua mexicana* (IAR=5.19), y *Pecari tajacu* (IAR=3.60), de diferentes órdenes: Rodentia, Pilosa y Artiodactyla, respectivamente. Estas especies más abundantes pertenecen al gremio trófico de los herbívoros, insectívoros y omnívoros, correspondientemente.

Entre las especies menos abundantes están *Cerdocyon thous* (IAR=0.40), y *Conepatus semistriatus* (IAR=0.40), con solo dos individuos registrados cada una y *Procyon cancrivorus* (IAR=0.60), con 3 individuos, pertenecientes al orden Carnívora y dentro del gremio trófico de los omnívoros.

Dentro de las 12 especies registradas para 2017 (Fig. 5, Tabla 2), se obtuvo que *Dasyprocta punctata* (IAR=5.41), *Didelphis marsupialis* (IAR=3.50), y *Cuniculus paca* (IAR=2.60), pertenecientes a los órdenes Rodentia y Didelphimorphia fueron de las más abundantes, seguidas de *Tamandua mexicana* (IAR=2.20), *Sylvilagus brasiliensis* (IAR=1.94) y *Procyon cancrivorus* (IAR=1.73), de los órdenes: Pilosa, Lagomorpha y Carnívora. Dentro de estas especies, los herbívoros fueron altamente representados por *D. punctata*, *C. paca* y *S. brasiliensis*, mientras los insectívoros solo por una especie -*T. mexicana*- y los omnívoros por dos: *D. marsupialis* y *P. cancrivorus* (Tabla 2).

Por último, dentro de las especies menos abundantes están *Eira barbara* (IAR=0.22) y *Cerdocyon thous* (IAR=0.22), ambas omnívoras y del orden Carnívora, para las cuales solo se registró un individuo en cada caso.

En los dos muestreos se observa que *D. punctata* es la más abundante, y la menos abundante *C. thous*. Pero lo más evidente es que la mayoría de las especies redujeron su presencia en el territorio del 2016 a 2017.

Concretamente, solo la especie *D. marsupialis* incrementó levemente su abundancia, al aumentar un solo registro en el muestreo. Y no se registraron en 2017 individuos de dos especies registradas en el 2016: *C. semistriatus* y *P. tajacu*. Cabe anotar, que en el 2016 se

registró la presencia de algunas pocas crías de *D. punctata* y *T. mexicana*, en tanto que en el 2017 no hubo un solo registro al respecto.

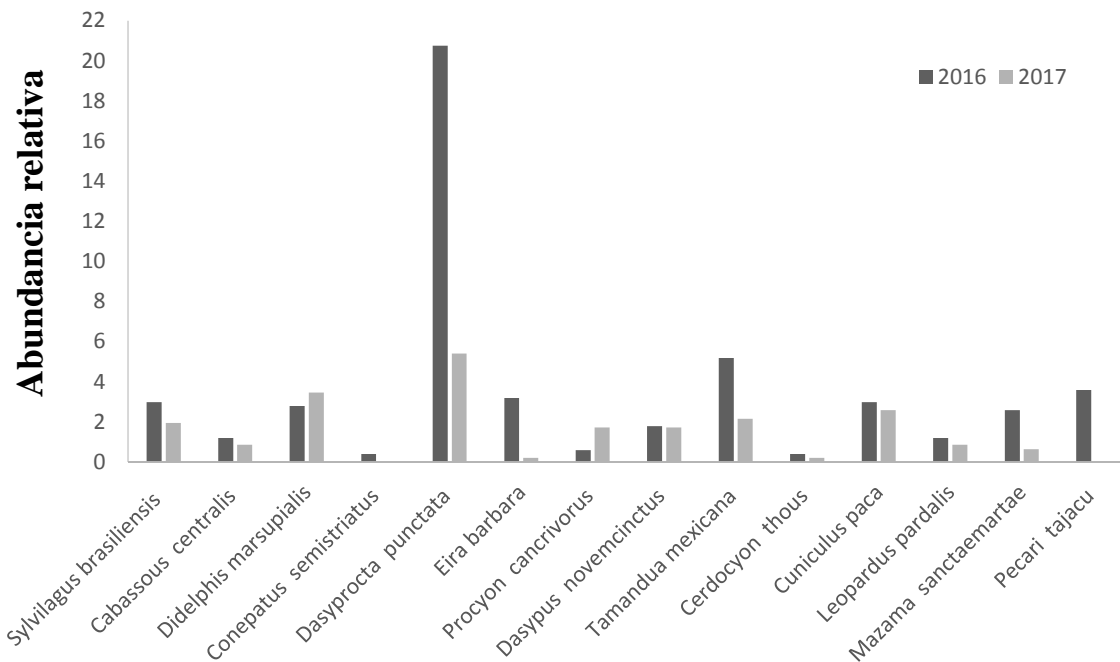


Fig. 6. Registro de abundancia relativa de especies de mamíferos terrestres medianos y grandes de febrero a marzo de 2016 y de enero a marzo de 2017.

Comparación de la abundancia entre los dos muestreos

Previa comprobación de la inexistencia de normalidad en los dos muestreos mediante la utilización de la prueba de Shapiro-Wilk ($P < 0.05$) se aplicó la prueba no paramétrica de Wilcoxon para comparar las abundancias de las especies en los dos muestreos, obteniendo como resultado una diferencia significativa ($P < 0.001$), que permite afirmar que las dos muestras guardan una diferencia tal que parecen representar a dos poblaciones

6.3 Estructura

6.3.1 Diversidad

Se obtuvieron los valores de diversidad en los órdenes 0, 1 y 2. Para el muestreo de 2016, los valores obtenidos por el índice de diversidad (Tabla 3), fueron 14 especies, y para el 2017, 13 especies, lo que equivale a la riqueza.

La diversidad de orden 1, estimó los valores 7.692 y 8.920, para los monitoreos de 2016 y 2017, respectivamente (Tabla 3). Lo que significa que el segundo muestreo es más diverso y que las especies son más semejantes entre sí. La diversidad de orden 2, presentó los valores de 4.662 y 7.408, para 2016 y 2017, respectivamente (Tabla 3), lo que significa que la diversidad aumentó, debido a que la dominancia se redujo, puesto que ninguna tenía una abundancia relativa tan superior al resto, como en el anterior muestreo (2016), en el que la especie *D. punctata* tenía el 41% de la abundancia total.

Tabla 4. Índices de diversidad verdadera

Orden	2016	2017
	Diversidad verdadera IC 95%	Diversidad verdadera IC 95%
0	14 (14.0 - 14.0)	13 (12.1 - 26.1)
1	7.692 (6.639, 8.745)	8.920 (7.747 - 10.093)
2	4.662 (0.167, 5.158)	7.408 (7.086- 7.730)

6.3.2 Dominancia

Los resultados obtenidos en el monitoreo del 2016, muestran una dominancia baja de 0.2106, pero mayor que la estimada para el 2017 (0.135) lo cual responde a la mayor abundancia registrada de *D. punctata* en 2016 respecto a las demás especies y al 2017. Por el contrario, en el 2016 se obtuvo una alta diversidad de especies con 0.7894, aunque mayor en el 2017 (0.865).

6.3.3 Homogenización biótica

6.3.3.1 Índice de Jacard

Se encontró por medio del índice de Jaccard, una similitud del 85.71 % entre las especies halladas en los muestreos de 2016 y 2017. Puesto que, en el segundo muestreo no fueron registradas dos de las especies observadas en el primero.

6.3.3.2 Índice de especialización

Las 14 especies registradas de mamíferos medianos y grandes fueron clasificadas como especies especialistas o generalistas en relación con su hábito alimenticio y la homogenización biótica estimada a partir del índice especialización disminuyó un 20%, pasando de 2.5 (2016) a 2.0 (2017). Sin embargo, debe tenerse en cuenta que el resultado de este índice está afectado por la reducción en la riqueza de las especies entre el primer y segundo muestreo.

Tabla 5. Número de registros independientes de las especies generalistas y especialistas de mamíferos terrestres medianos y grandes en los años 2016 y 2017.

Especies	2016		2017	
	Generalistas	Especialistas	Generalistas	Especialistas
<i>Didelphis marsupialis</i>	11		16	
<i>Cabassous centralis</i>	6		4	
<i>Dasybus novemcinctus</i>	9		8	
<i>Tamandua mexicana</i>	26		10	
<i>Leopardus pardalis</i>		6		5
<i>Cerdocyon thous</i>	2		1	
<i>Conepatus semistriatus</i>	2		*	
<i>Eira barbara</i>		16		1
<i>Procyon cancrivorus</i>	3		8	
<i>Pecari tajacu</i>	18		*	
<i>Mazama sanctaemartae</i>		13		3
<i>Cuniculus paca</i>		15		12
<i>Dasyprocta punctata</i>	104		25	
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	15		9	
Total	196	50	81	21

(*) especies no registradas.

7. Discusión

Las curvas de acumulación de especies en los dos muestreos certificaron la eficacia y validez de los mismos. Entre los muestreos se identificaron diferencias tanto en la estructura como en la composición de los mamíferos medianos y grandes. Sin embargo, dicha variación no solo depende del efecto del proceso de restauración realizado en el área de estudio, sino de otras variables, como se explicará más adelante.

La principal diferencia evidente es la reducción drástica del tamaño de la segunda muestra, comparada con la primera. La segunda tiene el 41.46 % de individuos registrados en la primera y dos especies menos. La abundancia de 11 de las 12 especies compartidas, se redujo. La similitud entre las especies de las dos muestras es del 85.71%. Al aplicar la prueba no paramétrica de Wilcoxon para comparar las abundancias relativas de las dos muestras, se obtuvo una diferencia significativa al 0.001, que certifica la profunda disparidad entre ellas. Sin embargo, la reducción del esfuerzo de muestreo de 7.78% (para el 2016 de 501 trampas/noche y para el 2017 de 462 trampas/noche) no guarda proporción con la reducción de la muestra y en el caso de las estimaciones de abundancia relativa no corresponden a un sesgo ya que están corregidas por el mismo esfuerzo.

La diferencia en el esfuerzo de muestreo entre 2016 y 2017 se dio principalmente por las fallas en el funcionamiento en dos de las cámaras trampa, que justamente fueron ubicadas en las estaciones de muestreo donde se registraron 9 especies y entre ellas *Pecari tajacu*, de la que se obtuvo el 94.4% de registro en estas cámaras y en el 2017 no se obtuvo ningún registro. Además, en el 2017 cuando se regresó a instalar tres de las estaciones de muestreo los bosques habían sido talados para la siembra de pastos y cultivos, lo que da cuenta de que a pesar del proceso de restauración ecológica que se lleva a cabo en la región, la presión por transformación del uso del suelo sigue siendo muy alta y está afectando la comunidad de mamíferos como se observa en los resultados de este trabajo.

La comparación de la composición de los dos muestreos hizo evidente que la riqueza de especies observadas se redujo, puesto que en el segundo muestreo no se registró a *Pecari tajacu* y *Conepatus semistriatus*, que se registraron en el primero. Esto contradice la mayoría de los índices los cuales estimaron una mayor riqueza en el muestreo en 2017. En el muestreo de 2016, el indicador Chao 2 hizo una estimación de riqueza que concuerda con la observada, mientras que Jackknife 2, la estimó por debajo de los registros obtenidos y el Alfa de Fisher sugiere una menor riqueza de especies en este año que en el 2017. En el 2017 los tres indicadores utilizados estimaron el número de especies por encima del observado. La disminución en la riqueza en el segundo muestreo, en contradicción con lo estimado, puede ser resultado de las deficiencias en el muestreo, que se expusieron

anteriormente, o de factores relacionados a su ecología. Una explicación a la disminución en la población de *Pecari tajacu* puede ser la cacería, que según Cabrera y colaboradores (1995), por su fácil adaptación y su carne es una especie objeto de cacería, por lo que las personas de poblaciones circundantes pueden estar disminuyendo la población de esta especie.

Según lo estimado, se obtuvo una mayor diversidad y una menor dominancia en el segundo muestreo. Esta estimación es contraria a lo observado, puesto que para el muestreo de 2017 hubo una reducción de las especies y de sus abundancias. Esto puede explicarse porque *D. punctata* tuvo 104 registros independientes en el primer muestreo y en el segundo se redujo a 25 registros, por lo que la dominancia disminuyó y la diversidad aumentó correlativamente. Además, las abundancias de 11 especies de las 12 observadas, disminuyó. Los cambios en diversidad y dominancia indican también el empobrecimiento de la población de mamíferos terrestres medianos y grandes.

Finalmente, otra expresión del empobrecimiento de la población de mamíferos terrestres medianos y grandes es el índice de especialización que muestra una reducción para 2017 del 20%, en contravía de los objetivos de la restauración. Se esperaba que durante el proceso de restauración se incrementaran los individuos especialistas y la mayoría de las generalistas permanecieran. Sin embargo, los generalistas disminuyeron, en un 58.67% su abundancia y 14.29% en su riqueza y los especialistas, en abundancia 58%.

Probablemente un año sea un periodo de tiempo insuficiente para observar el efecto de un proceso de restauración en la comunidad de mamíferos. Estudios de recolonización de la fauna realizados a largo plazo en ecosistemas degradados, muestran que las tendencias de sucesión varían según los grupos de fauna, pero podría llevar hasta 8 años para que las comunidades como la de los mamíferos sean similares a las de bosques no perturbados (Nichols & Nichols, 2003). Autores como Aguilar-Garavito & Ramírez (2015) señalan que, en el marco de un proceso de restauración, el cumplimiento de las metas propuestas puede llevar de uno a seis años. Por consiguiente, se requiere de más muestreos a mediano y largo plazo, para que se evidencie la trayectoria de los cambios en la estructura y composición de los mamíferos terrestres medianos y grandes, teniendo en cuenta que las tasas de reproducción de estos mamíferos es muy baja.

Aun así, es importante tener en cuenta algunos estudios como los de Caili y colaboradores (2017), los cuales evidencian que, durante la sucesión secundaria, que puede llevar hasta 30 años, sino más, las especies de plantas presentes incrementan durante los primeros años de la sucesión, como también pueden fluctuar e ir de un incremento a una reducción de la abundancia significativa. Por lo que cabe preguntarse, aproximando a lo que podría suceder con los mamíferos en este caso, si la reducción de 2016 a 2017 puede ser una fluctuación que se encuentre dentro de los parámetros normales en la sucesión de un proceso de restauración y que eventualmente vuelva a incrementarse

la riqueza y abundancia de las especies de mamíferos terrestres medianos y grandes. Por lo tanto, se debe considerar que la restauración no es un proceso lineal.

Otras posibilidades para entender las diferencias encontradas parten de considerar que, tras un año de la intervención de restauración, los cambios encontrados en el ecosistema pueden no obedecer al proceso de restauración, sino a otros factores relacionados con la intervención humana y los cambios climáticos.

En caso de que los cambios negativos en el ecosistema obedezcan a la intervención humana, es posible que la intervención restaurativa sobre el bosque seco paradójicamente haya atraído la atención de los pobladores locales hacia las áreas de bosque como suministro de complemento proteico de sus dietas o como áreas para la cacería de especies “dañinas”. El acompañamiento formativo y la sensibilización de las comunidades locales es de vital importancia, y debe ser parte de las metodologías y objetivos de la restauración y el monitoreo. Ante la ausencia de datos para aseverar esta suposición se requiere complementar los protocolos de monitoreo con investigaciones sobre la percepción y costumbres de los pobladores locales.

Como expresión de la intervención humana puede entenderse la de sus animales domésticos. Además de las especies silvestres se obtuvieron registros de mamíferos domésticos, que con 16 registros independientes para 2016 y 27 registros independientes para 2017, aumentaron su presencia en un 59,25% para el segundo muestreo, aunque en se esperaba una reducción de su presencia, luego de realizada la restauración. Se observó a los propietarios de los predios en los cuales se llevó a cabo el proceso de restauración, en las fotografías obtenidas con perros, vacas y cerdos que trasladaban por estos senderos. Existen múltiples investigaciones sobre las amenazas que infligen especies como los perros y gatos domésticos sobre la biodiversidad, llegando a alterar las condiciones ambientales, así como generar fuertes impactos en la composición y estructura de la comunidad de mamíferos silvestres; estas especies domésticas se consideran especies exóticas invasoras, ya que se encuentran fuera de su área de distribución nativa (Lessa *et al*, 2016).

Las interacciones entre perros, gatos y mamíferos nativos pueden conllevar a tres tipos de impactos, principalmente: la predación, la competencia y la transmisión de patógenos (Lessa *et al*, 2016). Lo anterior puede estar influyendo fuertemente en la reducción de la abundancia y riqueza de las especies en el segundo muestreo, puesto que, aunque estas especies domésticas no realicen como tal un acto predatorio ya que no capturan ni se alimentan de la presa, si persiguen y capturan otras especies por diversión, dejándolas heridas y causando en algunos casos su muerte (Gompper, 2013; lessa *et al*, 2016), dentro de las que se encuentran especies de venados (Rangel & Mendes, 2013). Por otro lado, la transmisión de patógenos como parvo virosis y moquillo por parte de *C. L.familiaris*, de los cuales se ha detectado en Brazil en la población de *Cerdocyon thous* y *Panthera onca*, lo que

provocó su disminución en esas áreas (Courtenay *et al*, 2001; Nava *et al*, 2009). Las interacciones como la competencia son mayores entre animales domésticos y mamíferos nativos en áreas pequeñas, incluso en áreas protegidas (Hughes & Macdonald, 2013).

Además, según el estudio de Zapata-Ríos y Branch (2015), los cuales midieron la abundancia de especies nativas en áreas con presencia y ausencia de perros asilvestrados en el Parque Nacional Cayambe-Coca en los Andes ecuatorianos del norte, obtuvieron que en áreas con presencia de estos perros la presencia de los mamíferos nativos disminuyó o estaban completamente ausentes, dentro de las especies afectadas y que disminuyeron significativamente su abundancia, se encuentran *el Puma concolor*, *Conepatus semistriatus* y *Mazama Rufina*, especies semejantes a las registradas en ambos muestreos de la presente investigación.

Las amenazas que ejercen los mamíferos domésticos, ante todo, los perros y los gatos sobre la población de mamíferos nativos, puede ser una de las mayores influencias sobre la disminución en la abundancia y riqueza de las especies muestreadas para 2017, además, en varios casos se citan especies semejantes a las del presente trabajo. Por lo cual, dentro de las acciones restaurativas es necesario involucrar objetivos y metodologías con relación a los animales domésticos y su paso por estas áreas.

El estudio realizado en el 2013 por González-Maya y colaboradores en el BsT de cuatro departamentos del Caribe colombiano, dentro de los que se encuentra Bolívar, más exactamente, el área protegida del Santuario de Fauna y Flora Los Colorados, que se encuentra bajo la jurisdicción de San Juan Nepomuceno, aportó datos que han de ser tomados como parámetro para la evaluación de los mamíferos terrestres medianos y grandes. Por lo cual este santuario es un buen ecosistema de referencia para el presente estudio. Es claro que, en este bosque, lo mismo que en el que es objeto de este trabajo, las especies más abundantes son *Dasyprocta punctata* y *Cuniculus paca*, sin embargo, la presencia de *Leopardus paralis* en el estudio realizado en este santuario, es de las más abundantes, a diferencia de lo encontrado en el presente estudio, donde no solo es de las menos abundantes, sino que además su abundancia alcanzó a disminuir.

Los cambios climáticos también pudieron provocar la disminución en riqueza y abundancia de los mamíferos o su desplazamiento dentro del territorio de manera que no fuera registrada por el muestreo. Según los registros del IDEAM (2016) en octubre, noviembre y diciembre del año 2016, se produjeron anomalías de exceso de precipitación en el Caribe, dentro del cual el departamento de Bolívar fue uno con los mayores registros (75%) por el aumento en las precipitaciones, lo que pudo desencadenar efectos adversos en las poblaciones de los mamíferos. Además, los registros históricos de las precipitaciones en San Juan Nepomuceno, durante los meses en que se han realizado los muestreos, informan que son épocas secas (Alcaldía San Juan Nepomuceno, 2008). Díaz-Pulido

y colaboradores (2015) quienes han estudiado los mamíferos en BsT en Colombia, informan que sus mayores registros de estas especies se han dado durante las épocas de lluvia.

Es posible que los mamíferos en 2016 estuvieron restringidos a estas zonas en donde se ubicaron las cámaras, ya que las estaciones se ubicaron pensando en aumentar las probabilidades de detección asociadas a donde había más recursos (agua y alimento), en 2017 los mamíferos pudieron haber contado con recursos más dispersos, debido a las precipitaciones por lo que las rutas de paso no se restringían a las estaciones de muestreo, lo que pudo incidir en la detección.

Como elemento adicional a este análisis, es recomendable hacer comparaciones con los monitoreos de plantas y aves que fueron realizados simultáneamente, para determinar si la reducción en la abundancia y riqueza de las especies también se presentó en ellos. Sin embargo, a la fecha no se cuenta con esa información para hacer la comparación correspondiente.

En cuanto a los objetivos y metodologías aplicadas para la restauración se encuentran vacíos pendientes importantes para atender a la conservación de los mamíferos y a la biodiversidad del BsT de San Juan Nepomuceno, ya que no hay claridad sobre su planteamiento además de la siembra de especies que sirven para forrajeo de la fauna y la creación de corredores biológicos. Se propone, en primer lugar, tener en cuenta los objetivos planteados en el presente trabajo, para elaborar metodologías complementarias, como la creación de refugios artificiales, por medio de troncos y vegetación agrupadas que sirvan como sitios de paso o albergues para los mamíferos objeto de este trabajo, como lo recomiendan Barrera- Cataño y colaboradores (2010) y Vargas (2011). En segundo lugar, es necesario implementar objetivos y metodologías donde se involucre a la comunidad local y se les brinde sesiones de educación ambiental, para evitar la caza, o el paso de los animales domésticos por las zonas intervenidas, ya que el registro de animales domésticos incrementó, y las cercas vivas que tenían como fin impedir el paso del ganado no fueron respetadas, por lo que sigue siendo importante recalcar el monitoreo a las comunidades, a su perspectiva y sus prácticas. Para esto, el trabajo de Niño (2017), debe ser tomado en cuenta, ya que en este propone acciones de educación ambiental, como el tratamiento integral de residuos, apertura de aulas ambientales en escuelas veredales y talleres de conservación de especies y recuperación de semillas, y que además involucren a la población joven en los procesos de conservación y restauración del BsT.

Finalmente, es importante resaltar la conveniencia de la realización de futuras restauraciones que comprendan en sus objetivos y metodologías a los mamíferos terrestres medianos y grandes por sus funciones ecológicas, y su papel en la restauración de los ecosistemas. De igual manera, destacar que el trabajo del que aquí se ha dado cuenta, puede aportar una experiencia útil para quienes se propongan este tipo de objetivos, al ser innovadora en este campo.

8. Conclusiones

Luego de un año de iniciado el proceso de restauración no es claro el efecto de este en la estructura y composición de los mamíferos terrestres medianos y grandes. Es claro que los datos expresan una reducción significativa de estos, lo que va en contraposición de las metas propuestas. Sin embargo, existen factores relacionados con el desarrollo metodológico y cambios en el clima que podrían estar influenciando fuertemente los resultados.

En el muestreo realizado en 2016 se registraron 246 individuos pertenecientes a 14 especies, y en 2017 se registraron 102 individuos pertenecientes a 12 especies. La abundancia y la riqueza de las especies de mamíferos terrestres medianos y grandes, de acuerdo a los resultados de los monitoreos, se redujeron significativamente.

Como se esperaba, de acuerdo con las expectativas de la restauración, la dominancia disminuyó y la diversidad aumento. Sin embargo, estos cambios en un contexto de la reducción general de la población de mamíferos terrestres medianos y grandes pueden ser parte del empobrecimiento general de estas especies que ha sido registrado.

9. Recomendaciones

Se debe considerar realizar futuros muestreos para el monitoreo de los mamíferos terrestres medianos y grandes a mediano y largo plazo, para evidenciar la trayectoria de los cambios en la estructura y composición de los mamíferos terrestres medianos y grandes.

Es necesario buscar el compromiso de la población circundante al área del proyecto mediante educación ambiental, que reduzca los conflictos entre humanos y mamíferos y vincular la investigación sobre percepciones y comportamiento de los pobladores locales para aportar otros insumos al análisis del efecto de la restauración en la comunidad de mamíferos terrestres medianos y grandes.

10. Referencias bibliográficas

- Aguilar-Garavito, M., & Ramírez, W. (2015) *Estructura y contenidos básicos para el programa de monitoreo*. En: Aguilar-Garavito, M. y Ramírez, W. *Monitoreo a Procesos de Restauración Ecológica aplicado a ecosistemas terrestres*. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. pp. 42-49
- Alberico. M., Cadena. A., Hernández-Camacho. J & Muñoz-Saba. Y. (2000) *Mamíferos (Synapsida: Theria) de Colombia*. Biota Colombiana 1(1): 43-75. Alberico. M & Rojas. V. 2002. Mamíferos de Colombia. Pp. 185-226. En: Cevallos. G & Simonetti. J. (eds.). 2002. *Diversidad y conservación de los mamíferos neotropicales*. CONABIO-UNAM, México. D.F. 582 p. Recuperado de: http://www.bdigital.unal.edu.co/6653/1/Mam%C3%ADferos_de_la_Estrella_Fluvia_l_de_In%C3%ADrida.pdf
- Alcaldía San Juan Nepomuceno (2008). *Plan de desarrollo municipal y plan plurianual de inversiones 2008-2011*. Recuperado de: <http://cdim.esap.edu.co/BancoMedios/Documentos%20PDF/plandedesarrollo.pdf>
- Aliaga-Rossel, E. & Fragoso, J. (2015). Defaunation affects *Astrocaryum gratum* (Arecaceae) seed survivorship in a sub-montane tropical forest. *Rev. biol. trop* vol.63 n.1 San José Jan. /Mar. Recuperado de: <http://www.scielo.sa.cr/pdf/rbt/v63n1/a06v63n1.pdf>
- Alvarez, M.; Córdoba, S., et. al. (2004) *Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Programa Inventarios de biodiversidad (GEMA).
- Aronson, J. (2015) *¿Restauración de qué, por qué y para quién?* Prólogo En: Aguilar-Garavito, M., Ramírez, W. (eds.) (2015) *Monitoreo a procesos de restauración ecológica aplicado a ecosistemas terrestres*. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. pp. 9-12

- Atkinson, I. A. E. (1994) *Guidelines to the development and monitoring of ecological restoration programmes*. Wellington, New Zealand: Department of conservation. 34 pp.
- Baptiste, B. (2015) *La restauración y el monitoreo*. Presentación En: Aguilar-Garavito, M., Ramírez, W. (eds.) (2015) *Monitoreo a procesos de restauración ecológica aplicado a ecosistemas terrestres*. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. 250 pp. 7-8
- Barrance, A., Schreckenber, K & Gordon, J (2009). *Conservación mediante el uso: lecciones aprendidas en el bosque seco tropical mesoamericano*. Overseas Development Institute. Londres, Inglaterra. Pp. 11-13 Recuperado de: <https://www.odi.org/sites/odi.org.uk/files/odi-assets/publications-opinion-files/4428.pdf>
- Barrera-Cataño., J.I. & Valdés-López., C. (2007) *Herramientas para abordar la restauración ecológica de áreas disturbadas de Colombia*. Universitas scientiarum Vol. 12 Bogotá: Pontificia Universidad Javeriana 11-24
- Barrera Cataño, J. I., Contreras Rodríguez, S. M., Garzón Yepes, N. V., Moreno Cárdenas, A. C & Montoya Villarreal, S.P. (2010). *Manual para la restauración ecológica de los ecosistemas disturbados del Distrito Capital*. Bogotá: Secretaría Distrital de Ambiente, Pontificia Universidad Javeriana. P. 16
- Bedoya-Patiño, J; Estévez-Varón, J. & Castaño-Villa, G. (2010) *Banco de Semillas del suelo y su papel en la recuperación de los bosques tropicales*. Boletín Científico Centro de Museos Museo de Historia Natural. pp. 77 - 91
- Cabrera, J., Lozano, P. & Molano-Rueda, F. (1995) *Mamíferos Macarena*. Bogotá: Asociación para la Defensa de la Macarena.
- Cabrera, M. & Ramírez, W. (Edts.) (2014). *Restauración ecológica de los páramos de Colombia: transformación y herramientas para su conservación*. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. 226 pp.
- Caili, S., Zongzheng, Ch., Guobi, L. y Sha, X. (2017) *Changes in species diversity patterns and spatial heterogeneity during the secondary succession of grassland vegetation on the Loess Plateau, China*. Frontiers in plant science Vol. 8 No. 1465
- Calles L., J. L. (2007). *Indicadores terrestres y acuáticos para las microcuencas de los ríos Illangama y Alumbre*, Provincia Bolívar. Quito: Eco-Ciencia. 29 pp.

- Caro, C., Quinteros, Z. & Mendoza, V. (2007) *Identificación de indicadores de conservación para la reserva nacional de Junín, Perú*. Ecología aplicada Vol. 6 (1,2) Lima: Universidad Nacional Agraria La Molina. Pp. 67-74
- Castaño-Uribe C., González-Maya JF., Zárrate-CharryD., Ange-Jaramillo, C & Vela-Vargas IM Eds. (2013). *Plan de Conservación de Felinos del Caribe Colombiano: Los felinos y su papel en la planificación regional integral basada en especies clave*. Fundación Herencia Ambiental Caribe, ProCAT Colombia, The Sierra to Sea Institute. Santa Marta, Colombia. Recuperado de: http://herenciaambiental.org/docs/20130621075552_plan-de-conservacion-de-felinos.pdf
- Castillo I.E. (2017). *Composición y diversidad de mamíferos medianos y grandes en el Parque Nacional Montecristo, Santa Ana, El Salvador*. Tesis de grado licenciatura de Biología. Salvador: Universidad de El Salvador. Recuperado de: <http://ri.ues.edu.sv/8864/1/19201052.pdf>
- Chao, A., Shen, T.-J., Ma, K.H & Hsieh, T.C. (2016) *User's Guide for Program SPADE (Species Prediction and Diversity Estimation)* pp. 59. Recuperado de: http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/wp-content/uploads/software/SPADE_UserGuide.pdf
- Clavero, M. & Brotons, Ll. (2010) *Functional homogenization of birds communities along habitats gradients: accounting for niche multidimensionality*. Global Ecology and Biogeography. Pp.1-13 Recuperado de: http://www.ornitologia.org/mm/file/quefem/recerca/sci/clavero_brotons_2010.pdf
- Courtenay, O., Quinnell, R.J & Chalmers, W. S. K. (2001). Contact rates between wild and domestic canids: no evidence of parvovirus or canine distemper virus in crab-eating foxes. *Veterinary microbiology*. Vol.81 (1) Pp.9-19. Recuperado de: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378113501003261>
- De la Ossa-V & J. S. Galván-Guevara (2015). *Registro de mortalidad de fauna silvestre por colisión vehicular en la carretera Toluviejo – Ciénaga La Caimanera, Sucre, Colombia*. Biota Colombiana 16 (1): 67-77. Recuperado de: http://repository.humboldt.org.co/bitstream/20.500.11761/9428/1/Biota_16_1_2015_baja_2_pp.69-79.pdf

- De Thoisy B, Fayad I, Clément L, Barrioz S, Poirier E. & Gond V (2016) *Predators, Prey and Habitat Structure: Can Key Conservation Areas and Early Signs of Population Collapse Be Detected in Neotropical Forests?* PLoS ONE 11(11): e0165362. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0165362>. Recuperado de: <http://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0165362>
- Deguines, N., Julliard, R. & Flores, M. (2016) *Functional homogenization of flower visitor communities with urbanization. Ecology and Evolution*. Vol.6 No. Pp. 7 1967-1976
Recuperado de:
- Deguines, N.; Julliard, R.; de Flores, M. & Fontaine, C. (2016) *Functional homogenization of flower visitor communities with urbanization. Ecologic Evolution*, Apr; 6(7): pp. 1967–1976. Published online 2016 Feb 24. doi: 10.1002/ece3.2009 PMID: PMC4767875 Recuperado de: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC4767875/>
- Devictor, V., Julliard, R., Clavel, J., et al. (2008) *Functional biotic homogenization of bird communities in disturbed landscape. Global Ecology and Biogeography*. Vol. 17 252-261. Recuperado de: <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.466.3282&rep=rep1&type=pdf>
- Devictor, V., Julliard, R., Couvet, D., Lee, A. & Jiguet, F. (2007) *Functional homogenization effect of urbanization on bird communities. Conservation Biology. Society for conservation biology*. Vol. 21 No. 3, pp. 741-751
http://vincent.devictor.free.fr/Articles/Devictor_CB_2007.pdf
- Díaz-Pulido, A., Aguilar-Garavito, M. Pérez-Torres, Jairo & Solari, S. (2015). *El monitoreo de los mamíferos en los procesos de restauración ecológica*. En: Aguilar-Garavito, M. y Ramírez, W. (Eds.) *Monitoreo a procesos de restauración ecológica aplicado a ecosistemas terrestres*. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, pp.163-176
- Díaz-Pulido, A., Benítez, A., Gómez- Ruiz, D.A., Calderon-Acevedo, C.A., Link, A., Pardo, A., Forero, F., De Luna, A.G., Payan, E & Solari, S. (2014). *Mamíferos del bosque seco, una mirada al Caribe colombiano*. Cap. 4 En: Pizano, C. & García, H. (Eds).

- El Bosque Seco Tropical en Colombia*. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Pp 129-165
- Dirzo, R., Broadbent, E., Almeyda, A., et. al. (2014) *Especies indicadoras del estado de conservación de Osa y Golfito*. San José de Costa Rica: Stanford Woods Institute for Environment. 204 pp.
- Escribano-Ávila, G., Pías, B., Sáenz-Pérez, V. et al. (2013) *Spanish juniper gain expansion opportunities by counting on a functionally diverse dispersal assemblage community. Ecology and evolution*. Recuperado de: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3810872/>
- Fedegán. (2017). *Ganaderos en Bolívar atraviesan dificultades por cambio climático*. CONtextoganadero, una lectura rural de la realidad colombiana. Bogotá: Fedegán. Recuperado de: <http://www.contextoganadero.com/regiones/ganaderos-en-bolivar-atraviesan-dificultades-por-cambio-climatico>
- Fernández, I., Morales, N., Olivares, L. et al. (2010) *Restauración ecológica para ecosistemas nativos afectados por incendios forestales*. Santiago de Chile: Universidad Católica de Chile. 162 pp.
- Galetti A., Bovendorpa, R. S. & Guevara, R. (2015) *Defaunation of large mammals leads to an increase in seed predation in the Atlantic forests Q1*, pp. 1-7. Global Ecology and Conservation journal homepage: www.elsevier.com/locate/gecco
- Gálvez, J. (2002) *La restauración ecológica: conceptos y aplicaciones. Revisión bibliográfica*. Guatemala: Instituto de Agricultura, Recursos Naturales y Ambiente. Universidad Rafael Landívar. 23 pp.
- García del Valle, & Estrada-Medina., A. (2010) *Estudio Para la Identificación de especies de mamíferos medianos y grandes en el Parque Nacional Palenque, Palenque, Chiapas, México*. Chiapas: Consultoría en Recursos Naturales y Desarrollo Social Yaxal-Na S. C. 84 pp.
- García -Morales, R., Moreno, C.E. & Bello-Gutiérrez, J (2011). *Renovando las medidas para evaluar la diversidad en comunidades ecológicas: El número de especies efectivas de murciélagos en el sureste de Tabasco, México*. THERYA. Vo.2 (3): 205-215. Recuperado de: <http://www.scielo.org.mx/pdf/therya/v2n3/v2n3a3.pdf>

- García, H., Corzo, G., Isaacs, P & Etter, A. (2014). *Distribución y estado actual de los remanentes del bioma de bosque seco tropical en Colombia: insumos para su gestión*. Cap. 7. En: Pizano, C. & García, H. (Eds). *El Bosque Seco Tropical en Colombia*. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Pp 228-251
- García-Herrera, L.V., Ramírez-Fráncel, L.A & Reinoso- Flórez, G. (2015). *Mamíferos en relictos de bosque seco tropical del Tolima, Colombia*. *Maztozoología Neotropical*. Vol. 22 (1). Tucumán, Argentina: Sociedad Argentina para el Estudio de los Mamíferos, pp 11-21 Recuperado de: <http://www.redalyc.org/pdf/457/45739766002.pdf>
- García-Nieto, M.H. (2014). *Aportaciones sobre las distribuciones del Bastón roto y de Pielou*. Tesis de doctorado. Universidad de Salamanca, España. Recuperado de: https://gedos.usal.es/jspui/bitstream/10366/125453/1/DE_GraciaNieto_Aportaciones.pdf
- González-Maya, J.F., Zárrate, C. D., Cepeda, A., Pineda-Guerrero, A., Vela-Vargas, M., González, M & Cruz-Rodríguez, C. (2013). *Ecología y Conservación de felinos y presas en el Caribe colombiano*. En: Castaño-Uribe, C., Gonzáles-Maya, J. F., Jaramillo, C.A., Zarrate-Charry & Vela-Vargas, M. (Ed). *Plan de Conservación de Felinos para el Caribe Colombiano: Los felinos y su papel en la planificación regional integral basada en especies clave*. Colombia. Pp 79-92 Recuperado de: http://herenciaambiental.org/docs/20130621075552_plan-de-conservacion-de-felinos.pdf
- González-Varo, J.P.; Fedriani, J.M.; López-Bao, V.; Guitián, J. & Suárez-Esteban, A. (2015) *Frugivoría y dispersión de semillas por mamíferos carnívoros: rasgos funcionales*. *Ecosistemas Revista Científica de Ecología y Medio Ambiente*. Asociación Española de Ecología Terrestre, pp. 43-50
- Gompper, M. E. (2013) Domestic carnivores and wildlife conservation. *Animal conservation*. Vol.20 (6) Recuperado de: [http://zslpublications.onlinelibrary.wiley.com/hub/issue/10.1111/\(ISSN\)1469-1795.DomesticCarnivoresandWildlifeConservation/](http://zslpublications.onlinelibrary.wiley.com/hub/issue/10.1111/(ISSN)1469-1795.DomesticCarnivoresandWildlifeConservation/)
- Hämäläinen, A., Broadley, K., Droghiny, A., et al. (2017) *The ecological significance of secondary seed dispersal by carnivores*. *Ecosphere*. Vol. 8-2 Washington: Ecological

- Society of America. Recuperado de <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ecs2.1685/full>
- Hamer, O., Harper, D.A.T. & Ryan, P.D. (2001). *PAST – Paleontological Statistics*. Recuperado de: http://www.uv.es/pe/2001_1/past/pastprog/past.pdf
- Herrera, C. M. (1989) *Frugivory and seed dispersal by carnivorous mammals and associated fruit characteristic in undisturbed Mediterranean habitats*. *Oikos*. Vol. 55 pp. 250-262 Recuperado de: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC4767875/>.
<https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fpls.2017.01465/full>
- Hughes, J & Macdonald, D. W. (2013). A review of the interactions between free-roaming domestic dogs and wildlife. *Biological conservation*. Vol. 157. Pp.341-351. Recuperado de: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320712003151>
- IDEAM (2016) Fenómeno el niño y la niña. *Boletín informativo sobre el monitoreo de los Fenómeno de variabilidad climática “El Niño” y “La Niña”* Recuperado de: http://www.pronosticosyalertas.gov.co/pronosticos-alertas/fenomenos-el-nino-y-la-nina?p_p_id=110_INSTANCE_8joWMReTv53x&p_p_lifecycle=0&p_p_state=normal&p_p_mode=view&p_p_col_id=column-1&p_p_col_pos=1&p_p_col_count=2&_110_INSTANCE_8joWMReTv53x_struts_action=%2Fdocument_library_display%2Fview_file_entry&_110_INSTANCE_8joWMReTv53x_fileEntryId=3014140&_110_INSTANCE_8joWMReTv53x_version=1.0
- Isasi-Catalá, E. (2011) *Los conceptos de especies indicadoras, paraguas, banderas y claves: su uso y abuso*. En *Ecología de la conservación*. Interciencia. Vol. 36 No.1 Caracas: Asociación Interciencia. Pp. 31-38
- Kattan, G., Naranjo, L.G. & Rojas, V. (2008) *Especies focales*. Cap. 11. En: Kattan, G. y Naranjo, l.G. (eds.) *Regiones Biodiversas. Herramientas para la Planificación de Sistemas Regionales de Áreas Protegidas*. Cali: WCS, Fundación EcoAndina, WWF., pp.155-165
- Langohr, K. (2016). *Introducción a R. Barcelona.*: Departament d’Estadística i Investigació Operativa. Universitat Politècnica de Catalunya. Pp 1-8. Recuperado de: http://www-eio.upc.es/teaching/pe/R/RTutorial_KLangohr.pdf

- Lessa, I., Seabra Guimaraes, T.C., De Godoy Bergallo, H., Cunha, A. & Vieira, E. (2016). *Domestic dogs in protected areas: a threat to Brazilian mammals?* *Naturaleza y conservacion*. Vol. 14(2) pp.46-56. Recuperado de: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1679007316300160#bib0150>
- López Camacho, R & Pizano, C (Ed) (2015). *Bosque seco tropical*. Número especial. Colombia Forestal. Vol. 18 (1). Bogotá: Universidad Distrital Francisco José de Caldas, p. 3. Recuperado de: <http://revistas.udistrital.edu.co/ojs/index.php/colfor/article/view/8264/9873>
- López, W. & Duque, A. (2010) *Patrones de diversidad alfa en tres fragmentos de bosques montanos en la región norte de los Andes, Colombia*. *Rev. Biol. Trop. (Int. J. Trop. Biol. ISSN-0034-7744)* Vol. 58 (1), March, pp. 483-498
- López-Bao, J. & González-Varo, J. (2011) *Frugivory and spatial patterns of seed deposition by carnivorous mammals in anthropogenic landscape: a multi-scale approach*. *PloS ONE* Wiley and Sons. Vol6 No.1 pp.1-11
- Lozano, R (2010) *Abundancia relativa y distribución de mamíferos medianos y grandes en dos coberturas vegetales en el santuario de fauna y flora Otún Quimbaya mediante el uso de cámaras trampa*. Tesis de grado en Biología. Bogotá: Pontificia Universidad Javeriana. Recuperado de: www.javeriana.edu.co/biblos/ciencias/tesis463.pdf
- Machmer, M. & Steeger, Ch. (2002) *Effectiveness Monitoring Guidelines for Ecosystem Restoration. Final Report*. Columbia Británica, Canadá: Pandion Ecological Research Ltda. 18 pp.
- Manning, P., et. al (2016) *Biotic homogenization can decrease landscape-scale forest multifunctionality*. *PNAS*, March 29, vol. 113, no. 13, pp. 3557–3562. Recuperado de: <http://www.pnas.org/content/113/13/3557.full.pdf>
- Manson, R. & Jardel, E., et. al. (2009) *Perturbaciones y desastres naturales: impactos sobre las ecorregiones, la biodiversidad y el bienestar socioeconómico*. En: *Capital natural de México*, vol. III: *Estado de conservación y tendencias de cambio*. Conabio, México, pp. 131-184
- Manterola, C., Amor C., D. et. al. (2011) *El jaguar como elemento estratégico para la conservación*. México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 126 p.

- McDonald, T., Gann, G., Jonson, J. & Dixon, K. (2016) *International Standards for The Practice of Ecological Restoration. Including Principles and Key Concepts*. Washington: Society for Ecological Restoration. 47 p.
- Minambiente (2015). *Plan Nacional de Restauración: Restauración ecológica, rehabilitación y recuperación de áreas disturbadas*. Bogotá: Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. P.16
- Miller, J., Miller, J., Pham, D-S., et. al. (2014) *Cyberdiversity: Improving the informatic value of diverse tropical arthropod inventories*. PloS One Vol. 9 No. 12 Recuperado de: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC4277369/>
- Moreno, C. E. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad*. M & T- Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, 84 p. Recuperado de: <http://entomologia.rediris.es/sea/manytes/metodos.pdf>
- Mosquera-M, D.M., Corredor, G., Cardona, P & Armbrecht, I (2015). *Fototrampeo de aves caminadoras y mamíferos asociados en el piedemonte de farallones de Cali*. Bol.Cient.Mus.Hist.Nat.U. de Caldas, 18 (2): pp. 144-156. Recuperado de: <http://www.scielo.org.co/pdf/bccm/v18n2/v18n2a12.pdf>
- Muench, C. (2008). *Evaluación de especies clave de mastofauna como indicadores de la salud del ecosistema de Marqués de Comillas, región Selva Lacandona, Chiapas*. Recuperado de: www.biodiversidad.gob.mx/corredor/documentos/monitoreo/InformeFinalCarlosMuench2006.pdf
- Muñoz-Bautista, A. N. (2012). *Composición taxonómica y abundancia de la macrofauna asociada a Sargassum (Phaeophyceae: fucales) flotante en el sistema arrecifal veracruzano, suroeste del Golfo de México*. Tesis de maestría. Universidad veracruzana. Recuperado de: <https://www.uv.mx/veracruz/mep/files/2012/10/Tesis-A-Nereida-Munoz-B-Version-Final-Maestria.pdf>
- Murcia, C & Guariguata, M.R. (2014). *La restauración ecológica en Colombia: Tendencias, necesidades y oportunidades*. Documentos Ocasionales 107. Bogor, Indonesia: CIFOR.
- Muzzachiodi, N. & Sabattini, R.A. (2002) *La mastofauna como indicador de conservación del bosque nativo en un área protegida de Entre Ríos*. Revista Científica

- Agropecuaria. Vol. 6 Paraná, Entre Ríos, Argentina: Universidad Nacional de Entre Ríos. pp. 5-15
- MVADT. (2003) *Restauración de ecosistemas a partir del manejo de la vegetación. Guía metodológica*. Bogotá: Ministerio de Vivienda, Ambiente y Desarrollo Territorial. Grupo de Ecosistemas Forestales. 96 p.
- Nava, A.F., Cullen, L. Jr., Sana, D.A., Nardi, M. S. et al. (2008). *First evidence of canine distemper of Brazilian free ranging felids*. Ecohealth. Vol. 5 (4) recuperado de: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19259737>
- Navarro C., J. A., Goberna E., M., González B., G., Castillo S., V-M. & Verdú del C., M. (2017) *Restauración ecológica en ambientes semiáridos. Recuperar las interacciones biológicas y las funciones ecosistémicas*. Madrid: Consejo Superior de Investigaciones Científicas
- Nichols, O. G & Nichols, F.M. (2003). *Long-term trends in faunal recolonization after bauxite mining in the Jarrah Forest of southwestern Australia*. Restoration Ecology. Vol 11. Pp 1. Recuperado de: <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1046/j.1526-100X.2003.00190.x/full>
- Niño-Reyes, A. & Velásquez Valencia, A. (2016) *Diversidad y estado de conservación de la mastofauna terrestre del municipio de San Vicente del Caguán, Caquetá, Colombia*. Revista Biodiversidad Neotropical, Vol. 6, Núm. 2 Jul-Dic. Centro de Investigación de Biodiversidad Andino-Amazónica, Museo de Historia Natural, Universidad de la Amazonia, Grupo Fauna Silvestre, Sede Centro. Recuperado de: https://revistas.utch.edu.co/ojs5/index.php/Bioneotropical/rt/printerFriendly/580/html_17
- Niño Parra, L.M.L (2017) *Diagnóstico del estado actual de las herramientas de manejo del paisaje en el marco del proyecto "Uso sostenible y conservación de la biodiversidad en ecosistemas secos para garantizar el flujo de los servicios ecosistémicos y mitigar procesos de deforestación y desertificación" implementado por el PNUD. Estudio de caso Municipio San Juan Nepomuceno, Bolívar*. Trabajo de grado para optar al título de Ingeniera Ambiental. Bogotá: Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Recuperado de: <http://repository.udistrital.edu.co/bitstream/11349/6819/1/Ni%C3%B1oParraLindaMeyLin2017.pdf>

- Olden, Julian D (2008) *Biotic Homogenization*. In: Encyclopedia of Life Sciences (ELS). John Wiley & Sons, Ltd: Chichester. DOI: 10.1002/9780470015902.a0020471. Recuperado de: http://depts.washington.edu/oldenlab/wordpress/wp-content/uploads/2013/03/ELS_2008.pdf
- Ordiz, A., Bischof, R. & Swenson, J. (2013) *Saving large carnivores, but losing the apex predator?* Biological conservation Vol. 168 Amsterdam, Países Bajos: Elsevier. pp. 128-133
- Ospina, O. & Vanegas, S. (2012) *Plan Nacional de Restauración: restauración ecológica, rehabilitación y recuperación de áreas disturbadas*. Bogotá D.C.: Colombia. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 80 p.
- Pardo-Vargas, L.E & Payán-Garrido, E (2015). *Mamíferos de un agropaisaje de palma de aceite en las sabanas inundables de Orocué (Casanare, Colombia)*. Biota Colombiana 16 (1): pp. 54-66. Recuperado de: <http://www.redalyc.org/pdf/491/49142418006.pdf>
- Payán G, E & Soto V, C. (2012). *Los felinos de Colombia*. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sosteible, Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt y Panthera Colombia. 48 pp.
- Pennington, T (2012). *Prólogo. Especial bosque seco en Colombia En Biota Colombiana*. Vol. 13 (2). Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Alexander von Humboldt. Recuperado de: [www.humboldt.org.co/images/Atlas%20de%20paramos/Biota13\(2\)-Bosque_Seco.pdf](http://www.humboldt.org.co/images/Atlas%20de%20paramos/Biota13(2)-Bosque_Seco.pdf)
- Pineda, G & Alicia, A (2010). *Uso de hábitat por carnívoros en un sistema de ganadería extensiva silvopastoril (Córdoba, Colombia)*. Tesis de grado en Biología. Bogotá: Pontificia Universidad Javeriana. Recuperado de: <https://repository.javeriana.edu.co/bitstream/handle/10554/8679/tesis629.pdf?sequence=1>
- Pizano, C., Cabrera, M & García, H. (2014). *El Bosque Seco Tropical en Colombia: generalidades y contexto. Cap. 1*. En: Pizano, C. & García, H. (Eds). *El Bosque Seco Tropical en Colombia*. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Pp. 37-47

- PNUD & Mintrabajo. (2015). *Perfil productivo. San Juan Nepomuceno*. Recuperado de: <http://www.redormet.org/wp-content/uploads/2016/01/Perfil-productivo-San-Juan-Nepomuceno.pdf>
- PNUD, GEF, Minambiente (2016). *Uso sostenible y conservación de la biodiversidad en ecosistemas secos para garantizar el flujo de los servicios ecosistémicos y mitigar procesos de deforestación y desertificación*.
- Pulido Castelblanco,L., Isaza Narváez,C. & Díaz-Pulido, A. (2017) *Methodology for mammal classification in camera trap images. Proceedings SPIE*. Vol. 10341 Recuperado de: <https://www.spiedigitallibrary.org/conference-proceedings-of-spie/10341/1/Methodology-for-mammal-classification-in-camera-trap-images/10.1117/12.2268732.short>
- Rangel, C. H., Mendes, C. H. (2013) *Predacao de vertebrados por caes canis lupus familiaris (Mammalia carnivora) no Jardim Botânico do Rio de Janeiro, R.J. Brasil. Biodiversidade brasileira*. Vol. 3 (2) pp. 261-269.b recuperado de: <https://outlook.live.com/owa/projection.aspx>
- Ramírez, W. & Aguilar-Garavito, M (2015). Introducción. En. Aguilar-Garavito, M., Ramírez, W. (eds.) (2015) *Monitoreo a procesos de restauración ecológica aplicado a ecosistemas terrestres*. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. pp. 13-14
- Ramírez-Chaves, H., Suárez Castro, A. & González-Maya, J. (2016). *Cambios recientes a la lista de mamíferos de Colombia*. Mammalogy Notes. 3. Pp. 1-9. Recuperado de: https://www.researchgate.net/publication/303313338_Cambios_recientes_a_la_lista_de_mamiferos_de_Colombia
- Ramírez-Mejía, D, & Mendoza, E. (2010). *El papel funcional de la interacción planta-mamífero en el mantenimiento de la diversidad tropical*. Biológicas. Revista de la DES Ciencias Biológico Agropecuarias, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, julio, pp. 8-13
- Rodríguez-Posada ME, Fernández-Rodríguez C, Morales-Martínez DM. & Calderón-Capote MC (2017) *First record of the De Vivo's Disk-winged Bat, Thyroptera devivoi Gregorin, Gonçalves, Lim & Engstrom, 2006 (Chiroptera, Thyropteridae), from Colombia, with comments about the record of Thyroptera lavalii Pine, 1993 for the country*. Check List 13 (4), pp. 355–361. Recuperado de: <https://doi.org/10.15560/13.4.355>

- Roemer, G., Gompper, M. & Van Valkenburgh, B. (2009). *The ecological role of the mammalian mesocarnivore*. BioScience Vol. 59 No. 2 Washington: American Institute of Biological Sciences. Pp.165-173
- Rojas-Moreno, G. (2014). *Estatus de la conservación de los Vermilingua de Colombia*. En: Rojano, C., Miranda, L & Ávila, R. (Editores). 2014. *Manual de Rehabilitación de Hormigueros de Colombia*. Fundación Cunaguaro, Geopark Colombia S.A.S, Corporinoquía. El Yopal, Casanare. Pp. 35-39. Recuperado de: <http://www.vetcomunicaciones.com.ar/uploadsarchivos/manual-de-rehabilitacin-de-hormigueros-de-colombia.pdf>
- Rumiz, D. I. (2010). *Roles ecológicos de los mamíferos medianos y grandes*. Cap.2 En: Wallace, R. B.; Gómez, H.; Porcel, Z.; Rumiz, D. (Edit) 2010, *Distribución, ecología y conservación de los mamíferos medianos y grandes de Bolivia*. Santa cruz de la Sierra, Bolivia: Centro de Ecología Difusión, Fundación Simón I. Patiño, pp. 53-73
Recuperado de: https://www.researchgate.net/publication/265380059_Roles_ecologicos_de_los_mamiferos_medianos_y_grandes
- Siegel, S. (1986). *Estadística no paramétrica aplicada a las ciencias de la conducta*. México: Trillas. Pp. 99-108
- Society for Ecological Restoration (2002) *The SER Primer on Ecological Restoration*. Washington: Society for Ecological Restoration. 9 p.
- Society for Ecological Restoration International and IUCN (2004) *Ecological restoration, a means of conserving biodiversity and sustaining livelihoods*. Tucson, Arizona USA: Society for Ecological Restoration y Gland, Switzerland: IUCN. 8 p.
- StatSoft, Inc. (2010). *STATISTICA* (data analysis software system), version 10. Recuperado de: www.statsoft.com.
- Su, G., Xu, J., Akasaka, M., García Molinos, J. & Matzusaki, S. (2015). *Human impacts on functional and taxonomic homogenization of plateau fish assemblages in Yunnan, China*. Global ecology and conservation. Vol. 4 pp. 470-478. Recuperado de: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2351989415000967>
- Tobler, M.W., Carrillo-Percestequi, S.E., Pitman, R.L., Mares, R. & Powell, G. (2008). *An evaluation of camera traps for inventorying large-and medium-sized terrestrial*

- rainforest mammals*. *Animal Conservation*, 11, pp. 169-178. Recuperado de: <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1469-1795.2008.00169.x/full>
- Valencia, D. & Reisa, N. (2011). *Riqueza y composición de mamíferos grandes y medianos de cinco localidades del Valle del Cauca*. Tesis de grado en Biología. Santiago de Cali: Universidad del Valle. Recuperado de <http://bibliotecadigital.univalle.edu.co/bitstream/10893/7760/1/CB-0455791.pdf>
- Valencia-Duarte, J., Trujillo, L. & Vargas, O. (2012). *Dinámica de la vegetación en un enclave semiárido del río Chicamocha, Colombia*. *Biota Colombiana* 13 (2) Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Pp. 40-65
- Valverde, T., Meave, A., Carabias, J & Cano-Santana, Z. (2005). *Ecología y medio ambiente*. México: Pearson Educación. Recuperado de: https://books.google.com.co/books?id=oHJqJzvVdQoC&pg=PT69&dq=estructura+y+composici%C3%B3n+ecologia&hl=es&sa=X&redir_esc=y#v=onepage&q=estructura%20y%20composici%C3%B3n%20ecologia&f=false
- Vargas, O. (Ed.) (2007). *Guía Metodológica para la Restauración Ecológica del Bosque Altoandino*. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia. Recuperado de: http://www.ciencias.unal.edu.co/unciencias/datafile/user_46/file/Guia%20Metodologica.pdf
- Vargas, O., Díaz T., J.E., Reyes B., S.P. & Gómez R., P.A. (2012). *Guías técnicas para la restauración ecológica de los ecosistemas de Colombia*. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia
- Vargas-Río, O.; Melgarejo, L.; et. al. (2014). *Semillas de plantas de páramo: ecología y métodos de germinación aplicados a la restauración ecológica*. Universidad Nacional de Colombia – Sede Bogotá Facultad de Ciencias, Departamento de Biología, Grupo de Restauración Ecológica
- Vargas-Ríos, O. & Reyes B. S., Editores. (2011). *La restauración ecológica en la práctica: Memorias del I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica y II Simposio Nacional de Experiencias en Restauración Ecológica*. Universidad Nacional. Fac. de Ciencias. Depto. De Biología.

- Villarreal, H., M. Álvarez, S. Córdoba, F. Escobar, G. Fagua, F. Gast, H. Mendoza, M. Ospina & A.M. Umaña. (2004). *Métodos para el análisis de datos: una aplicación para resultados provenientes de caracterizaciones de biodiversidad*. Cap.7 En: *Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad*. Programa de Inventarios de Biodiversidad. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia. Pp. 187-225. Recuperado de: https://www.zin.ru/animalia/coleoptera/pdf/villarreal_et_al_2004.pdf
- Wikenros, C. (2006) *The role of large carnivores in trophic cascades*. Introductory Research Essay No.27 Uppsala: Swedish University of Agricultural Sciences SLU. 21 p.
- Wilson, M. F. (1993) *Mammals and seed-dispersal mutualist in North America*. *Oikos*. Vol. 67 pp. 157-176.
- Wright, S.J.; Zeballos, H.; et. al. (2000) *Poachers alter mammal abundance, seed dispersal, and seed predation in a beotropical forest*. *Conservation Biology*, Vol. 14, No. 1, february. pp. 227-239
- Yara-O, D.C., Galindo-E., E. & Gutiérrez-D. y otros (2009). *Plan de manejo regional para la conservación del León de montaña (Puma concolor) en el Departamento del Tolima*. Ibagué: Cortolima- Universidad del Tolima.124 p.
- Yeshitela, K. (2008). *Efects of anthropogenic disturbance on the diversity of folicolous lichens in tropical rainforests of East Africa: Godere (Ethiopia), Budongo (Uganda) and Kakamega (Kenya)*. *Dissertation Zur Erlangung des akademischen Grades eines Doktors der Naturwissenschaften Universität Koblenz-Landau*. Göttingen: Cuvillier. Verlag Recuperado de: <https://books.google.com.co/books?id=A0REMCJtDBcC&pg=PA11&lpg=PA11&dq=equation+formula+CHAO+2&source=bl&ots=c>
- Zapata-Ríos, G., Branch, L. C. (2016) *Altered activity patterns and reduced abundance of native mammals in sites with feral dogs in the hight Andes*. *Biological conservation*. Vol.193 pp. 9-16 recuperado de: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320715301415>

11. Anexo: Mamíferos terrestres medianos y grandes registrados con cámaras trampa en los dos muestreos (2016, 2017).

Didelphis marsupialis



Cabassous centralis



Dasypus novemcinctus



Tamandua mexicana



Leopardus pardalis



Cerdocyon thous



Conepatus semistriatus



Eira barbara



Procyon cancrivorus



Pecari tajacu



Mazama sanctaemartae



Cuniculus paca



Dasyprocta punctata



Sylvilagus brasiliensis

