

DESCRIPCIÓN DEL ENSAMBLAJE DE MURCIÉLAGOS EN UN BOSQUE SECO TROPICAL EN LA RESERVA NATURAL SANGUARÉ (SAN ONOFRE, SUCRE).

Camilo Andrés Calderón Acevedo

INSTITUTO DE BIOLOGÍA

FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES

UNIVERSIDAD DE ANTIOQUIA

MEDELLÍN

2012

**DESCRIPCIÓN DEL ENSAMBLAJE DE MURCIÉLAGOS EN UN BOSQUE SECO TROPICAL EN LA
RESERVA NATURAL SANGUARÉ (SAN ONOFRE, SUCRE).**

Por:

CAMILO ANDRÉS CALDERÓN ACEVEDO

Trabajo de Grado

Presentado como requisito parcial para optar al título de Biólogo

Universidad de Antioquia

Instituto de Biología

Asesor: Sergio Solari

INSTITUTO DE BIOLOGÍA

FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES

UNIVERSIDAD DE ANTIOQUIA

MEDELLÍN

2012

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar agradezco a mis padres, donJa y Epi, por haberme dado la oportunidad de estudiar esta hermosa carrera, por apoyarme siempre en todo lo que he querido hacer y brindarme su amor incondicional, siguiendo el orden de ideas, a Diego Calderón Franco por pegarme al parche de pajarear, sin saberlo me pego el bicho raro de estudiar esto, a los abuelos, los cuatro, por tanto amor e igualmente por heredarme ese amor al campo.

A Laura Toro, muchas gracias por muchas cosas!!

A Sergio Solari y a Daisy Gómez sin ustedes esto no habría sido posible!, a Diego Arias, Sebastián Botero y Laura Vargas por su ayuda en las salidas de campo, a todo el personal de la Reserva Natural Sanguaré quienes hicieron de este proyecto algo genial, a Alvaro Roldan por su apoyo al igual que Margara y Vivi.

A todos los profesores que me enseñaron tanto durante la carrera, a Ricardo Callejas, Pilar, Gabriel, Mario y Vivian, a David Marín, y a Juancho por ser un maestro y pegarme el segundo bicho, el de la Mastozología. Danny muchas gracias !!

A Juan Manuel y a la familia Martinez-Ceron muchísimas gracias por todo!! A Victor, Estefa y Sergio, grandes amigos.

Felipe, Juliana y Elena que buenas noches de Té y divagación hemos pasado y pasaremos!!

Helena y Berta muchas gracias.

Ultimo pero no menos importante, a los chimbilá, por intrigarme y alimentar mi curiosidad.

TABLA DE CONTENIDO

1. INTRODUCCIÓN	9
2. OBJETIVOS.....	13
3. METODOLOGÍA.....	13
Área de estudio.....	13
Materiales y métodos	17
Ensamblaje de murciélagos.....	19
4. RESULTADOS	25
5. DISCUSIÓN.....	40
6. BIBLIOGRAFÍA.....	434
ANEXOS.....	51

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Ubicación del área de estudio. Mapa elaborado por J. M. Martínez.	14
Figura 2: Límites de la Reserva Natural Sanguaré. Tomado de Huertas,2005.	16
Figura 3. Red de niebla de 12 metros ubicada en zona de manglar.	19
Figura 4. Murciélago en proceso de marcado. (Fotografía de M. J. Ospina)	21
Figura 5. Abundancias de las especies capturadas durante todo el muestreo	27
Figura 6. Abundancias de las especies capturadas en Marzo de 2011 durante la época seca. .	28
Figura 7. Abundancias de las especies capturadas en Julio de 2011 durante la época lluviosa.	29
Figura 8. Abundancias de las especies capturadas en Marzo de 2012 durante la época seca.	30
Figura 9. Especies más abundantes durante las tres estaciones.	31
Figura 10. Curva de acumulación de especies con estimadores paramétricos (ecuación de Clench) para todo el ensamblaje de murciélagos de la Reserva Natural Sanguaré.	33
Figura 11. Curva de acumulación de especies con estimadores no paramétricos para todo el ensamblaje de murciélagos de la Reserva Natural Sanguaré.	34
Figura 12. Curva de acumulación de especies, Ecuación de Clench, para los registros de Marzo 2011, Julio 2011 y Marzo 2012.....	35
Figura 13. Curva de acumulación de especies, Ecuación de Clench, para la zona Regeneración (REG) e Intervenida (INT).....	36
Figura 14. Composición por gremios tróficos del ensamblaje de murciélagos presente en R. N. Sanguaré.	39
Figura 15. Composición por gremios tróficos de los ensamblajes de murciélagos de los estudios de Ballesteros <i>et al.</i> , 2007 y Calonge <i>et al.</i> , 2010.	39

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Número de individuos capturados en total por cada una de las especies encontradas en la Reserva Natural Sanguaré para las temporadas de Marzo y Julio de 2011 y Marzo de 2012.	26
Tabla 2. Índices de diversidad para todo el ensamblaje de murciélagos, así como para las épocas climáticas.	32
Tabla 3. Índices de diversidad para todo el ensamblaje de murciélagos, así como para las zonas Regeneración e Intervención.	32
Tabla 4. Índice de similitud de Morisita-Horn para las zonas Regeneración e Intervención....	32
Tabla 5. Especies, número de individuos y gremios tróficos pertenecientes al ensamblaje de murciélagos en la Reserva Natural Sanguaré.	38

RESUMEN

Durante los meses de Marzo y Junio de 2011 y Marzo de 2012 se realizó un muestreo estandarizado en la Reserva Natural Sanguaré (San Onofre, Sucre) con el fin de lograr una descripción rigurosa del ensamblaje de murciélagos presentes, que permita identificar y documentar la riqueza de especies de murciélagos, determinar los grupos tróficos, comparar la diversidad de murciélagos entre diferentes épocas climáticas y entre zonas presentes dentro de la reserva, y finalmente evaluar la similitud del ensamblaje de murciélagos de la Reserva Natural Sanguaré con otras áreas de bosque seco tropical, en la región Caribe y Andina. Como metodología se utilizó la captura por medio de redes de niebla las cuales se ubicaron en las dos zonas principales de la reserva, Regeneración e Intervención; dentro de ellas, se cubrió la mayor cantidad de microhábitats posibles. Se capturaron 256 individuos con un esfuerzo de captura de 18300 *Redes x Horas* y un éxito de captura de 1.39 individuos/red-hora.

La especie más abundante fue el frugívoro *Artibeus planirostris*, seguida del también frugívoro *Carollia perspicillata*; en general se encontraron diferencias en las abundancias relativas de cada especie al comparar entre diferentes épocas y zonas.

Para analizar la efectividad del muestreo se estimaron curvas de acumulación de especies usando estimadores paramétricos y no paramétricos, dando como resultado una representatividad aproximada del de 74.87% (24 especies). También se hallaron los índices de diversidad de Alpha de Fisher, Inverso de Simpson, Exponencial de Shannon y Morisita-Horn.

Este estudio representa una línea base para futuros estudios de quirópteros en la zona, con el fin de comparar posteriormente entre los diferentes estados de sucesión que se pueden encontrar tanto en la reserva como en zonas de bosque seco tropical en Colombia.

1. INTRODUCCIÓN

El bosque seco tropical se define como la conformación vegetal compuesta de una cobertura boscosa continua, distribuida entre los 0 y 1000 metros de altitud, con temperaturas superiores a 24 °C y precipitaciones entre 700 y 2000 mm anuales. Este ecosistema presenta un gran deterioro a lo largo del Neotrópico; en Centro América, Brasil, Venezuela y la región Andina han desaparecido casi completamente (Ceballos, 1995). En Colombia, se distribuía originalmente en las regiones de la llanura Caribe y valles interandinos de los ríos Magdalena y Cauca, en jurisdicción de los departamentos de Valle del Cauca, Tolima, Huila, Cundinamarca, Antioquia, Sucre, Bolívar, Cesar, Magdalena, Atlántico y sur de la Guajira, con enclaves de menor extensión con esta vegetación en las Islas de San Andrés y Providencia, en la región norte de la Península de la Guajira, Santa Marta (Magdalena), Gamarra (Cesar), Cañón del Río Chicamocha (Santander), Convención y Ocaña, alrededores de Cúcuta (Norte de Santander), Cañón del Dagua (Valle del Cauca), Villa Vieja (Huila) y Valle del Río Patía (Cauca). Esta formación vegetal cubría la mayor parte de estas localidades y comprendía una extensión aproximada de 8'146.000 hectáreas (IAVH, 1998).

La mayoría de las amenazas para la biodiversidad deriva directamente de las presiones ejercidas por el crecimiento de poblaciones humanas y el aumento de sus demandas por alimento y tierras de ganadería, lo cual ha derivado en la degradación o destrucción del hábitat y pérdida de especies (Janzen, 1988). Esta problemática centra la atención de los estudios biológicos en la necesidad de evaluar la biodiversidad e inventariar sus componentes como los primeros pasos en el desarrollo de estrategias de manejo y conservación (Wilson *et al.*, 1996). La importancia de esta etapa recae en los estudios posteriores que tienen como base dicha evaluación, incluyendo el monitoreo y detección de cambios a lo largo de periodos climáticos o el desarrollo de planes de manejo y gestión de recursos naturales (Sánchez *et al.*, 2004). En este contexto, ciertos tipos de hábitats son de particular interés por el alto grado de amenaza a que están sujetos y el poco conocimiento de su riqueza biológica, tal como sería el bosque seco tropical en Latinoamérica y el Caribe (Mickleburg *et al.*, 2002).

Desde el siglo XVIII se establece la ganadería como una fuente primaria de ingresos para esta formación, que incluye los bosques secos del Caribe colombiano. Gracias a los suelos propicios y al fácil ingreso de especies exóticas de pastos, ahora existe un “ambiente ideal” para la ganadería (Sourdis, 2008). Desde mediados de 1950, esta región presenta una vasta área de bosques dedicada exclusivamente a la ganadería extensiva (IAVH, 1998), alterando de manera significativa el paisaje y consumiendo, en su mayoría, a los bosques secos adyacentes.

A pesar que el Sistema de Parques Nacionales de Colombia protege cerca de 10 millones de hectáreas en el país, solamente 41.100 hectáreas (0.4%) incluyen áreas donde se involucra al menos parcialmente ecosistemas secos (originales o relictos) (IAVH, 1998). Por ello, iniciativas como las Reservas de la Sociedad Civil representan esfuerzos importantes en la conservación de estas zonas. La Reserva Natural Sanguaré, en la costa Caribe del departamento de Sucre, fue declarada como tal por el Ministerio del Medio Ambiente bajo el decreto 0212 de Agosto 22 de 2002, y hace parte de estas iniciativas privadas, protegiendo uno de los pocos relictos de bosque seco tropical en el país y en esta región en particular.

Para establecer una línea de base adecuada para dicha evaluación, en esta propuesta se elige al ensamblaje de murciélagos de la Reserva Natural Sanguaré, Sucre, como objeto de estudio. De acuerdo a Fauth *et al.* (1996) el término ensamblaje (“assemblage”) se refiere a grupos filogenéticamente relacionados dentro de una comunidad; para este caso, la comunidad biológica sería aquella presente en la R.N. Sanguaré, y el grupo taxonómico los Chiroptera; entendiendo como comunidad a un grupo de especies existentes en un mismo lugar y tiempo (Fauth *et al.*, 1996).

El orden Chiroptera representa el segundo grupo más diverso de mamíferos en el mundo (después del orden Rodentia), con 202 géneros y 1116 especies (Wilson & Reeder, 2005). En Colombia se tienen registradas más de 197 especies (Solarí *et al.*, en revisión); la familia Phyllostomidae, con 123 especies conocidas, es la más diversa en cuanto a número de especies. La gran diversidad taxonómica de los murciélagos puede evidenciarse en su amplia variedad de

hábitos alimenticios, que incluye desde frutos, polen, néctar, pequeños vertebrados, insectos y otros artrópodos, hasta sangre de vertebrados, cada una de éstas acompañada por especializaciones morfológicas y fisiológicas como respuesta a dicha diversificación (Emmons & Feer, 1999; Pineda *et al.*, 2005).

La importancia ecológica de los murciélagos reside en que cumplen un enorme papel en los procesos naturales dentro de los ecosistemas, incluyendo la regeneración de zonas intervenidas gracias a su habilidad como dispersores de semillas (incluso mejores que grupos como aves y primates), polinizadores de plantas, y controladores de plagas de insectos, siendo procesos de vital importancia para el equilibrio ambiental (Medellín *et al.*, 2000; Estrada-Villegas *et al.*, 2007). Además, los murciélagos son un modelo ideal como bioindicadores debido a que presentan una taxonomía estable así como una gran diversidad ecológica, trófica y taxonómica. Al tener un rol funcional clave en el ecosistema, responden de manera predictiva a cambios medioambientales de forma cualitativa y cuantitativa haciendo posible entender y tomar acciones frente a procesos de perturbación (Medellín *et al.*, 2000; Jones *et al.*, 2009). Siendo la región del Caribe una zona expuesta a la perturbación e intervención antrópica, el uso de murciélagos como bioindicadores mediante una comparación de abundancia y densidad, uso de hábitat y refugios así como los gremios tróficos presentes (Fenton *et al.*, 1992; Medellín *et al.*, 2000; Jones *et al.*, 2009) permitiría desarrollar investigaciones que den a conocer el estado de perturbación de los bosques secos tropicales a los cuales se les ha prestado poca atención a pesar de su alta riqueza de especies y endemismos (Portillo-Quintero & Sánchez-Azofeifa, 2010). Para avanzar en dichos estudios es primordial conocer en detalle la composición taxonómica del ensamblaje.

En muchos casos, el número de especies registradas es subestimado debido a que los inventarios sistemáticos de murciélagos son incompletos en escala geográfica o taxonómica (Mickelburg *et al.*, 2002). Esto imposibilita el avance de estudios ecológicos que permitan el desarrollo de mejores estrategias de conservación (Aguirre *et al.*, 2010), la valoración de los servicios ecosistémicos que ellos prestan (Pérez-Torres *et al.*, 2009; Kunz *et al.*, 2011), así como

futuras descripciones de patrones biogeográficos y evolutivos (Larsen *et al.*, 2010). Dicha aproximación es posible sólo si se tiene un conocimiento amplio acerca de los componentes (especies y sus gremios tróficos) del ensamblaje (Medellín *et al.*, 2000; Jones *et al.*, 2009). A pesar de existir estudios en la región Caribe y en otros bosques secos (Ballesteros *et al.*, 2007; Calonge *et al.*, 2010), para esta localidad en particular no existe un estudio enfocado únicamente en este grupo (murciélagos), muestreados con un esfuerzo constante durante distintas épocas del año.

En la literatura se plantea la distribución de numerosas especies de murciélagos en la zona gracias a inventarios históricos y revisiones bibliográficas (Herskovitz, 1949; Alberico *et al.*, 2000; Muñoz, 2001; Mickleburg *et al.*, 2002; Ballesteros *et al.*, 2007; Sampedro *et al.*, 2007; Mantilla-Meluk *et al.*, 2009), junto con predicciones de nicho (Mantilla-Meluk *et al.*, 2009). Aunque dichas revisiones representan un acercamiento detallado y conciso, algunas de ellas se han desactualizado respecto a recientes cambios taxonómicos (p.e., Larsen *et al.*, 2010) y otros sólo reflejan la distribución en la región del Caribe o el norte de Colombia como tal, sin tomar en cuenta los departamentos, específicamente a Sucre o el sector del Golfo de Morrosquillo. Los inventarios son indispensables para entender la organización ecológica de las especies simpátricas, análisis de patrones biogeográficos y generar de forma efectiva protocolos de evaluación de la mastofauna. El conocimiento generado a partir de inventarios faunísticos en áreas sin previa información y los recursos que se pueden conservar mediante el establecimiento efectivo de áreas de protección, depende crucialmente del uso de la información existente derivada de inventarios previos (Voss & Emmons, 1996; Sánchez *et al.*, 2004; Mickleburg *et al.*, 2002).

2. OBJETIVOS

GENERAL

Caracterizar el ensamblaje de quirópteros presentes en la Reserva Natural Sanguaré, Sucre, mediante un muestreo estandarizado y sostenido llevado a cabo en tres épocas del año.

ESPECÍFICOS

- Identificar y documentar la diversidad de especies de murciélagos presentes en la Reserva Natural Sanguaré.
- Determinar los grupos tróficos representados entre los murciélagos de la Reserva Natural Sanguaré.
- Comparar la diversidad de murciélagos entre diferentes épocas climáticas y zonas presentes en la Reserva Natural Sanguaré.
- Evaluar la similitud del ensamblaje de murciélagos de la Reserva Natural Sanguaré con otras áreas de bosque seco tropical, en la región Caribe y Andina.

3. METODOLOGÍA

Área de estudio

La Reserva Natural Sanguaré es un área protegida de carácter privado, perteneciente al Sistema Nacional de Áreas Protegidas SINAP, declarada por el Ministerio del Ambiente bajo el Decreto 0212 de Agosto 22 de 2002 y perteneciente a la red de reservas de la sociedad civil. Está dedicada al turismo sostenible, que es prestado por El Golfo Buceo & Verano, a la investigación en ciencias básicas, la recuperación de ecosistemas degradados, al trabajo con las comunidades locales, la educación ambiental, a la ganadería sostenible y al aprovechamiento del recurso forestal no maderable (El Golfo Buceo & Verano, 2011). Está localizada entre las coordenadas $9^{\circ}41'45,89''$ a $9^{\circ}43'55,52''$ N y $75^{\circ}40'39,49''$ a $75^{\circ}42'51,20''$ W (coordenadas planas: de 1.150.000 a 1.154.000 m E y 1.564.000 a 1.568.000 m N con origen occidente), en la punta norte del Golfo de Morrosquillo, Municipio de San Onofre, departamento de Sucre, en el sector conocido como La Aguada (Huertas, 2005).

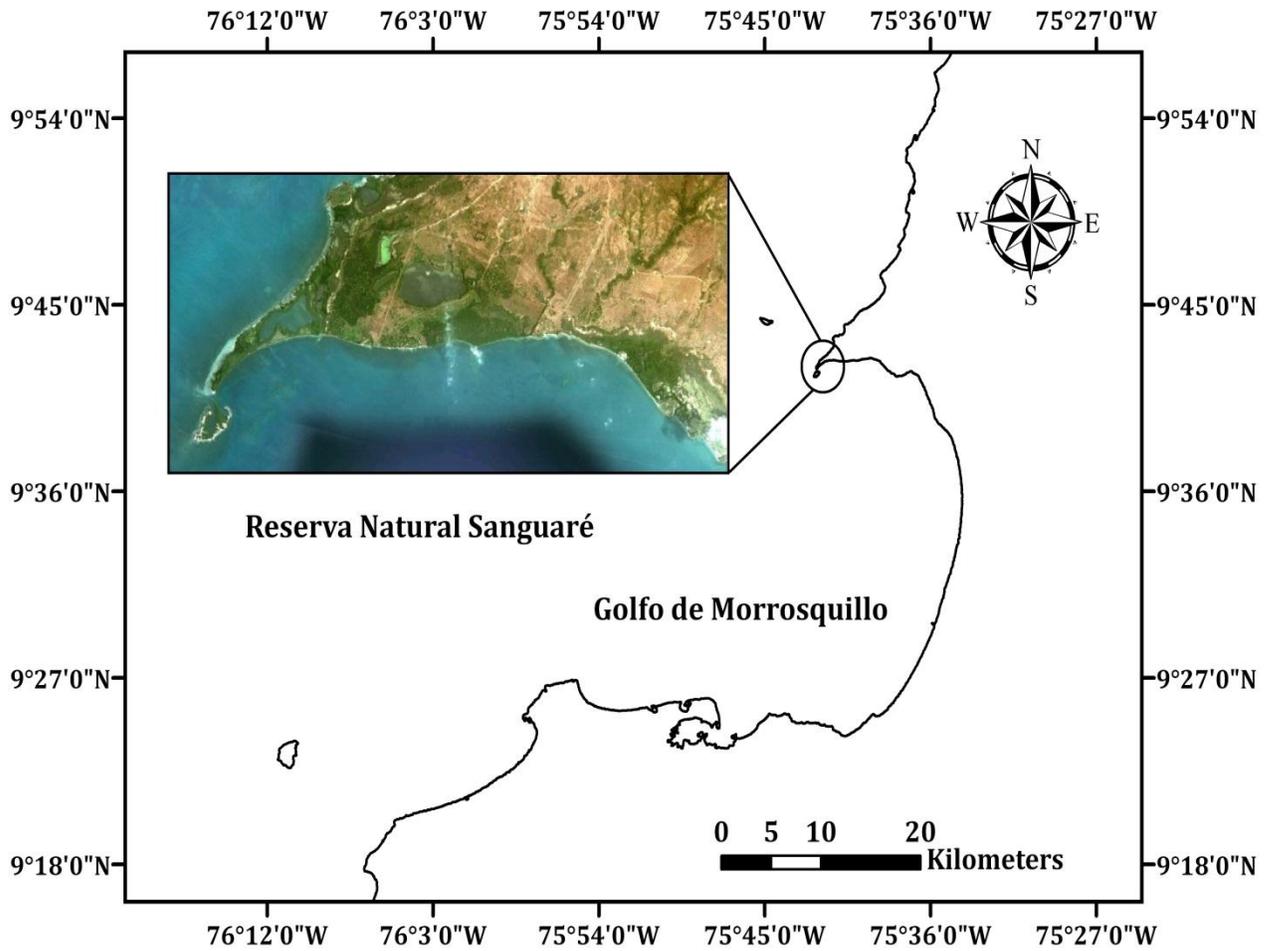


Figura 1: Ubicación del área de estudio. Mapa elaborado por J. M. Martínez.

La zona se define como sabana xerófila–semiseca. Durante cinco meses del año es totalmente seca y aproximadamente el 70% de la vegetación pierde su follaje. El promedio anual de lluvias en la zona es de 1.000 mm y la evapo-transpiración potencial promedio anual ponderada para la zona es de 1.749 mm. En esta zona se genera un régimen pluviométrico bimodal, es decir, la presencia de dos períodos secos, correspondientes a los meses de Diciembre a Abril y de Julio a Septiembre, y dos períodos húmedos, durante los meses de Abril a Mayo y de Octubre a Noviembre. La temperatura promedio es de 27°C, con una máxima de 38 °C y una mínima de 24 °C (Sánchez & Álvarez, 1997 en El Golfo Buceo & Verano, 2011).

La reserva posee un área de 898,77 hectáreas, con una altitud que va desde 0 hasta 40 msnm. En la zona noroeste, el paisaje está constituido por zonas de manglar afectadas parcialmente por procesos antrópicos y dinamismo costero, e incluye lagunas costeras como la ciénaga de La Boquilla y Caimán entre otras. Hacia el sur, en tierra firme, sigue una franja de transición, o playón con escasa vegetación y paralela a ésta una franja de bosque que linda con potreros y una zona inundable, denominada laguna El Juncal. Hacia el este se destaca la laguna natural El Enea (agua dulce), rodeada de terrenos arenosos y en la zona del Tapón, colindante con el manglar de La Cangrejera al que descarga agua en época de invierno. Al noreste el paisaje predominante es de potreros, algunos de ellos con alto grado de erosión (Huertas, 2005).

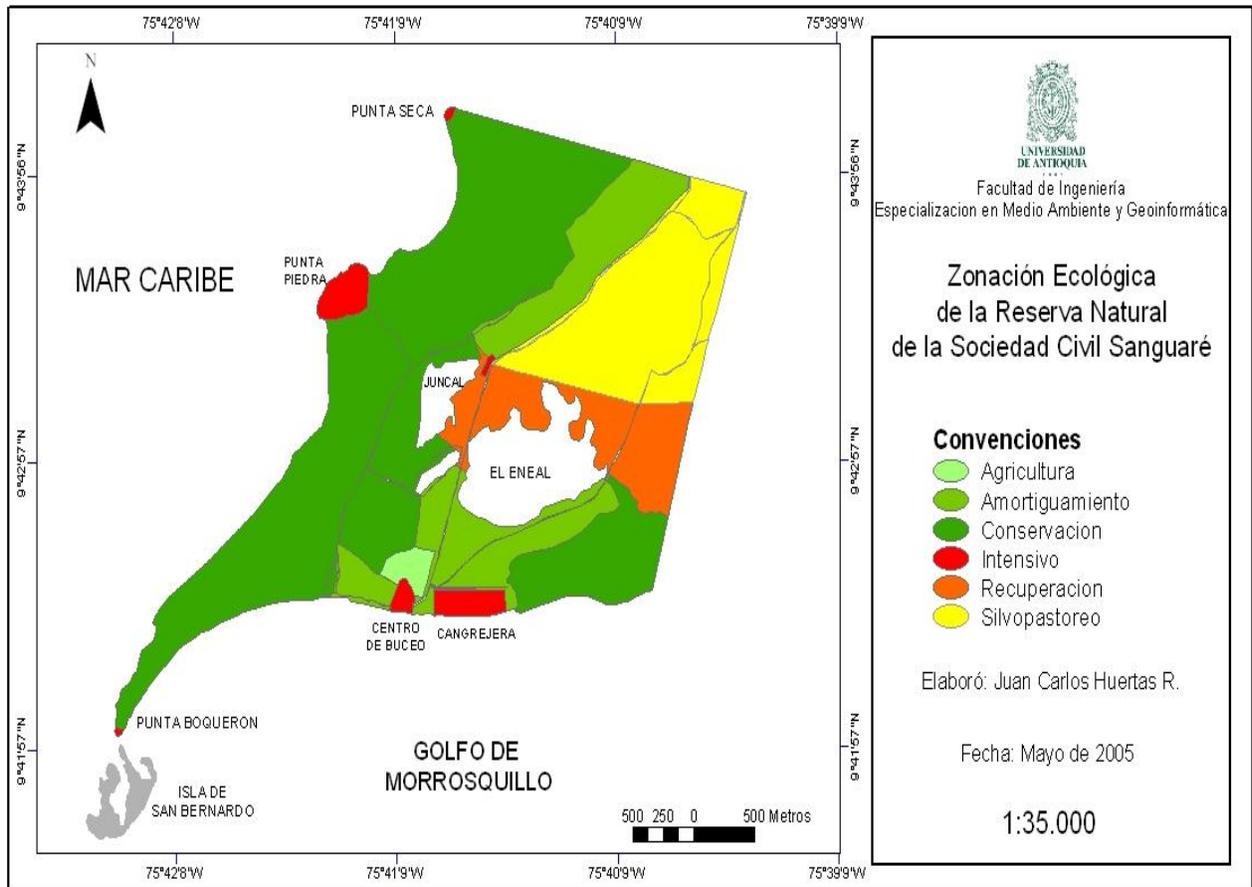


Figura 2: Límites de la Reserva Natural Sangaré. Tomado de Huertas,2005.

Materiales y métodos

Se emplearon diversas metodologías tendientes a maximizar el número de especies encontradas; además, los métodos de captura se estandarizaron para comparar resultados entre estaciones climáticas y entre diferentes coberturas vegetales presentes en la Reserva.

Se emplearon 4 redes de niebla tipo japonés, dos redes de 12 x 2.5 m, una de 18 x 2.5 m y una de 6 x 2.5 m (Figura 3). Se tomó como mínima unidad de esfuerzo de muestreo 1 red de 6 x 2.5 metros, por lo que una red de 12 metros equivale a dos unidades de esfuerzo, y una red de 18 metros equivale a tres unidades de esfuerzo; esta estandarización brinda más flexibilidad al muestreo en cuanto al esfuerzo realizado en las zonas de interés, así como entre las diferentes estaciones climáticas.

Se delimitaron dos zonas principales para este estudio de acuerdo al estado de sucesión e intervención que mostraban, la cual refleja la zonificación mostrada por Sanín (2010) donde se encontraba una división dada por el grado de presión antrópica: zona de conservación, ocupada por un paisaje o una comunidad natural, animal o vegetal, ya sea en estado primario ó que está evolucionando naturalmente; zona de amortiguamiento y manejo especial (protección cuerpos de agua); zona de agrosistemas, dedicada a la producción agropecuaria sostenible; zonas de recuperación, donde se realiza reforestación y cuidado de los suelos y zona de infraestructura y uso intensivo, donde se encuentran las casas de habitación, restaurantes, hospedajes, establos, galpones, bodegas, viveros, senderos, vías, miradores, instalaciones eléctricas, instalaciones sanitarias y de saneamiento básico e instalaciones para la educación, la recreación y el deporte (Sanín 2010). Para este estudio se define (a) la zona de Intervención la cual agrupa a grandes rasgos las zonas de infraestructura y uso intensivo y parte de la zona de amortiguamiento y manejo especial al igual que agrosistemas, la cual mostraba un mayor grado de intervención y (b) la zona de Regeneración, la cual agrupa la zona de conservación y recuperación así como una porción de la zona de amortiguamiento. En cada una de estas dos zonas se empleó un esfuerzo de muestreo similar con el fin de compararlas y lograr tener una muestra representativa de la mayoría de microhábitats disponibles (ver Simmons & Voss, 1998).

La captura mediante el uso de redes provee buenos resultados y ha probado ser efectiva con la mayoría de quirópteros (Wilson *et al.*, 1996; Simmons & Voss 1998; Aguirre *et al.*, 2006), salvo con los murciélagos insectívoros que generalmente forrajean sobre el dosel (Molossidae, algunos Emballonuridae y Vespertilionidae), imposibilitando su captura mediante redes. Para capturar murciélagos cercanos al nivel del suelo (0 a 3 metros) se instalaron las redes usando varillas metálicas como soportes verticales y se extendieron a lo largo de trochas o caminos que aparentaban posibles rutas de vuelo. Ocasionalmente y dependiendo del terreno, se realizó una limpieza de la vegetación a nivel del suelo para cubrir el nivel inferior del espacio cubierto por la red. Las redes se abrieron desde las 17:30 horas hasta la 01:00 horas del día siguiente y fueron revisadas cada 30 minutos. Dentro de los métodos de registro también se incluyó la observación de murciélagos en sus refugios, al igual que la captura manual en los casos que fue posible.



Figura 3. Red de niebla de 12 metros ubicada en zona de manglar.

Se realizaron 3 salidas de campo, con un tiempo promedio de muestreo de dos semanas por cada salida (totalizando seis semanas), distribuidas a lo largo de las estaciones secas y lluviosas. En cada noche de muestreo se dispusieron las redes en lugares diferentes dentro de cada área de interés, esto con el fin de evitar que los murciélagos se acostumbraran a la presencia de las redes. Posterior a la captura, los murciélagos fueron retirados de la red utilizando guantes de carnaza como método de protección y se depositaron en bolsas de papel y ésta a su vez, dentro de una bolsa de tela con el fin de coleccionar muestras de heces fecales, datos que son frecuentemente usados para el análisis de dietas (Lobova *et al.*, 2011), que si bien no son el enfoque de este trabajo proveen material para futuros estudios. Para cada individuo se anotó la red donde se hizo la captura, la altura sobre el suelo y la hora aproximada de captura. En adición, se tomaron datos de las condiciones ambientales como fase lunar y precipitación. Posterior a esto se midió en unidades de milímetros y gramos el Largo total: LT, Largo cola: LC, Largo pie: LP, Largo oreja: LO, Largo antebrazo: AB y peso. Para la identificación taxonómica se utilizaron las claves taxonómicas de Muñoz (2001), Gardner (2008) y Aguirre *et al.* (2009).

Cada individuo capturado fue marcado en el ala derecha mediante una pinza para tatuar (Tattoo outfit-small) usando un juego de números del 0 al 9 con un número consecutivo asignado de acuerdo al género taxonómico. Esta técnica es no letal y produce marcas semipermanentes lo cual posibilita distinguir las recapturas a lo largo del tiempo (6-8 meses) de estudio (Figura 4).



Figura 4. Murciélago en proceso de marcado. (Fotografía de M. J. Ospina)

Se utilizó una ficha formato para registrar los datos por individuo de las medidas, especie, fecha, número de red, altura en la red, estado reproductivo, sexo y microhábitat (Anexo 1). Para verificar y soportar la identificación taxonómica se colectó 1 a 2 individuos de cada especie capturada para su posterior identificación, los que se depositaron como ejemplares testigo de su registro, en la Colección Teriológica de la Universidad de Antioquia, Medellín,.

Ensamblaje de murciélagos

Se calculó el esfuerzo total de muestreo como *Horas x Red Totales* para luego hallar el éxito de captura, el cual toma en cuenta el número de individuos totales capturados respecto al esfuerzo de muestro expresándose como $(\text{Individuos} / \text{Horas-Redes Totales}) \times 100$. Se realizaron tablas de abundancia relativa con el fin de mostrar las variaciones en abundancia de las especies registradas de acuerdo a cada salida, reflejando la variación en el tamaño de capturas debido a la época del año.

Se usó el programa EstimateS versión 8.2.0 (Colwell 2009) para obtener los estimadores paramétricos y no paramétricos que se ajusten mejor a los datos así como para aplicar los índices inverso de Simpson (C_{inv}), exponencial de Shannon (eH') para estimar la diversidad del ensamblaje, y Morisita-Horn (C_{2N}) para evaluar la similitud entre muestreos. Cada prueba fue corrida 1000 veces con el fin de aleatorizar la entrada de las diferentes especies a la muestra y evitar un sesgo debido al orden de entrada en un tiempo dado del estudio.

El índice inverso de Simpson (C_{inv}) es usado para proveer una interpretación de la diversidad, y aumenta su valor conforme la diversidad es mayor permitiendo una comparación entre diferentes localidades o hábitats muestreados. Es una medida intuitiva y robusta que es independiente de la riqueza de especies. (Feinsinger, 2001; Barboza, 2007; Kunz & Parsons, 2009). El índice exponencial de Shannon (eH') da un peso en proporción a la abundancia relativa de cada especie, sin importar especies raras o abundantes, el uso de este índice en su forma exponencial da una verdadera medida de la diversidad (Jost 2006, 2007). Con el fin de comparar las áreas de Regeneración e Intervenida se encontró el índice de similitud Morisita-

Horn (C_{2N}), el cual se ve influido por la riqueza de especies y el tamaño de la muestra, sin embargo si se pretende examinar la complementariedad o similitud entre ensamblajes locales de especies, es el adecuado pues usa datos cualitativos (Moreno, 2001; Kunz & Parsons, 2009).

Las curvas de acumulación de especies representan el número de especies acumulado en el tiempo o por unidad de esfuerzo (p.e., días, noches, trampas); el valor indica si la comunidad está bien muestreada en cada uno de los sitios de estudio (Moreno, 2001; Aguirre *et al.*, 2006). Debido a que se cumple con la mayoría de supuestos de este modelo como lo son un grupo taxonómicamente estable y un área de estudio pequeña, se usó la Ecuación Clench para estimar la riqueza de especies. Además de la simplicidad de la metodología y de los supuestos que la sustenta, así como las cada vez más numerosas evidencias de su buen funcionamiento (Jiménez-Valverde & Hortal, 2003), también permite encontrar el número esperado de especies, así como la proporción de la fauna muestreada y el número de muestras (noches de muestreo) necesarias para lograr el número esperado de especies. Dentro de las curvas de acumulación de especies también se incluyeron los individuos capturados de forma manual, al igual que los avistados en refugios, en cuyo caso se pudo distinguir e individualizar a los individuos presentes, con el fin de evitar repeticiones que sesgaran el trabajo.

Ecuación Clench

$$E(S) = \frac{ax}{1 + bx}$$

Dónde: a es la ordenada al origen, la intercepción en el eje Y representando la tasa de incremento de la lista al inicio de la colección. b representa la pendiente de la curva y x es el número acumulativo de muestras.

Según este modelo, la probabilidad de encontrar una nueva especie aumentará conforme sea mayor el tiempo de muestreo, la probabilidad de añadir especies nuevas eventualmente disminuye, pero el tiempo de muestreo en el campo la aumenta. Estas funciones de

acumulación de especies, basadas en un modelo adecuado de los métodos de colecta, permiten la predicción de la riqueza específica (Moreno, 2001).

La asignación a gremios tróficos se hizo siguiendo lo postulado por Patterson *et al.* (1996); dicha propuesta se basa en datos documentados de preferencias alimentarias, junto al método de forrajeo mostrado por cada especie. Para las especies presentes en la R.N. Sanguaré pero no incluidas en dicha publicación se usará la información disponible en la literatura (Flemming, 1986) para dicha asignación.

4. RESULTADOS

Durante las tres temporadas del muestreo se capturaron 256 individuos, con un esfuerzo de captura de 18300 *Horas-Red Totales* y un éxito de captura de 1.39 individuos/*Horas-Red*. Las curvas de acumulación se calcularon usando un total de 267 individuos, pues se incluyen 11 individuos adicionales de *Rhynchonycteris naso* que fueron avistados en un refugio, mas no capturados mediante las redes.

La familia Phyllostomidae fue la mejor representada (14 especies), con 6 especies de la subfamilia Phyllostominae, 3 especies de la subfamilia Carrollinae, 3 especies de la subfamilia Stenodermatinae, 1 especie de la subfamilia Desmodontinae y 1 especie de la subfamilia Glossophaginae. Después de ésta sigue la familia Vespertilionidae con un miembro de la subfamilia Myotinae y 3 representantes de la subfamilia Vespertilioninae. La familia Emballonuridae fue representada con tan solo 3 especies, y las familias Noctilionidae y Molossidae aportaron 2 y 1 especies respectivamente (Tabla 1).

La especie dominante fue *Artibeus planirostris* con 96 individuos, a la cual le sigue *Carollia perspicillata* con 52 individuos. Las especies cuyo *n* fue igual a 1 fueron *Carollia castanea*, *Macrophyllum macrophyllum*, *Micronycteris schmidtorum*, *Phyllostomus hastatus*, *Eptesicus brasiliensis*, *Rhogeessa io* y *Saccopteryx leptura* (Figura 5).

Aunque el método de marcaje permitía individualizar las capturas y verificar recapturas, no se lograron recapturas durante el periodo de muestreo (Marzo 2011 a Marzo 2012).

Tabla 1. Número de individuos capturados en total por cada una de las especies encontradas en la Reserva Natural Sanguaré para las temporadas de Marzo y Julio de 2011 y Marzo de 2012.

Familia	Subfamilia	Especie	Número de individuos
Phyllostomidae	Carollinae	<i>Carollia brevicauda</i>	11
		<i>Carollia castanea</i>	1
		<i>Carollia perspicillata</i>	52
	Desmodontinae	<i>Desmodus rotundus</i>	4
	Glossophaginae	<i>Glossophaga soricina</i>	9
	Phyllostominae	<i>Macrophyllum macrophyllum</i>	1
		<i>Micronycteris schmidtorum</i>	1
		<i>Mimon crenulatum</i>	6
		<i>Phyllostomus discolor</i>	2
		<i>Phyllostomus hastatus</i>	1
		<i>Tonatia saurophila</i>	10
	Stenodermatinae	<i>Artibeus planirostris</i>	96
		<i>Sturnira lilium</i>	10
<i>Uroderma bilobatum</i>		14	
Vespertilionidae	Vespertilioninae	<i>Eptesicus brasiliensis</i>	1
		<i>Lasiurus ega</i>	3
		<i>Rhogeessa io</i>	1
	Myotinae	<i>Myotis riparius</i>	4
Molossidae		<i>Molossus molossus</i>	17
Emballonuridae		<i>Saccopteryx bilineata</i>	2
		<i>Saccopteryx leptura</i>	1
		<i>Rhynchonycteris naso</i>	13
Noctilionidae		<i>Noctilio albiventris</i>	4
		<i>Noctilio leporinus</i>	3

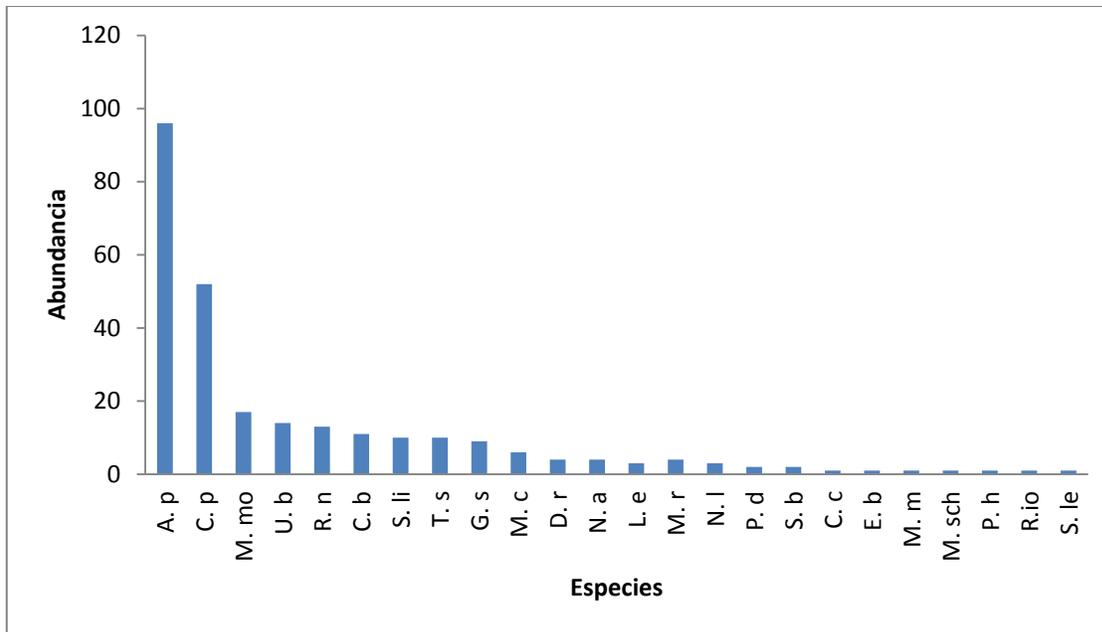


Figura 5. Abundancias de las especies capturadas durante todo el muestreo. (A.p=*Artibeus planirostris*, C.p=*Carollia perspicillata*, M.mo=*Molossus molossus*, U.b=*Uroderma bilobatum*, R.n=*Rhynchonycteris naso*, C.b=*Carollia brevicauda*, S.li=*Sturnira lilium*, T.s=*Tonatia saurophila*, G.s=*Glossophaga soricina*, M.c=*Mimon crenolatum*, D.r=*Desmodus rotundus*, N.a=*Noctilio alvibentris*, L.e=*Lasiurus ega*, M.r=*Myotis riparius*, N.l=*Noctilio leporinus*, P.d=*Phyllostomus hastatus*, S.b=*Saccopteryx bilinetada*, C.c=*Carollia castanea*, E.b=*Eptesicus brasiliensis*, M.m=*Macrophyllum macrophyllum*, M.sch=*Micronycteris schmidtorum*, P.h=*Phyllostomus hastatus*, R.io=*Rhogeessa io*, S.le=*Saccopteryx leptura*. Estas abreviaciones serán las usadas en las tablas y figuras subsecuentes.)

Para Marzo de 2011 se registraron 12 especies; *Artibeus planirostris* fue la especie más abundante con 33 individuos, seguida por *Glossophaga soricina* con 7 y *Carollia perspicillata* con 5, las demás especies presentes en esta época mostraron de 1 a 2 individuos (Figura 6).

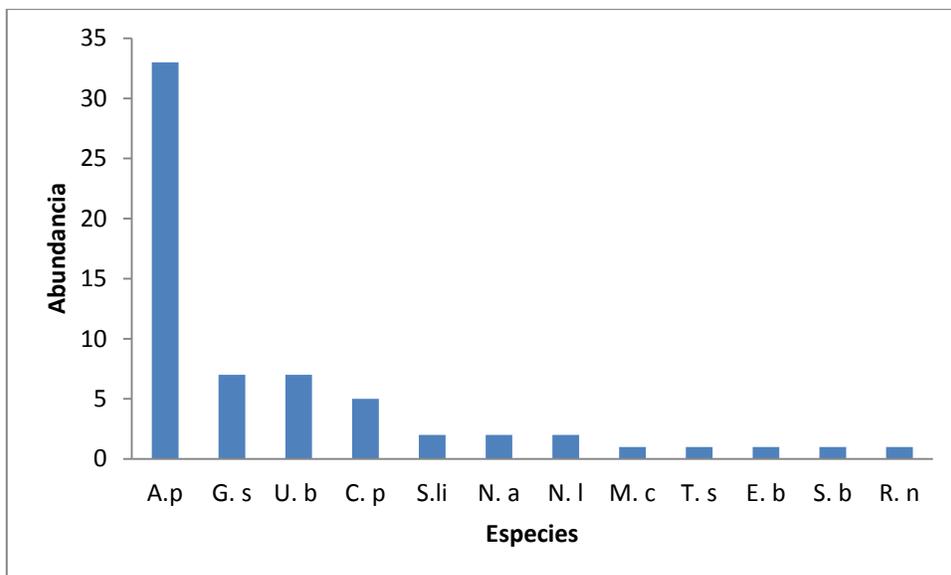


Figura 6. Abundancias de las especies capturadas en Marzo de 2011 durante la época seca.

En julio de 2011 se capturaron más individuos por especie con un total de 135, al igual que un mayor número de especies, se encontró que *Artibeus planirostris* fue la especie más abundante con 50 individuos, seguida por *Carollia perspicillata* con 39, *Molossus molossus* con 14, *Uroderma bilobatum* con 6, *Tonatia saurophila* con 5 y *Sturnira lilium* con 4, las demás especies presentes en esta época mostraron de 1 a 2 individuos (Figura 7).

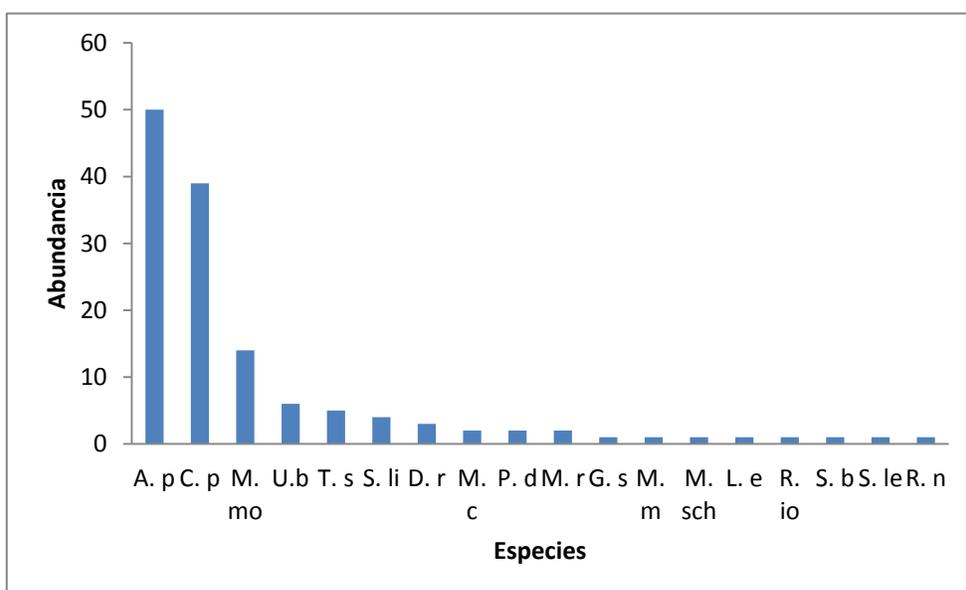


Figura 7. Abundancias de las especies capturadas en Julio de 2011 durante la época lluviosa.

En Marzo de 2012 se encontraron solo 17 especies, dentro de las cuales la más abundante fue *Artibeus planirostris* con 13 individuos, seguido por *Carollia brevicauda* y *Rhyconycteris naso* con 11 individuos cada una y *Carollia perspicillata* con 8 individuos. Las demás especies registraron de 1 a 4 individuos (Figura 8).

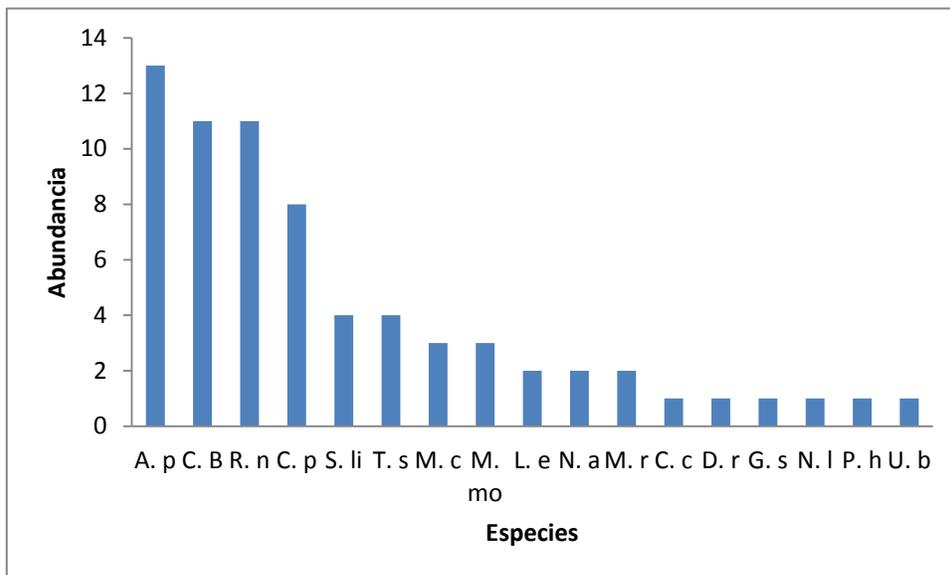


Figura 8. Abundancias de las especies capturadas en Marzo de 2012 durante la época seca.

Para las diferentes salidas la abundancia relativa de cada especie varió, además de las especies encontradas a medida que aumentaba el esfuerzo de muestreo, expresando una diferencia entre la época lluviosa (Julio de 2011) y la época seca (Marzo de 2011 y Marzo de 2012).

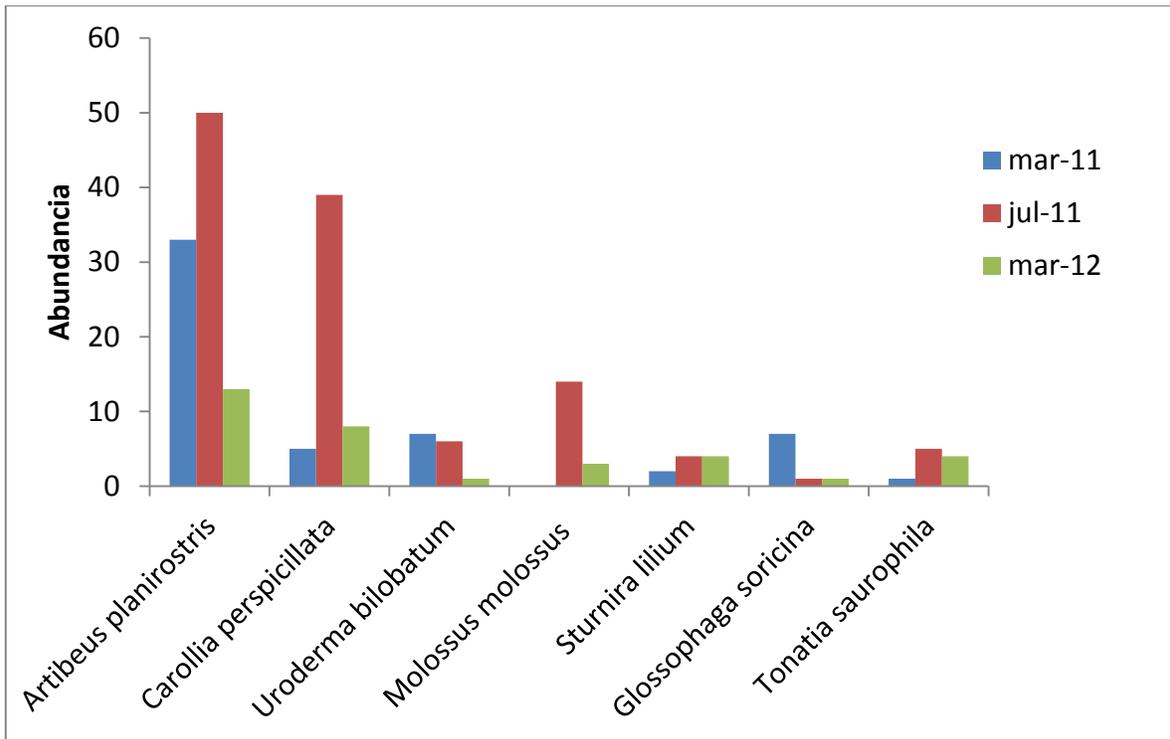


Figura 9. Especies más abundantes durante las tres estaciones.

Al realizar los índices de diversidad para el total de los tres muestreos se encontró que el valor de Alpha de Fisher fue de 6.39 para todo el ensamblaje, el valor del índice inverso de Simpson fue 0.18 y el del exponencial de Shannon fue 9.49 (Tabla 2). En adición a esos valores generales, también se hizo el cálculo de los tres índices para cada muestreo temporal y para las dos zonas (Intervención y Regeneración) dentro de la reserva (Tabla 3).

Tabla 2. Índices de diversidad para todo el ensamblaje de murciélagos, así como para las épocas climáticas.

	<i>Alpha</i>	<i>C_{inv}</i>	<i>eH'</i>
Total	6.39	0.18	9.49
Marzo 2011	0.9	0.29	5.39
Julio 2011	0.83	0.23	6.61
Marzo 2012	1.38	0.10	11.34

Tabla 3. Índices de diversidad para todo el ensamblaje de murciélagos, así como para las zonas Regeneración e Intervención.

	<i>Alpha</i>	<i>C_{inv}</i>	<i>eH'</i>
Total	6.39	0.18	9.49
Regeneración	4.33	0.19	7.33
Intervenida	6.53	0.18	8.74

Al comparar los resultados entre las dos zonas dentro de la reserva, el valor del índice de similitud Morisita-Horn es alto (Tabla 4) indicando que las dos zonas son muy similares en cuanto a sus ensamblajes particulaes.

Tabla 4. Índice de similitud de Morisita-Horn para las zonas Regeneración e Intervención.

Área	Sobs	<i>C_{2N}</i>
Regeneración	15	0.858
Intervenida	20	

Al estimar la curva de acumulación de especies con la ecuación de Clench (Figura 10) para todo el ensamblaje, se encontró que los datos se ajustaban satisfactoriamente al modelo ($R^2 = 0.9996$), los parámetros a (3.539920) y b (0.110445) permitieron encontrar el número esperado de especies, el cual es de 32 especies. Además se encontró el porcentaje de especies muestreado, el cual fue de 75% (24 especies), está dentro de lo aceptable para un inventario de este tipo ya que el número de muestras o noches de muestreo necesario para alcanzar un 95% de las especies en el muestreo (n_{95}) sería de 172.

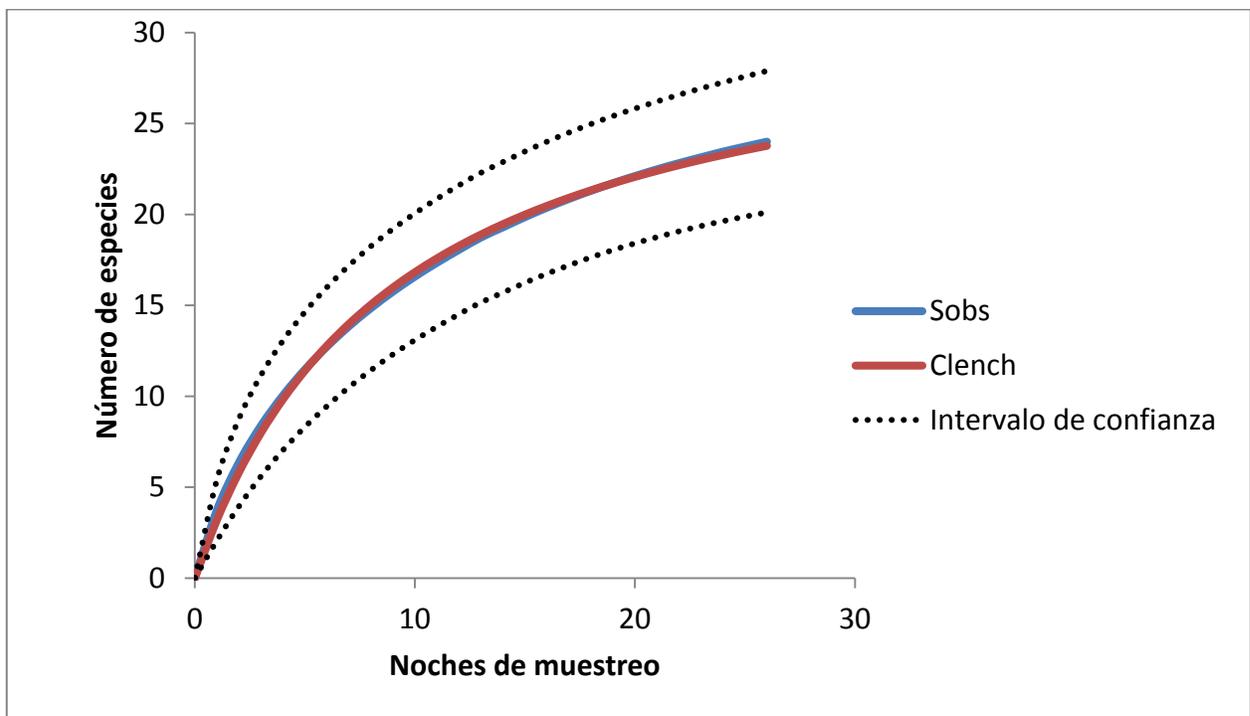


Figura 10. Curva de acumulación de especies con estimadores paramétricos (ecuación de Clench) para todo el ensamblaje de murciélagos de la Reserva Natural Sanguaré.

En adición a este análisis, se realizó una curva de acumulación de especies usando los estimadores no paramétricos, Chao 1 y 2, Jackknife de primer y segundo orden, así como Bootstrap (Figura 11). El único estimador no paramétrico que se ajusta a los intervalos de confianza de 95% fue el Bootstrap, al comparar las especies observadas con la estimación de Bootstrap (27 especies) se encuentra una representatividad de 87,68 %.

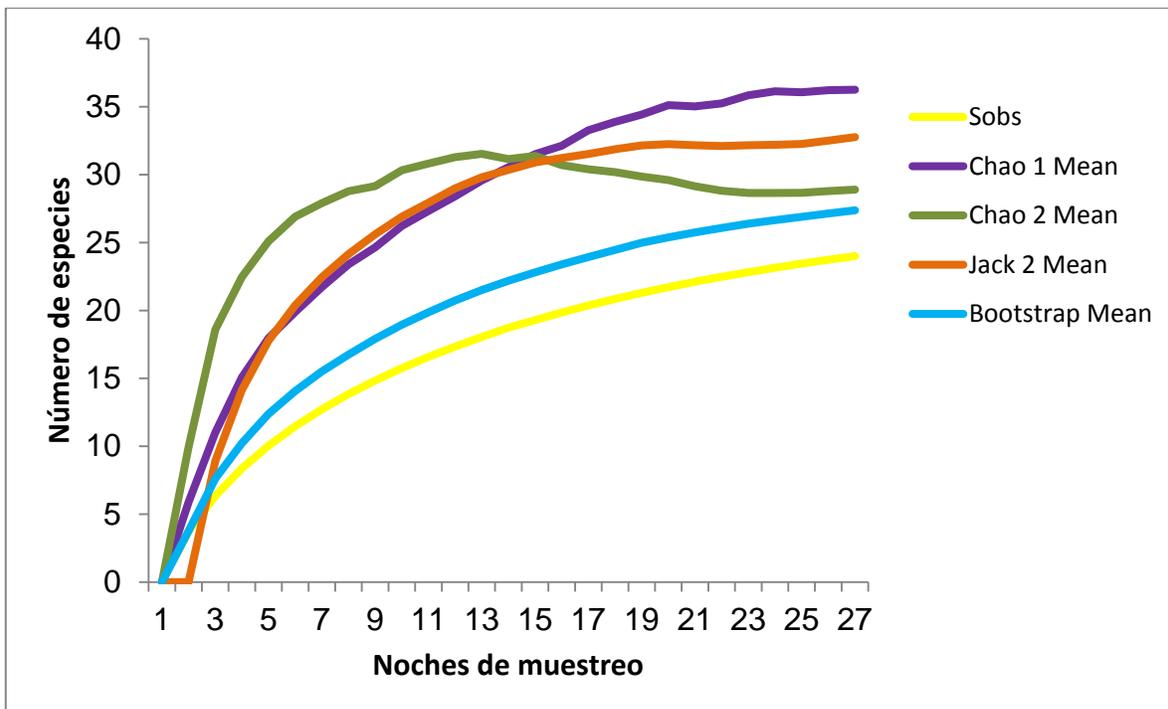


Figura 11. Curva de acumulación de especies con estimadores no paramétricos para todo el ensamblaje de murciélagos de la Reserva Natural Sanguaré.

Las curvas de acumulación para las diferentes épocas del muestreo se estimaron bajo los mismos parámetros que para el muestreo general (Figura 12). Se encontró que los datos se ajustaban correctamente al modelo en las tres épocas (Marzo 2011 $R^2= 0.9931$, Julio 2011 $R^2= 0.9980$, Marzo 2012 $R^2= 0.9999$) y las curvas de acumulación de especies usando la ecuación de Clench muestran los valores predichos satisfactoriamente ajustados a la acumulación de especies observada. Con los parámetros a/b se encontró el número de especies esperadas para cada época climática, por lo cual se cuenta con una representatividad de 59.9% para Marzo y Julio de 2011 y 46.9% para Marzo de 2012.

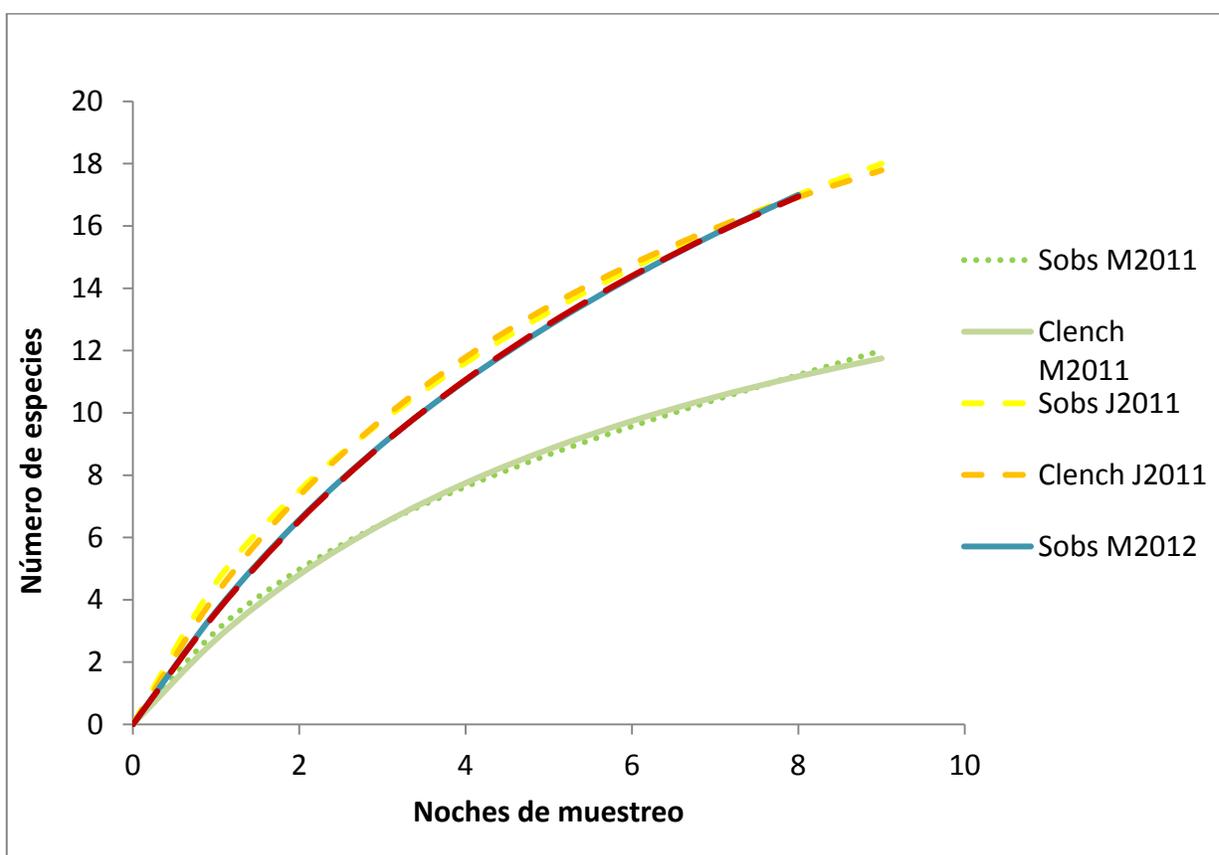


Figura 12. Curva de acumulación de especies, Ecuación de Clench, para los registros de Marzo 2011, Julio 2011 y Marzo 2012

Para las zonas de interés, Regeneración e Intervenido, también se estimaron las curvas de acumulación con el estimador paramétrico (Figura 13), mostrando en ambos casos un buen ajuste por parte de los datos al modelo, $R^2=0.9995$ para la zona Regeneración y $R^2= 0.9971$ para la zona Intervenido. Sin embargo en ninguno de los casos se llegó a la asíntota. De acuerdo a los parámetros a/b el número esperado de especies para las zonas es de 20 en Regeneración y 32 en Intervenido, con esto se observa una representatividad del 75% para Regeneración y de 62.5% para Intervenido.

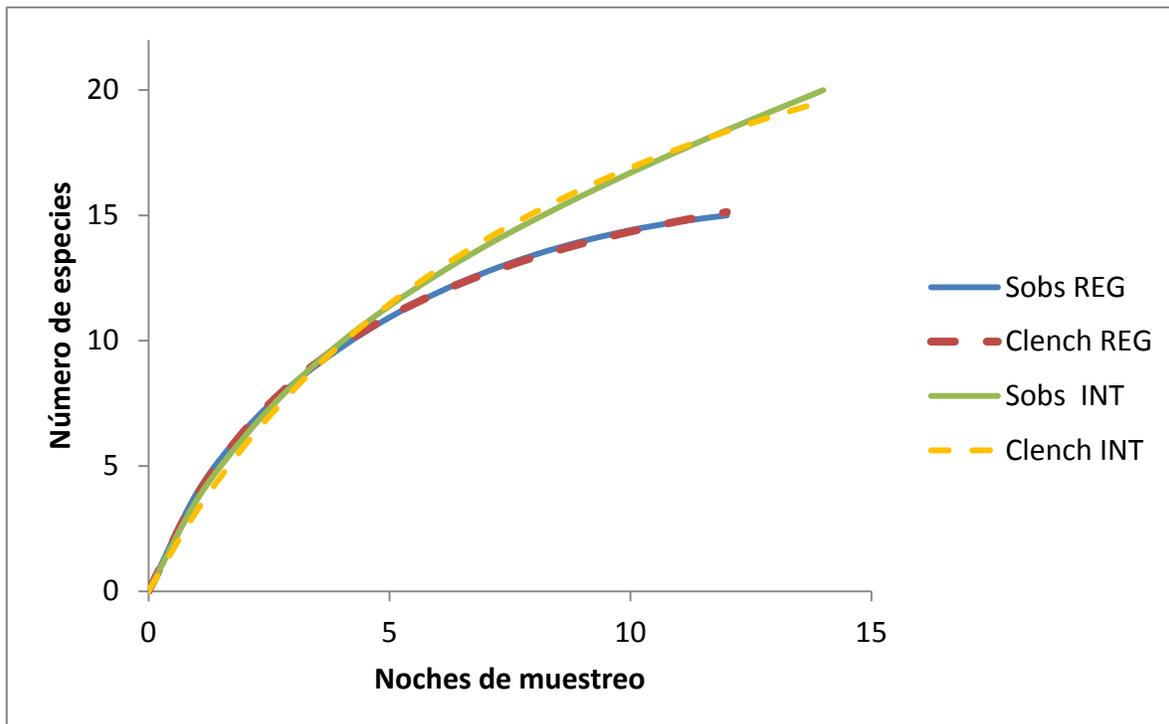


Figura 13. Curva de acumulación de especies, Ecuación de Clench, para la zona Regeneración (REG) e Intervenido (INT).

Finalmente en cuanto a gremios alimenticios, siguiendo a Patterson (*et al.* 1996) y a Flemming (1986) se encontraron 8 (Tabla 8), el mejor representado en términos de especies capturadas fue el de los insectívoros con 8 especies representando el 33.3%, seguido de frugívoros de vuelo alto, frugívoros de vuelo bajo, insectívoro-carnívoros y omnívoros, cada uno con 3 especies representando el 12.5%, los menos representados fueron insectívoro-piscívoros con 2 especies y 8.33%, y los hematófagos y nectarívoros cada uno con una especie representando el 4.16%. En términos de individuos capturados, frugívoros de vuelo alto y bajo fueron los mejor representados con un 41.19% (110 individuos) y 27.71% (74 individuos) respectivamente, seguidos de los insectívoros con un 17.73% (42 individuos). Los menos representativos suman cerca del 11% y constituyen los gremios nectarívoros/insectívoros facultativos con 3.37% (9 individuos), insectívoro-carnívoro con 2.9% (8 individuos), insectívoro-piscívoro con 2.62% (7 individuos) y hematófagos con 1.49% (4 individuos).

Tabla 5. Especies, número de individuos y gremios tróficos pertenecientes al ensamblaje de murciélagos en la Reserva Natural Sangaré.

Especie	Número de individuos	Gremio trófico
<i>Carollia brevicauda</i>	11	Frugívoro de vuelo bajo
<i>Carollia castanea</i>	1	Frugívoro de vuelo bajo
<i>Carollia perspicillata</i>	52	Frugívoro de vuelo bajo
<i>Desmodus rotundus</i>	4	Hematófago
<i>Glossophaga soricina</i>	9	Nectarívoro/Insectívoro facultativo
<i>Macrophyllum macrophyllum</i>	1	Insectívoro-Carnívoro
<i>Micronycteris schmidtorum</i>	1	Insectívoro-Carnívoro
<i>Mimon crenulatum</i>	6	Insectívoro-Carnívoro
<i>Phyllostomus discolor</i>	2	Omnívoro
<i>Phyllostomus hastatus</i>	1	Omnívoro
<i>Tonatia saurophila</i>	10	Omnívoro
<i>Artibeus planirostris</i>	96	Frugívoro de vuelo alto
<i>Sturnira lilium</i>	10	Frugívoro de vuelo bajo
<i>Uroderma bilobatum</i>	14	Frugívoro de vuelo alto
<i>Eptesicus brasiliensis</i>	1	Insectívoro
<i>Lasiurus ega</i>	3	Insectívoro
<i>Rhogeessa io</i>	1	Insectívoro
<i>Myotis riparius</i>	4	Insectívoro
<i>Molossus molossus</i>	17	Insectívoro
<i>Saccopteryx bilineata</i>	2	Insectívoro
<i>Saccopteryx leptura</i>	1	Insectívoro
<i>Rhynchonycteris naso</i>	13	Insectívoro
<i>Noctilio albiventris</i>	4	Insectívoro-Piscívoro
<i>Noctilio leporinus</i>	3	Insectívoro-Piscívoro

Al Comparar la composición por gremios tróficos del ensamblaje de murciélagos presente en la Reserva Natural Sanguaré (Figura 14) con los trabajos de Ballesteros *et al.* (2007) y Calonge *et al.* (2010) (Figura 15), se encuentra un patrón similar, con los frugívoros de vuelo alto y bajo como los gremios dominantes en términos de individuos.

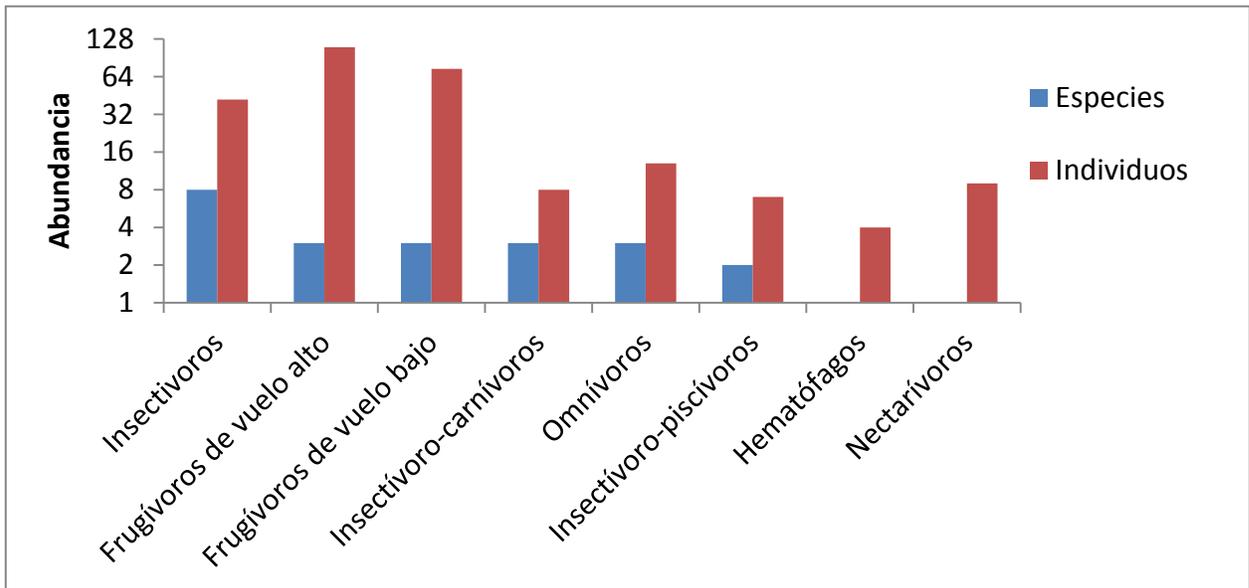


Figura 14. Composición por gremios tróficos del ensamblaje de murciélagos presente en R. N. Sanguaré.

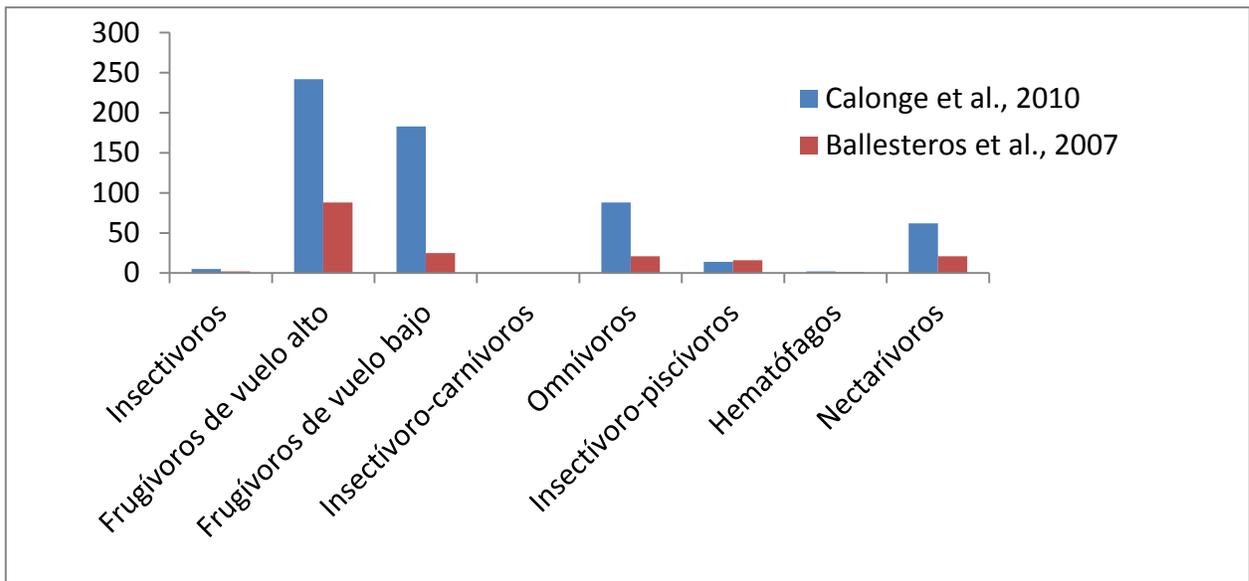


Figura 15. Composición por gremios tróficos de los ensamblajes de murciélagos de los estudios de Ballesteros *et al.*, 2007 y Calonge *et al.*, 2010.

5. DISCUSIÓN

El ensamblaje de murciélagos de la Reserva Natural se compone de 24 especies en 5 familias; en cuanto a la estructura, se registran pocas especies abundantes y varias especies raras, lo cual es un resultado común en estudios de este tipo (Lim & Engstrom, 2001). Al comparar estos resultados, en términos de especies encontradas, con otros estudios llevados a cabo también en bosques secos, se encontraron diferencias claves pero no inesperadas debido a la composición particular de cada bosque en diferentes regiones del país. Por ejemplo, al comparar con el estudio de Sánchez *et al.* (2004) en un fragmento de bosque seco ubicado en la cordillera oriental de los Andes se encontraron en común sólo ocho especies de murciélagos (Anexo 3). Cabe destacar que Sánchez *et al.* (2004) logró llegar a una asíntota en las diferentes curvas de acumulación estimadas, esto gracias al esfuerzo realizado y al número de individuos capturados.

Al comparar con estudios realizados en el Caribe colombiano en los departamentos de Córdoba y otras localidades de Sucre (Anexo 3), se encuentran resultados similares, compartiendo de 9 a 13 especies con los estudios en Córdoba (Ballesteros *et al.*, 2007; Calonge *et al.*, 2010) y 13 y 14 especies con dos estudios realizados en Sucre (Sampedro *et al.*, 2007; Cabrera-Duran, 2011). En términos de composición de gremios se encontró un patrón similar con los trabajos de Ballesteros *et al.* (2007) y Calonge *et al.* (2010), mostrándose los frugívoros de vuelo alto y de vuelo bajo como los gremios dominantes en términos de número individuos, este es un patrón similar a otros estudios no necesariamente en bosque seco, sino también en regiones como la amazonia (Lim & Engstrom, 2001). Estos estudios llevados a cabo en el bosque seco, tienen una mayor afinidad pues son más cercanos al área de investigación, sin embargo las diferencias radican en especies que pudieron ser detectadas por la metodología particular utilizada, además de registrar una especie de dudosa identificación para la cual se recomienda revisar exhaustivamente las colecciones realizadas hasta el momento. En ese sentido, nuestra aproximación a dicho problema (mediante la colecta de ejemplares para comparación con colecciones de referencia) aumenta la certeza en cuanto a dichas identificaciones.

La especie dominante en el ensamblaje fue *Artibeus planirostris* representando un 35.95% de la muestra, seguido de *Carollia perspicillata* con 52 individuos representando el 19.47%, ambas

especies frugívoras y de gran importancia para el sostenimiento y conservación del bosque por su papel como dispersores de semillas. La gran abundancia de estas especies se debe, probablemente, a la disponibilidad espacial y temporal de recursos y refugios (Lim & Engstrom, 2001).

La importancia de comparar entre diferentes épocas (seca y lluviosa) reside en elucidar si existe alguna diferencia en términos de diversidad y abundancia, debido a los cambios en el paisaje que se evidencian con el cambio de época como la abundancia de recursos alimenticios. Durante este estudio, fueron evidentes los cambios en condiciones de clima y temperatura entre las estaciones seca y lluviosa, que también se reflejan en la vegetación (presencia de flores, frutos y semillas) en las distintas áreas de la reserva. Al comparar las diferentes épocas mediante los índices de diversidad, se encontró que estos discrepan, ya que la época más diversa con el índice Alpha de Fisher y Exponencial de Shannon es Marzo 2012, seguido de Julio 2011 y Marzo 2011, mientras que con el índice Inverso de Simpson se encontró que la más diversa sería Marzo de 2011, seguido de Julio de 2011 y Marzo de 2012. Es importante destacar que la época lluviosa de Julio de 2011 fue en la que se capturaron más individuos (135) y especies (18), pero estas discrepancias en los índices pueden deberse a las diferencias en número de individuos por especie, así como el esfuerzo utilizado en cada época (el cual solo varió en una noche). Los cambios drásticos en las abundancias de murciélagos frugívoros ha indicado en otros estudios una posible movilidad de estas especies fuera del área de estudio mediada por la disponibilidad de recursos (Stoner & Timm, 2004; Stoner, 2005); esto podría suceder en este caso, sin embargo futuros estudios son necesarios para poder evaluar este comportamiento particular.

Al igual que una comparación temporal, una comparación espacial es de gran importancia ya que pocos estudios han documentado cambios en un ensamblaje de murciélagos en un contexto de regeneración o sucesión (Pérez-Torres *et al.*, 2009). Dada la importancia de los mamíferos, especialmente los quirópteros, en procesos de dispersión de semillas y polinización es crítico entender como la composición de especies puede variar durante un proceso de sucesión natural ya que estos importantes roles ecológicos pueden perderse (Galindo-González *et al.*, 2000; Stoner & Sanchez-Asofeifa, 2009). Aunque en este estudio no se realizó una

descripción o caracterización detallada de las áreas que se encuentran en un estado particular de sucesión dentro de la reserva, estos datos proveen una línea base para futuros estudios de mayor complejidad.

Al comparar las zonas dentro de la reserva (Regeneración e Intervenida), en las cuales se registraron 15 y 20 especies respectivamente, se encontró que la más diversa es la zona de Intervención tomando en cuenta los índices Alpha de Fisher y Exponencial de Shannon. El número de especies así como el de individuos es mayor en la zona intervenida, esto podría deberse al alto número de recursos y refugios que provee esta zona, siendo estos últimos de gran importancia pues favorecen la presencia y por tanto la captura de especies. Además, las distancias entre estas dos zonas no son lo suficientemente grandes como para que los murciélagos no puedan desplazarse de una a otra varias veces durante los muestreos. A pesar de las aparentes diferencias, al índice de Morisita-Horn muestra una gran similitud entre las dos zonas puesto que comparten la mayoría de especies. Esto es algo esperado, ya que más allá de algunos cambios en abundancia de las especies, son zonas que no se encuentran separadas ampliamente a nivel espacial.

Al analizar las curvas de acumulación de especies realizadas mediante la ecuación de Clench y los estimadores no paramétricos se encontró que para el ensamblaje en general así como para las diferentes épocas y zonas el valor de R^2 era mayor a 0.990 por lo que los datos se ajustan bien al modelo. Para el ensamblaje en general, así como para las épocas y áreas, se encontró una representatividad confiable del ensamblaje así como un reflejo factible del mismo; sin embargo el hecho de que no se alcanzara la asíntota en la curva demuestra que aún se requiere de un mayor esfuerzo de muestreo para abarcar un 95% del ensamblaje real. Aunque teóricamente se pueden encontrar estos valores, en la realidad no se puede aseverar que dado un muestreo riguroso se logre muestrear la totalidad de una comunidad pues diversas variables pueden afectar el estudio.

Ya que muchos aspectos pueden influir en las abundancias de cada especie, es importante identificar cambios en abundancias locales que impliquen un movimiento de las especies a otros bosques o el uso de corredores migratorios que los puedan llevar a otras áreas (Stoner, 2001;

Sánchez *et al.*, 2004). Por esto es importante realizar estudios en un contexto temporal y espacial más amplio, lo cual dada la importancia de los murciélagos en los ecosistemas y de los bosques secos tropicales, proveerá mejores pautas de manejo y conservación tanto para la reserva como para la diversidad de murciélagos.

6. BIBLIOGRAFÍA

Aguirre L F, Arteaga L, Barboza-Márquez K, Kalko E, Galarza I M, Moya I M, Tordoya J, & Vargas A. 2006. Métodos estandarizados para el estudio de murciélagos en bosques montanos. Centro de Estudios en Biología Teórica y Aplicada. Cochabamba, Bolivia. 63 pp.

Aguirre L F, Moya I M, Arteaga L, Galarza I M, Vargas A, Barboza-Márquez K, Peñaranda D, Pérez-Zubieta J, Terán & Tarifa T. 2010. Plan de Acción para la Conservación de los Murciélagos Amenazados de Bolivia. Centro de Estudios en Biología Teórica y Aplicada. Cochabamba, Bolivia. 96 pp.

Aguirre L F, A Vargas, & S Solari. 2009. Clave de campo para la identificación de los murciélagos de Bolivia. Centro de Estudios en Biología Teórica y Aplicada. Cochabamba, Bolivia. 38 pp.

Ballesteros J, Racero J, Núñez M. 2007. Diversidad de murciélagos en cuatro localidades de la zona costanera del departamento de Córdoba-Colombia. *Rev MVZ Córdoba*, 12(2):1013-1019.

Barboza- Márquez K. 2007. Uso y Disponibilidad de *Piper* spp. para el murciélago frugívoro de cola corta *Carollia perspicillata* en el Santuario de Vida Silvestre Cavernas del Repechon (Parque Nacional Carrasco – Cochabamba). Tesis de grado, Universidad de San Simón, Cochabamba, Bolivia. 113 pp.

Cabrera-Duran Y L. 2011. Composición, estructura y distribución del ensamble de murciélagos durante la época de lluvia presentes en el departamento de Sucre-Colombia. Tesis de grado, Universidad del Magdalena, Santa Marta, Colombia.

Calonge B, Vela-Vargas I, & Pérez-Torres J. 2010. Murciélagos asociados a una finca ganadera en Córdoba (Colombia). *Rev. MVZ Córdoba*, 15(1): 1938-1943.

Ceballos, G. 1995. Vertebrate diversity, ecology, and conservation in Neotropical dry forests. Pp. 195-220, en: "*Seasonally dry tropical forests*" (S. Bullock, E. Medina, & H. Mooney, Eds.). Cambridge University Press, Cambridge, U.K. 472 pp.

Colwell, R. K. 2009. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.2. User's Guide and application published at: <http://purl.oclc.org/estimates>.

El Golfo Buceo & Verano. 2009. Reserva Natural Sanguaré. < <http://www.elgolfobuceo.com/content/blogcategory/2/45/>> Fecha de consulta: 27 de Marzo de 2011.

Emmons L & Feer F. 1999. Mamíferos de los bosques húmedos de América Tropical, una guía de campo. Primera edición. Editorial F.A.N. Santa Cruz de la Sierra, Bolivia. 298 pp.

Estrada-Villegas S, Pérez T J, & Stevenson P. 2007. Dispersión de semillas por murciélagos en un borde de bosque montano. *Ecotropicos*, 20(1):1-14.

Fauth J E,, Bernardo J., Camara M., Resetarits J., Van Buskirk J jr., McCollum S A. 1996. Simplifying the Jargon of Community Ecology: A Conceptual Approach. *The American Naturalist* 147(2): 282-286.

Feinsinger, P. 2001. Designing field structure for biodiversity conservation. Island Press. U.S.A. 212 pp.

Fenton M, Acharya L, Audet D, Hickey M, Merriman C, Obrist M, & Syme D. 1992 Phyllostomid Bats (Chiroptera: Phyllostomidae) as Indicators of Habitat Disruption in the Neotropics. *BIOTROPICA* 24(3): 440-446.

Fleming T H. 1986. The structure of Neotropical bat communities: a preliminary analysis. *Revista Chilena de Historia Natural* 59: 135-150.

Galindo-González J, Guevara S, Sosa V J. 2000. Bat and bird-generated seed rains at isolated trees in pastures in a tropical rainforest. *Conservation Biology* 14(6):1693-1703

Gardner, A L. 2008. *Mammals of South America. Marsupials, Xenarthrans, Shrews and Bats.* The University of Chicago Press, Chicago and London. 669 pp.

Hershkovitz P. 1949. Mammals of northern Colombia, Preliminary report N° 5: Bats (Chiroptera). *Proceedings of the United States National Museum* N°. 3246, Smithsonian Institution.

Huertas J. 2005. Implementación de un Sistema de Información Geográfica en la Reserva Natural de la Sociedad Civil Sanguaré, San Onofre, Colombia. Monografía de Especialización. Posgrados de Ingeniería Ambiental, Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia. 101 pp.

INSTITUTO ALEXANDER VON HUMBOLDT, IAVH. 1998 El Bosque seco Tropical (Bs-T) en Colombia. Programa de Inventario de la Biodiversidad, Grupo de Exploraciones y Monitoreo Ambiental, IAVH, Villa de Leyva. 24 pp.

Janzen D. 1988. Tropical dry forests: The most endangered major tropical ecosystem. Pp. 130-137, en: *"Biodiversity"* (E.O. Wilson, Ed.). National Academy Press, Washington, D.C. 538 pp.

Jimenes-Valverde A, Hortal J. 2003. Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología.* Vol. 8, 31-XII-2003, Sección: Artículos y Notas. Pp: 151 – 161.

Jones G, Jacobs D, Kunz T, Willig M R, Racey P. 2009. Carpe noctem: the importance of bats as bioindicators. *Endangered Species Research*, 8: 93-115.

Jost L. 2006. Entropy and Diversity. *Oikos* 113 (2): 363-375.

Jost L. 2007. Partitioning diversity into independent alpha and beta components. *Ecology* 88 (10): 2424-2439.

Kunz T H, Braun de Torrez E, Bauer D, Lobo T, Fleming TH. 2011. Ecosystem services provided by bats. *Ann. N.Y. Acad. Sci.* 1223 (2011) 1–38. New York Academy of Sciences.

Kunz TH & Parsons S (eds). 2009. *Ecological and Behavioral Methods for the Study of Bats*. 2 ed. The Johns Hopkins University Press. 901 pp.

Larsen P, Marchán-Rivadeneira M, Baker R J. 2010. Taxonomic status of Andersen's fruit eating bat (*Artibeus jamaicensis aequatorialis*) and revised classification of *Artibeus* (Chiroptera: Phyllostomidae). *Zootaxa* 268: 45-60.

Lim B K, Engstrom M D. 2001. Bat community structure at Iwokrama Forest, Guyana. *Journal of Tropical Ecology*, 17:647-665.

Lobo T A, Geiselman C K, Mori S A. 2009 *Seed Dispersal by Bats in the Neotropics*. *Memoirs of the New York Botanical Garden*, Volume 101. The New York Botanical Garden Press. 471 pp.

Mantilla-Meluk H, Jimenez-Ortega A M, & Baker R J. 2009. *Phyllostomid Bats of Colombia: Annotated Checklist, Distribution, and Biogeography*. Special Publications 56, Museum of Texas Tech University.

Medellín R A, Equihua M, & Amin M A. 2000. Bat diversity and abundance as indicators of disturbance in neotropical rainforests. *Conservation Biology*, 14(6):1666-1685.

Mickleburgh S, Hutson A, & Racey P. 2002. A review of the global conservation Status Bats. *Oryx*, 36(1):18-34.

Moreno C E. 2001. Manual de métodos para medir la Biodiversidad. Primera edición. Estado de Hidalgo. México. 84 pp.

Muñoz J. 2001. Los murciélagos de Colombia: Sistemática, distribución, descripción, historia natural y ecología. Primera edición. Editorial Universidad de Antioquia. Medellín (Colombia). 391 pp.

Patterson B D, Pacheco V, & Solari S. 1996. Distributions of bats along an elevational gradient in the Andes of south-eastern Peru. *Journal of Zoology London*, 240:637-358.

Pérez-Torres J, Sánchez-Lalinde C, Cortés-Delgado, N. 2009. Murciélagos asociados a sistemas naturales y transformados en la ecorregión del Eje Cafetero. Valoración de la biodiversidad en la Ecorregión del eje cafetero. 157 – 167.

Pineda E, Moreno C, Escobar F, & Halffter G. 2005. Frog, bat and dung beetle diversity in the cloud forest and coffee agroecosystems of Veracruz. *Conservation Biology*, 19(2):400-410.

Portillo-Quintero C A, Sánchez-Azofeifa G A. 2010. Extent and conservation of tropical dry forests in the Americas. *Biological Conservation* 143:144-155

Sánchez F, Sánchez-Palomino P, & Cadena A. 2004. Inventario de mamíferos en un bosque de los Andes Centrales de Colombia. *Caldasia* 26(1):291-309.

Sampedro-M A, Martínez C, De la Ossa K, Otero Y, Santos L, Osorio S, & Mercado A. 2007. Nuevos registros de especies de murciélagos para el departamento de Sucre y algunos datos sobre su ecología en esta región colombiana. *Caldasia* 29(2):355-362.

Sanín A N. 2010. Plan de manejo para la biodiversidad y la sostenibilidad de la Reserva Sanguaré (San Onofre, Sucre) 2010-2020. Trabajo de Grado, Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia. 147 pp.

Simmons N B, & Voss R S. 1998. The Mammals of Paracou, French Guiana: A Neotropical Lowland Rainforest Fauna Part 1: Bats. *Bulletin of the American Museum of Natural History*. No. 237, 219 pp.

Solari, S., Y. Muñoz-Saba, J. V. Rodríguez-Mahecha, T. Defler, H. Ramírez-Chaves, and F. Trujillo. En revisión. Diversidad, Endemismo y Conservación de los Mamíferos de Colombia. *Mastozoología Neotropical*.

Sourdis A. 2008. Ganadería en Colombia cinco siglos construyendo país. Federación Colombiana de Ganaderos. Colombia.381 pp.

Stoner K E. 2001. Differential habitat use and reproductive patterns of frugivorous bats in tropical dry forest of northwestern Costa Rica. *Can. J. Zool.* 79: 1626–1633.

Stoner K E. 2005. Phyllostomid Bat Community Structure and Abundance in Two Contrasting Tropical Dry Forests. *Biotropica* 37(4): 591-599.

Stoner K E., Sánchez-Azofeifa G A. 2009. Ecology and regeneration of tropical dry forests in the Americas: Implications for management. *Forest Ecology and Management* 258 : 903–906.

Stoner K E., Timm RM. 2004. Tropical Dry-Forest Mammals of Palo Verde. In: Frankie GW., Mata A., Vinson SB., (eds). Biodiversity conservation in Costa Rica: Learning the lessons in the seasonal dry forest. University of California Press, Berkeley. 341pp.

Voss R S, & Emmons L H. 1996. Mammalian diversity in Neotropical lowland rainforests. A preliminary assessment. Bulletin of the American Museum of Natural History 230: 1-115.

Wilson D E, Nichols J D, Rudran R & Southwell C. 1996. Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for mammals. Smithsonian Institution Press, Washington, D. C.

Wilson D E, Reeder DM (eds.). 2005. *Mammal Species of the World: A taxonomic and Geographic Reference*. Third Edition. The Johns Hopkins University Press, Baltimore. 2142pp.

ANEXOS

Anexo 1. Formato de registro de datos.

Localidad:	
Coordenadas:	Elevación:

FICHA DATOS DE CAMPO - MURCIELAGOS.

Día	Hora de captura	Red	Altura	Especie	Sexo	Estado reproductivo	Heces	Código	RCap	CC	T	P / O	AB	Peso	Microhábitat

Anexo 2. Registro fotográfico de los murciélagos presentes en la Reserva Sanguaré

Artibeus planirostris



Uroderma bilobatum



Sturnira lilium



Carollia brevicauda



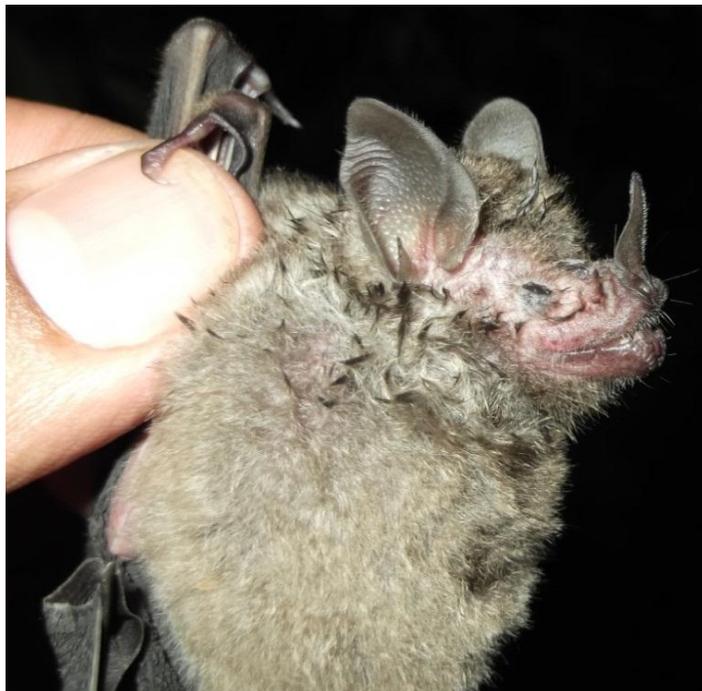
Fotografía: Juan Manuel Martínez Cerón

Carollia castanea



Fotografía: Juan Manuel Martínez Cerón

Carollia perspicillata



Fotografía: Juan Manuel Martínez Cerón

Glossophaga soricina



Desmodus rotundus



Eptesicus brasiliensis



Lasiurus ega



Myotis riparius



Rhogeessa io



Macrophyllum macrophyllum



Micronycteris schmidtorum



Mimon crenulatum



Phyllostomus discolor



Phyllostomus hastatus



Tonatia saurophila



Molossus molossus



Noctilio albiventris



Noctilio leporinus



Rhynchonycteris naso



Saccopteryx billineata



Saccopteryx leptura



Anexo 3. Tabla comparativa de especies registradas en diversos estudios realizados en bosque seco tropical.

Familia	Especie	Este trabajo	Cabrera-Duran, 2011	Sampedro et al., 2007	Calonge et al., 2010	Ballesteros et al., 2007	Sánchez et al. 2004
Phyllostomidae	<i>Carollia brevicauda</i>	X	X		X		X
	<i>Carollia castanea</i>	X	X		X		
	<i>Carollia perspicillata</i>	X	X	X	X		X
	<i>Desmodus rotundus</i>	X	X	X	X	X	X
	<i>Glossophaga soricina</i>	X	X		X	X	X
	<i>Macrophyllum macrophyllum</i>	X	X	X			
	<i>Micronycteris schmidtorum</i>	X					
	<i>Mimon crenulatum</i>	X		X			
	<i>Phyllostomus discolor</i>	X	X	X	X	X	X
	<i>Phyllostomus hastatus</i>	X		X	X	X	X
	<i>Tonatia saurophila</i>	X					
	<i>Artibeus planirostris</i>	X					
	<i>Sturnira lilium</i>	X	X	X	X	X	X
	<i>Uroderma bilobatum</i>	X	X	X	X	X	
Vespertilionidae	<i>Eptesicus brasiliensis</i>	X					
	<i>Lasiurus ega</i>	X		X	X		
	<i>Rhogeessa io</i>	X					X

	<i>Myotis riparius</i>	X	X				
Molossidae	<i>Molossus molossus</i>	X		X			
Emballonuridae	<i>Saccopteryx bilineata</i>	X	X	X		X	
	<i>Saccopteryx leptura</i>	X			X		
	<i>Rhynchonycteris naso</i>	X	X			X	
Noctilionidae	<i>Noctilio albiventris</i>	X	X	X	X	X	
	<i>Noctilio leporinus</i>	X	X	X	X		