

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA
LA MOLINA**

FACULTAD DE CIENCIAS



**“DIVERSIDAD Y DISTRIBUCIÓN ESTACIONAL DE LOS
ENSAMBLES DE QUIRÓPTEROS EN EL BOSQUE SECUNDARIO
DEL FUNDO SANTA TERESA EN SATIPO, PERÚ”**

Presentada por:

Orlando Joel Zegarra Mori

Tesis para Optar el Título Profesional de:

BIÓLOGO

Lima – Perú

2019

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA
LA MOLINA**

FACULTAD DE CIENCIAS

**“DIVERSIDAD Y DISTRIBUCIÓN ESTACIONAL DE LOS
ENSAMBLES DE QUIRÓPTEROS EN EL BOSQUE SECUNDARIO
DEL FUNDO SANTA TERESA EN SATIPO, PERÚ”**

Presentada por:

ORLANDO JOEL ZEGARRA MORI

Tesis para Optar el Título Profesional de:

BIÓLOGO

Sustentada y aprobada por el siguiente Jurado:

Mg. Sc. Zulema Quinteros Carlos
PRESIDENTE

Mg. Sc. Pedro Vásquez Ruesta
MIEMBRO

Blga. Liz Zaida Castañeda Córdova
MIEMBRO

Dra. Marta Williams León de Castro
ASESORA

DEDICATORIA

*A mis padres
Raúl Zegarra y Marcelina Mori,
quienes creyeron en mí,
con todo mi cariño*

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, quiero agradecer a mi familia, en especial a mis padres, Raúl Zegarra y Marcelina Mori, y mis abuelos; por brindarme su apoyo incondicional cuando más lo he necesitado y por su comprensión al entender que mi vocación me llevo a trabajar con criaturas extrañas y misteriosas, como los murciélagos.

A mis amigos mastozoólogos, en especial a Carlos Olaya y Manuel Quispe, quienes me acompañaron en el largo proceso de aprendizaje en esta disciplina y con quienes aún ahora seguimos aprendiendo. Así mismo, a la agrupación estudiantil “Ecología Molinera”, de la facultad de ciencias de la UNALM, pues, me introdujeron al mundo de la ciencia y la ecología, con especial mención a Alfredo Beraun, Jesús Muñoz y David Aybar. A Juan Pellón y Jorge Rivero, quienes con su interés me motivaron a seguir aprendiendo y transmitiendo lo que aprendí a los chicos nuevos en esta disciplina.

Al centro de Ornitología y Biodiversidad (CORBIDI) por recibirme como miembro voluntario en la división de Mastozoología por varios años, y por permitirme el depósito de las muestras de esta tesis allí. Al departamento de Mastozoología del Museo de Historia Natural de San Marcos donde pase unos años, en especial al profesor Víctor Pacheco, por sus consejos y apoyo en mi formación como mastozoólogo.

A todos aquellos que me acompañaron en cada jornada y salida hacia Satipo, con especial mención a Liz Contreras, Carlos Egocheaga y Mily Valle, pues sin ustedes, estoy seguro que todo el muestreo habría sido muy difícil de lograr. A los ingenieros administradores de los fundos: Ing. Chuquicaja, Ing. R. Blas y Ing. Raydo Espinoza, por permitirme el ingreso y apoyarme en la logística de cada viaje, además de su gran amabilidad y hospitalidad.

Por último, y no menos importante, a mi asesora, guía, profesora y amiga, la Dra. Marta Williams, quien me guío y acompañó en todos mis proyectos científicos durante la universidad y fuera de ella.

ÍNDICE GENERAL

RESUMEN	IV
ABSTRACT	V
I. INTRODUCCIÓN	1
II. REVISIÓN DE LITERATURA	3
2.1. MARCO TEÓRICO	3
2.1.1. Los bosques secundarios Neotropicales y el hombre.....	3
2.1.2. La diversidad biológica en los bosques.....	4
2.1.3. La variación en distribución estacional de los organismos	5
2.1.4. Los ensambles de murciélagos en los bosques.....	6
2.2. ANTECEDENTES	7
III. MATERIALES Y MÉTODOS	11
3.1. ÁREA DE ESTUDIO	11
3.2. MATERIALES Y EQUIPOS	15
3.2.1. Materiales	15
3.2.2. Equipos.....	15
3.3. MÉTODOS DE COLECTA DE DATOS.....	16
3.3.1. FASE DE CAMPO.....	16
3.3.1.1. Método de captura de murciélagos.....	16
3.3.1.2. Esfuerzo de muestreo.....	17
3.3.1.3. Recolección de datos	19
3.3.2. FASE DE GABINETE.....	19
3.3.3. ANÁLISIS DE DATOS	20
3.3.3.1. Eficacia del muestreo.....	20
3.3.3.2. Riqueza de especies	22
3.3.3.3. Abundancia relativa.....	24
3.3.3.4. Equidad.....	25
3.3.3.5. Índices de diversidad alfa	27
3.3.3.6. Comparación de la diversidad alfa	29
3.3.3.7. Índices de diversidad beta	29
3.3.3.8. Clasificación en gremios tróficos	31
3.3.3.9. Elaboración de mapas de distribución de gremios	33

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	36
4.1. RESULTADOS	36
4.1.1. Eficacia del muestreo	36
4.1.2. Registro total de especies de quirópteros	39
4.1.3. Riqueza de especies.....	42
4.1.3.1. Índices de Riqueza.....	42
4.1.4. Abundancia Relativa	43
4.1.5. Equidad de la comunidad	47
4.1.6. Índices de diversidad alfa	50
4.1.7. Comparación de la diversidad alfa en Yungas	51
4.1.8. Índices de diversidad Beta.....	52
4.1.9. Gremios tróficos de la comunidad	53
4.1.10. Distribución estacional de los gremios tróficos	55
4.2. DISCUSIÓN	62
4.2.1. Eficacia del muestreo	62
4.2.2. Registro total de quirópteros	63
4.2.3. Riqueza de especies.....	64
4.2.4. Abundancia relativa.....	66
4.2.5. Equidad de la comunidad	68
4.2.6. Diversidad Alfa y comparación con otros estudios.....	69
4.2.7. Diversidad Beta estacional	72
4.2.8. Gremios tróficos y su distribución estacional	73
V. CONCLUSIONES	80
VI. RECOMENDACIONES	82
VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	84
VIII. ANEXOS	108

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Esfuerzo de muestreo realizado durante ambas estaciones climática.	17
Tabla 2: Métodos de estimación de cada modelo matemático.	21
Tabla 3: Valores del grado de ajuste (LR) para cada modelo matemático.....	22
Tabla 4: Ecuaciones utilizadas para el cálculo de los índices riqueza.....	24
Tabla 5: Modelos matemáticos comparados por el paquete vegan.	27
Tabla 6: Gremios tróficos de las familias y subfamilias registradas para Perú.	33
Tabla 7: Valores obtenidos a partir del ajuste a la ecuación de Clench.	36
Tabla 8: Simulación de los esfuerzos de muestreo para obtener un registro del 90 por ciento en relación a total de especies esperado.....	39
Tabla 9: Especies de quirópteros registrados en el bosque secundario del IRD – Fundo Santa Teresa, Satipo - Perú.....	40
Tabla 10: Índices paramétricos (S y Dmg) y no paramétricos (Chao 1, Chao 2, Jackniffe 1, Jackniffe 2) de Riqueza de especies.	43
Tabla 11: Abundancias y Frecuencias relativas de los quirópteros en el IRD - Fundo Santa Teresa, Satipo.	44
Tabla 12: Índices de equidad de J-Pielou's de cada estación climática y del total registros.	47
Tabla 13: Índices de diversidad alfa de la comunidad de murciélagos del bosque secundario del IRD – Fundo Santa teresa en Satipo, Perú.	50
Tabla 14: Investigaciones realizadas en Yungas centrales del Perú.....	51
Tabla 15: Índices de diversidad beta de la comunidad de murciélagos del bosque secundario en relación al cambio entre las estaciones húmeda y seca.	53
Tabla 16: Gremios tróficos registrados en el bosque secundario del IRD – Fundo Santa Teresa presentes durante cada estación climática.....	54

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Ubicación del bosque secundario del IRD – Fundo Santa Teresa.	12
Figura 2: Precipitación mensual para la provincia de Satipo.	13
Figura 3: Mapa del IRD – Fundo Santa Teresa y la ubicación de las redes de niebla dentro del bosque secundario.	18
Figura 4: Representaciones de curvas de Rango-Abundancia.....	26
Figura 5: Criterios de dispersión de individuos en un área.	35
Figura 6: Curvas de acumulación de especies durante la estación Seca, la estación Húmeda y del esfuerzo de muestreo total.....	38
Figura 7: Distribución del número de especies por cada subfamilia registrada para el Fundo Santa Teresa.	41
Figura 8: Distribución de especies por cada género registrado para el Fundo Santa Teresa.....	42
Figura 9: Frecuencia Relativa de las especies durante la estación seca.	45
Figura 10: Frecuencia Relativa de las especies durante la estación húmeda.....	45
Figura 11: Frecuencia Relativa de las especies en el bosque del Fundo Santa Teresa.....	46
Figura 12: Curvas Rango-Abundancia para cada estación climática de las especies en el bosque del Fundo Santa Teresa.	48
Figura 13: Curvas Rango-Abundancia para la totalidad de registros de las especies en el bosque del Fundo Santa Teresa.	49
Figura 14: Perfiles de diversidad alfa de quirópteros en la selva central de Perú.	52
Figura 15: Mapas de registro de gremios tróficos en ambas estaciones climáticas.	55
Figura 16: Ubicación de Insectívoros aéreos de espacios abiertos (Ins.aer.abi) en el bosque secundario del Fundo Santa Teresa durante la estación seca.	56

ÍNDICE DE ANEXOS

ANEXO 1: Sectores de evaluación, coordenadas UTM, altitud y características de la locación de cada red.	108
ANEXO 2: Esfuerzo de muestreo realizado en cada sector evaluado.....	109
ANEXO 3: Lista de especies con sus nombres comunes, abundancias relativas y estado de conservación nacional e internacional.	110
ANEXO 4: Lista de especies presentes en cada estación climáticas evaluadas.....	111
ANEXO 5: Resultados de la comparación de modelos de curvas de Rango-Abundancia para cada estación climática y para el total del muestreo.....	112
ANEXO 6: Tabla de especies, sus gremios tróficos y la referencia de documentación previa de su dieta.	113
ANEXO 7: Registro fotográfico de la evaluación en campo y las especies encontradas.	114

RESUMEN

En la actualidad, los bosques tropicales prístinos de la región central de las Yungas de Perú van desapareciendo, convirtiéndose en áreas para agricultura, ganadería o en bosques secundarios; no obstante, la documentación de la fauna, con especial énfasis en los murciélagos, asociada a estos nuevos ambientes generados por la actividad antrópica es limitada. Por esta razón, en esta investigación se determinó la diversidad y la distribución estacional de los ensambles de quirópteros que habitaron en el bosque secundario del IRD-Fundo Santa Teresa durante la estación seca de los años 2013 y 2014 y la estación húmeda del año 2015.

La evaluación del bosque se dividió en ocho sectores, de dos a cinco noches en cada uno durante seis horas por noche, mediante un muestreo dirigido con un número variable de redes de niebla por sector, acumulando 15552 m*h de esfuerzo de muestreo para toda la evaluación, con 7776 m*h muestreadas para cada estación climática. Se capturó un total de 286 murciélagos pertenecientes a 27 especies, 18 en la estación seca y 19 en la húmeda, agrupadas en las familias: Phyllostomidae y Vespertilionidae, siendo las especies más abundantes: *Carollia perspicillata*, *C. brevicauda*, *C. benkeithi*, *Artibeus planirostris*, *Sturnira lilium* y *S. tildae*, respectivamente. La comunidad de estos quirópteros se encontró fuertemente dominada por las tres especies del género *Carollia*. Las estimaciones de diversidad alfa indican que este bosque alberga una diversidad medianamente alta de quirópteros ($H' = 3.0268$ bit/individuo, $D_s = 0.8086$, $HB = 1.971$), sin embargo, es la más baja en comparación con las localidades circundantes evaluadas previamente. Considerando que solo 10 las especies fueron registradas en ambas estaciones climáticas, las estimaciones de diversidad Beta encontraron una baja tasa de recambio de especies ($\beta_w = 0.4595$, $\beta_c = 8.5$, $\beta_1 = 0.1382$, $\beta_2 = 0.4211$). Se registró cinco gremios tróficos en total presentes en el bosque, cinco en la estación seca y solo uno en la húmeda, siendo el más abundante en ambas estaciones el de los Frugívoros recogedores de espacios muy densos. Así mismo, todos los gremios presentaron variación en su distribución espacial entre las estaciones climáticas. Si bien este bosque secundario presenta una diversidad medianamente alta de murciélagos, es de los menos diversos en comparación con otras localidades cercanas, lo que puede deberse a la presión antrópica a la que se encuentra sometido.

Palabras clave: Murciélagos, Bosque secundario, Diversidad, Gremios tróficos. Satipo.

ABSTRACT

Currently, the pristine tropical forests of the central region of the Yungas of Peru are disappearing, becoming agricultural, livestock or secondary forests areas; However, the documentation of the fauna, with special emphasis on bats, associated to new environments generated by anthropic activity is limited. For this reason, in this research the diversity and seasonal distribution of the bats assemblages that inhabited the secondary forest of the IRD-Fundo Santa Teresa during the dry season of 2013 and 2014 and the wet season of 2015 was determined.

Forest assessment was divided into eight sectors, with two to five nights in each for six hours per night, by means of a directed sampling with a variable number of fog networks per sector, accumulating 15552 m * h of sampling effort for all the evaluation, with 7776 m * h sampled for each climate station. A total of 286 bats belonging to 27 species were captured, 18 in the dry season and 19 in the humid, grouped in the following families: Phyllostomidae and Vespertilionidae; *Carollia perspicillata*, *C. brevicauda*, *C. benkeithi*, *Artibeus planirostris*, *S. lilium* and *S. tildae* were the most abundant species. The community of these Chiroptera was strongly dominated by the three species of the genus *Carollia*. Alpha diversity estimates indicate that these forests harbor a moderately high diversity of Chiroptera ($H' = 3.0268$ bit/individual, $D_s = 0.8086$, $HB = 1.971$), however, it is the lowest compared to the nearby locations previously evaluated. Considering that only 10 species were recorded in both climatic seasons, Beta diversity estimates found a low rate of species turnover ($\beta_w = 0.4595$, $\beta_c = 8.5$, $\beta_1 = 0.1382$, $\beta_2 = 0.4211$). There were five trophic guilds in total present in the forest, five in the dry season and only one in the humid season, being frugivorous collectors of very dense spaces the most abundant in both seasons. Likewise, all the guilds showed variation in their spatial distribution in both climatic seasons.

Although this secondary forest has a moderately high diversity of bats, it is one of the least diverse in comparison with other nearby locations, which may be due to the anthropic pressure to which it is subjected.

Key words: Bats, Secondary Forest, Diversity, Trophic guilds. Satipo.

I. INTRODUCCIÓN

Los bosques tropicales, con 11 millones de km² de extensión aproximada, cubren alrededor de la décima parte de la superficie terrestre (Cayuela y Granzow-de la Cerda 2012). Cerca del 50 por ciento de éstos se encuentran en el continente americano (Achard *et al.* 2007) albergando cerca de la mitad del total de especies en el planeta (Groombridge y Jenkins 2003), siendo especialmente diversos en formaciones vegetales (Olson y Dinerstein 2002). En particular, dentro de Sudamérica, según FAO (2010), el Perú es uno de los países con mayor extensión de bosques, con 73 294 958 ha (MINAM 2011), ocupando cerca del 57 por ciento del territorio peruano (MINAM 2012). Sin embargo, también es uno de los países que tiene cada vez más una mayor pérdida importante de estas áreas (Skole & Tucker 1993, MINAM 2011). Al igual que en otros bosques tropicales del mundo, las principales causas de estas pérdidas son la sobreexplotación de recursos de flora y fauna (Cayuela y Granzow-de la Cerda 2012, Sasaki *et al.* 2016) y la conversión de bosques prístinos o poco impactados a tierras agrícolas y pastizales (Groom *et al.* 2006, Mena 2010).

Sin embargo, este tipo de intervenciones antrópicas no solo reducen la cobertura vegetal boscosa, sino que alteran también la estructura y composición de los bosques que quedan, dejando a su paso gran cantidad de nuevas áreas, hoy denominadas, bajo la definición de Finegan (1992), como “Bosques Secundarios”. A pesar del grado de resiliencia (Gehring *et al.* 2005) o continuidad de sucesión (Guariguata y Ostertag 2001) que poseen estos bosques, el impacto generado sobre ellos, producto de actividades humanas, ha sido y es, en buena medida, causante de la pérdida de biodiversidad en los trópicos (Laurance *et al.* 2000, Moreno 2001), en especial de los mamíferos endémicos de estas zonas (Ceballos y Simonetti 2002, Vargas y Simonetti 2004).

En respuesta al impacto antrópico que reciben estos ecosistemas y, a su vez, a las modificaciones producidas por el cambio climático, las comunidades biológicas están modificando la distribución estacional de sus especies, lo que conlleva a la generación de interacciones cada vez más complejas dentro de los nuevos ensamblajes formados como consecuencia de estos cambios (Thomas 2005, McCain y Colwell 2011). Un claro ejemplo

de este fenómeno son las comunidades de murciélagos, como lo reportan Fleming (1986b), Cosson *et al.* (1999) y LaVal (2004). Este grupo, dado su amplio rango de distribución geográfica (Voss & Emmons 1996, Kunz y Parsons, 2009), su impresionante riqueza de especies (Simmons 2005, Gardner 2007, Pacheco *et al.* 2009), su gran diversidad ecológica (Kalko 1998, Stevens y Willig 2002), su estabilidad taxonómica, la facilidad de monitoreo de sus poblaciones a corto y largo plazo (Jones *et al.* 2009), sumadas a la larga lista de servicios ecosistémicos que proveen (Kunz *et al.* 2011), son considerados hoy en día como un grupo indicador de perturbación antropogénica y de deterioro de hábitat (Wilson *et al.* 1996, Medellín *et al.* 2000, Jones *et al.* 2009). Por ello, la comprensión de las causas y consecuencias a mediano y largo plazo de las variaciones en la distribución estacional de los ensamblajes de murciélagos y el estudio de su grado de organización ecológica, son nociones fundamentales para bosquejar la complejidad del resto de sistemas bióticos que residen en los bosques y con ello poder optimizar los esfuerzos para la conservación de estas áreas (Vold y Buffett 2008, RELCOM 2012, Álvarez y Rodríguez 2013).

La Universidad Nacional Agraria La Molina cuenta con Institutos Regional de Desarrollo (IRDs) en las tres regiones naturales del Perú. Es así que, dentro del parche de bosque secundario del IRD - Fundo Santa Teresa, que se encuentra sometido a factores de presión antrópica como la agricultura intensiva y la actividad forestal, se desarrolló la siguiente tesis con el objetivo de **determinar la diversidad y la distribución estacional de los ensamblajes de quirópteros que habitan en este ambiente**. El objetivo general se desglosó en los siguientes objetivos específicos:

- Analizar su riqueza de especies de murciélagos y compararla con otras zonas boscosas de la selva central peruana.
- Analizar la abundancia relativa de las especies de murciélagos que habitan ahí.
- Analizar la equidad de la comunidad de especies de murciélagos presentes.
- Comparar la diversidad de quirópteros registrados con otros estudios.
- Identificar los gremios tróficos a los que pertenecen las especies registradas.
- Elaborar mapas de ubicación de los gremios tróficos por cada estación climática.
- Analizar la variación en la distribución espacial entre las estaciones evaluadas.

II. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1. MARCO TEÓRICO

2.1.1. Los bosques secundarios Neotropicales y el hombre

Aunque parezca sencillo reconocer qué es un bosque, es difícil definir los límites o estándares del concepto (UNEP 2011). No obstante, según la FAO (2010), cualquier área que cuenta con 10 por ciento o más de cobertura forestal, puede ser considerada como bosque. Bajo esta definición, alrededor del 32 por ciento de la superficie continental del planeta puede ser considerada como tal (FAO 2016). A pesar de tener tan larga extensión, resulta interesante saber que la distribución de estos ecosistemas dista mucho de ser al azar, pues aproximadamente la mitad se encuentra distribuida en las regiones tropicales (UNEP 2011), siendo el continente americano aquel con mayor proporción de éstos. El conjunto de ecosistemas dentro de estos bosques alberga alrededor de las dos terceras partes de las especies del planeta (Gardner *et al.* 2009). Tan solo uno de sus cuatro biomas, el bosque tropical húmedo (Olson *et al.* 2001), posee un registro de casi 20 000 especies de vertebrados, muchos de ellos endémicos de esta región (MEA 2005). Además de ello, proveen una multitud de beneficios para el hombre, como bienes económicos: madera, medicinas, alimento silvestre, aceites, leña y carbón; y servicios ecosistémicos como: regulación del clima, captura de carbono, disminución de erosión e influencia sobre el ciclo hidrológico, tanto a nivel local, regional y global (Gardner *et al.* 2009, UNEP 2011).

Dentro del continente americano, a la región zoogeográfica comprendida por América del Sur, Centroamérica, las Antillas y la zona sur de México se le denomina Neotrópico (Wallace 1876). Esta región es, hoy en día, principal objeto de interés para el estudio y conservación de la biodiversidad (Cayuela y Granzow-de la Cerda 2012), pues, se sabe que contiene casi el 50 por ciento del total de bosques tropicales del mundo (Detwiler y Hall 1988), con un gran número de áreas cuyos inventarios botánicos se encuentran entre los más diversos del planeta (Olson y Dinerstein 2002), además de poseer gran cantidad de ecosistemas que albergan importantes

zonas de endemismo (Gentry 1992, Mendoza *et al.* 2006). Esta enorme diversidad y endemismo se deben principalmente, entre muchos otros factores, a las características climatológicas, de amplios regímenes de temperatura y precipitación (Pennington *et al.* 2004), y a la historia geológica del continente que produjo la peculiar topografía actual, generando así, una enorme diversidad y complejidad de ecosistemas (Burnham y Graham 1999).

Hoy en día, se sabe que realmente muy pocas áreas en el trópico no han sido, de alguna forma, impactadas por el hombre (Kareiva *et al.* 2007). Una combinación de altos índices de deforestación y sobreexplotación de bosques han sido durante años las principales causas de la degradación de estos lugares (Groom *et al.* 2006, Gardner *et al.* 2009). Sin embargo, la intervención humana no solo ha reducido la extensión de la cobertura boscosa, sino que a lo largo de los años ha ido alterando la estructura y composición de los bosques, dejando así bosques modificados (Finegan 1992). Este tipo de bosques son conocidos actualmente como “Bosques Secundarios” y se definen, según Guariguata y Ostertag (2001), como la vegetación leñosa que se desarrolla en tierras que son abandonadas después de que su vegetación original fue destruida por la actividad humana, como pastoreo, agricultura o actividades de extracción de pulpa o madera. Generalmente, este tipo de bosques, a diferencia de los bosques prístinos o poco impactados, se regeneran de forma rápida, a lo largo de grandes extensiones en los trópicos (Finegan 1992), posiblemente por la complejidad en sus grados de sucesión (Peña-Claros 2003). No obstante, ya ha sido reportado que algunos bosques secundarios amazónicos están perdiendo su capacidad de resiliencia debido al alto grado de uso intensivo de estas tierras (Jakovac *et al.* 2015). Los factores humanos añaden una complejidad considerable al desarrollo de su proceso de sucesión, que al igual que en ambientes poco perturbados, se ven influenciados por la biología de sus especies, las interacciones bióticas y abióticas de sus componentes y la estocasticidad extrínseca (Guariguata y Ostertag 2001).

2.1.2. La diversidad biológica en los bosques

La diversidad biológica puede ser definida como la riqueza, la abundancia y la equidad de las especies en un lugar y tiempo determinado (Krebs 1989, Magurran 2004). En la actualidad, cerca de 1.4 millones de especies han sido descritas alrededor de todo el mundo (Parker 1982), muchas de ellas pertenecientes a los biomas de bosques tropicales (Wilson 1988a, MEA 2005). En algunos estudios se ha estimado que estos poseen probablemente

50 000 especies de árboles y alrededor de 150 000 especies de plantas superiores (Erwin 1982), así como un gran porcentaje de la riqueza total de especies animales (Myers 2000). Por ejemplo, en el Perú, el quinto país con mayor riqueza de especies de mamíferos del mundo, el 81.5 por ciento de sus especies endémicas de mamíferos se encuentran restringidas a las ecorregiones que conforman parte de sus bosques tropicales (Pacheco *et al.* 2009). Es por ello que este tipo de ecosistemas, hoy en día, son reconocidos como núcleos de diversidad y endemismo (Mittermeier *et al.* 1988).

Los esfuerzos por la conservación de la diversidad biológica en los bosques tropicales son mayores en la actualidad (Körner *et al.* 2005), pues hoy en día se sabe que ésta es esencial para el mantenimiento de los sistemas agrícolas, forestales, industria estética y farmacéutica, turismo, procesos evolutivos, estabilización de ecosistemas y protección de las cualidades ambientales (Pimentel *et al.* 1992). Sin embargo, lo más importante a resaltar es que la alta productividad agrícola y la salud humana dependen directa o indirectamente de la existencia de las especies que habitan estos ecosistemas (Wilson 1988b).

2.1.3. La variación en distribución estacional de los organismos

La forma en que los organismos se encuentran distribuidos en el ambiente, en cierto periodo de tiempo, no parece obedecer a la aleatoriedad (Boyce y McDonald 1999). Por ejemplo, se sabe que la diversidad de mamíferos y aves está fuertemente asociada a la composición y fisiología de las plantas en su entorno (Thies y Kalko 2004, Zortúa y Alho 2008). Factores exógenos, como el calentamiento global y el impacto por actividades antropogénicas, van generando cambios en la distribución y temporalidad fenológica de las plantas (Cleland *et al.* 2007, Echeverría 2013) y, por ende, van modificando la distribución estacional de los organismos que dependen de ellas. Algunos estudios muestran evidencia de una fuerte correlación entre la distribución de una especie y la variación de ciertos componentes de su hábitat (Boyce y McDonald 1999), como la disponibilidad de recursos alimenticios (Carrasco 2011), los depredadores potenciales y el número de refugios potenciales (Voss *et al.* 2016). Es por ello que actualmente, un tema de gran interés para los ecólogos es conocer ¿Dónde se encuentran los organismos?, ¿Cuándo se encuentran?, ¿Cuántos son? y ¿Por qué se los encuentra ahí? (Krebs 1978).

La variación estacional de la distribución de una comunidad de especies es apreciable si se analiza cómo varían los grupos funcionales que la componen a través de las distintas estaciones que presenta el área de estudio (Andersen 1995). Por ejemplo, en el caso de los

murciélagos neotropicales, su ubicación está fuertemente asociada al tipo de alimento que consumen (Marinho-Filho y Sazima 1998) por lo que los estudios sobre sus gremios tróficos ayudan a evidenciar la variación en su distribución espacial (Kalko 1997).

2.1.4. Los ensambles de murciélagos en los bosques

Los murciélagos son mamíferos, en su mayoría nocturnos (Kunz y Parson 2009), pertenecientes al orden Chiroptera y son uno de los clados más exitosos y diversos de vertebrados en el planeta (Wetterer *et al.* 2000, Altringham 2011). Representan casi el 20 por ciento de las especies de mamíferos del mundo y al haber estado desde hace casi 52 millones de años en la tierra (Simmons *et al.* 2008) han evolucionado en una gran diversidad de formas capaces de ocupar la mayoría de nichos, por lo que actualmente se encuentran distribuidos en casi cada región continental del planeta, con excepción de la Antártida (Kunz 1982, Voigt *et al.* 2016). Su enorme diversidad representa un gran beneficio para las sociedades humanas puesto que contribuyen con distintos servicios ecosistémicos (Kunz *et al.* 2011, Voigt *et al.* 2016), tales como: polinización de flores (Fleming *et al.* 2005), dispersión de semillas (Mello *et al.* 2011), control biológico de plagas (Puig-Montserrat *et al.* 2015) y fertilización de suelos (Gonzálvez y Pomares 2008). Este grupo también ha mostrado ser de gran utilidad como modelo de estudio para distintas ramas de la biología, pues son excelentes para ilustrar ejemplos en temas como evolución, ecología, etología, biogeografía y fisiología (Altringham 2011).

Dentro de los bosques neotropicales, los murciélagos, al igual que otras especies, viven e interactúan en agrupaciones conocidas como “ensambles” (Kunz y Parson 2009, Altringham 2011). Este término se define como un grupo de especies con un origen filogenético común las cuales utilizan recursos similares dentro de una comunidad (Fauth *et al.* 1996). Los ensambles de murciélagos, al explotar distintos recursos tróficos (Fleming 1988, Harvey y Villalobos 2007), ofrecen una visión general de la dinámica y la salud ecosistémica de los bosques (Klingbeil y Willig 2009), por lo cual, hoy en día se les considera como indicadores de perturbación (Wilson *et al.* 1996, Medellín 2000, Jones *et al.* 2009) y fragmentación de ecosistemas (Meyer y Kalko 2008).

Dada la alta diversidad de especies, y la variedad de roles ecosistémicos que desempeñan (Meyer y Kalko 2008), existen distintos puntos de vista desde los cuales se puede evaluar a los ensambles de murciélagos. Una forma recomendada por Patterson *et al.* (2003) es el estudio mediante el agrupamiento en referencia a una variable de interés principal, como el

tipo de alimento que consumen un grupo de individuos de características ecológicas similares. En ese sentido, Root (1967) propone el uso del término “gremio” para referirse a un grupo de especies que explotan el mismo tipo de recurso ambiental de una manera similar. Siguiendo este concepto, Kalko (1997) clasifica a los murciélagos neotropicales en referencia al tipo de alimento que consumen y a su estrategia de forrajeo, denominando a esta clasificación como “gremios tróficos”.

2.2. ANTECEDENTES

La última publicación sobre la totalidad de especies de murciélagos (Orden: Chiroptera) presentes en el Perú es el de Pacheco *et al.* en el 2009, donde se reportan 165 especies agrupadas en ocho familias. Aunque ha habido importantes cambios en la taxonomía y sistemática de los murciélagos neotropicales (Solari y Martínez-Arias 2014) desde la publicación del trabajo de Pacheco *et al.* (2009), el listado total de especies presentado ahí ha sido, y aún es, tomado como referencia en un gran número de trabajos y publicaciones en la actualidad. Los trabajos más recientes que presentan resultados acerca de la diversidad y distribución local de quirópteros peruanos se centran en los departamentos de: Cusco (Woodman *et al.* 1991, Solari *et al.* 2001, Pacheco *et al.* 2007, Medina *et al.* 2012), Junín (Carrasco 2011, Refulio 2015, Arias *et al.* 2016, Aguilar 2017), Pasco (Vivar 2006, Mena 2010), Loreto (Ascorra *et al.* 1993, Hice *et al.* 2004, Willig *et al.* 2007), Madre de Dios (Wilson *et al.* 1996, Patterson *et al.* 1996, Solari *et al.* 2006, Presley *et al.* 2011), Puno (Pacheco *et al.* 2011), Tumbes (Arias *et al.* 2009, Cadenillas 2010), San Martín (Martínez 2013) y Lima (Mena y Williams 2002); resaltándose que la mayoría de estos departamentos cuentan con áreas de bosque tropical, lo que hace notoria la importancia de estas áreas como núcleos de biodiversidad. Los lugares cuyos registros presentan mayor riqueza de especies de murciélagos en el Perú son: La Reserva de Biosfera del Manu, entre los departamentos de Cusco y Madre de Dios, con un registro de 74 especies (Patterson *et al.* 1996); el Parque Nacional Yanachaga-Chemillén en Pasco, con un registro de 67 especies (Vivar 2006); el valle del Bajo Urubamba en Cusco, con un registro de 66 especies (Solari *et al.* 2001); la Reserva Nacional Allpahuano-Mishana en Loreto, con un registro de 65 especies (Hice *et al.* 2004) y el Centro de Investigaciones “Jenaro Herrera” en Loreto, con un registro de 63 especies (Ascorra *et al.* 1993).

Los estudios realizados en la región central de la selva peruana, una de las regiones de bosque tropical con mayor facilidad de acceso dada la buena cantidad de vías de comunicación que posee, se han enfocado en evaluar la diversidad y distribución de murciélagos en zonas prístinas o poco impactadas antrópicamente, situando sus zonas de evaluación en Áreas Naturales Protegidas (ANP) o bosques primarios pertenecientes a fundos privados (Vivar 2006, Carrasco 2011, Refulio 2015, Arias *et al.* 2016, Aguilar 2017), con excepción del estudio realizado por Mena (2010), cuya zona de evaluación abarcó áreas de bosque fragmentado en Pozuzo, Pasco. Por otra parte, la información presentada en muchas de estas investigaciones corresponde a una descripción de los efectos que ejercen, sobre los ensamblajes de murciélagos, los fenómenos abióticos como los gradientes altitudinales (Vivar 2006, Carrasco 2011, Refulio 2015, Arias *et al.* 2016), que han sido amplia materia de estudio en muchas localidades con bosques tropicales (Graham 1983, McCain 2007, Cadenillas 2010, Medina *et al.* 2012, Marín-Vasquez y Aguilar-González 2005, Jiménez y Vizhco 2015). Dado que el número de investigaciones realizadas en zonas perturbadas por acción del hombre es limitado en el Perú y el contexto global actual, se resalta la importancia de la realización de estudios en bosques tropicales asociados a factores de presión antrópica como medio indispensable para la comprensión de las consecuencias que tiene la actividad humana sobre la organización ecológica de las especies que residen en estos bosques (Estrada *et al.* 1993, Medellín *et al.* 2000).

De entre todos los tipos de murciélagos que habitan en los bosques neotropicales destaca la gran diversidad y la facilidad de detección de la familia Phyllostomidae (Arita 1993, Kalko 1998). Esta familia ha sido calificada como un grupo taxonómico indicador de alteración de hábitats (Fenton *et al.* 1992, Wilson *et al.* 1996, Castro-Luna *et al.* 2007), gracias a su gran variedad de especies y los distintos gremios alimenticios que poseen (Medellín *et al.* 2000, Schulze *et al.* 2000). En los bosques secundarios de la selva central peruana, bajo un muestreo estándar usando redes de niebla a nivel sotobosque, se esperaría encontrar una predominancia de murciélagos Filostómidos (Chiroptera: Phyllostomidae) pertenecientes a las subfamilias Stenodermatinae, Carollinae y Glossophaginae, como lo menciona Castro-Luna *et al.* (2007). Se sugiere que las especies de estas subfamilias suelen estar asociadas a zonas con cierto grado de perturbación antrópica, dado que en muchos casos parecen haber optado por un comportamiento alimenticio oportunista como estrategia adaptativa a este nuevo tipo de ambientes (Heithaus 1982, Fleming 1986a), sin embargo, esta hipótesis es aún cuestionada, pues como se muestra en estudios recientes, como el de Andrade *et al.* (2013) y el de Saldaña-Vázquez (2014), se reporta que los murciélagos de los géneros *Artibeus*,

Sturnira y *Carollia*, los dos primeros pertenecientes a Stenodermatinae y el último a Carollinae, consumen ciertas familias de plantas, aun cuando éstas sean menos abundantes que otras posibles fuentes de alimento.

En general, la diversidad y distribución de las especies en los trópicos se ve influenciada por distintos factores bióticos y abióticos a lo largo del tiempo (Kaufman 1995, Hulshof *et al.* 2013). Como Benton (2009) señala, la diversidad, y los fenómenos que la modifican, pueden ser evidenciados, estudiados y analizados desde dos distintos puntos de vista principales: desde la perspectiva de la escala geográfica y la de la escala temporal; donde la importancia de los factores bióticos es notoria en escalas temporales pequeñas y escalas geográficas locales, mientras que, para escalas temporales más grandes y escalas geográficas globales una conjunción entre factores bióticos y abióticos explican de mejor manera los cambios observados. Entre los factores bióticos que pueden ser modificadores se encuentran: la competencia intra e interespecífica, los depredadores, los parásitos, la disponibilidad de alimento y la influencia de la interacción entre poblaciones (Delaval *et al.* 2005, Begon *et al.* 2006, Falk *et al.* 2015); mientras que en los factores abióticos están: las estaciones climáticas, los gradientes altitudinales y latitudinales, la disponibilidad de fuentes de agua dulce y el efecto antrópico sobre ciertas áreas (Kaufman 1995, McCain 2007, Jiménez-Valverde *et al.* 2008, Voig y Kingston 2016). El efecto de los factores bióticos sobre la diversidad y distribución de murciélagos en los bosques tropicales del Perú ha sido, indirectamente, reportado por Woodman *et al.* (1991), Hice *et al.* (2004), Vivar (2006), Arias *et al.* (2009), Medina *et al.* (2012), Martínez (2013) y Arias *et al.* (2016), pues estos estudios se llevaron a cabo en ANPs o áreas de conservación privadas, zonas ideales para observar las relaciones naturales que poseen las especies entre sí. Por otro lado, los estudios que han reportado, directa o indirectamente, el efecto de factores abióticos naturales en la diversidad de murciélagos en localidades peruanas, son: Graham (1983), Patterson *et al.* (1996), Solari *et al.* (2001), Carrasco (2011) y Refulio (2015), mientras que, los tres únicos estudios en el Perú que reportan el efecto de la actividad humana sobre los ecosistemas donde residen comunidades de murciélagos, son el de Willig *et al.* (2007), el de Mena (2010) y el de Aguilar (2017).

La región central de la selva peruana se encuentra ubicada en la vertiente oriental de los departamentos de Junín, Pasco y Huánuco, entre los 800 y 3500 m.s.n.m. (Pacheco 2002, Tovar *et al.* 2010). Abarca parte de la región natural “Yunga” (Pulgar-Vidal 1981) y se caracteriza por poseer un relieve montañoso y valles estrechos, con temperaturas cálidas e intensas precipitaciones. Debido a la gran cantidad de vías de comunicación que posee, esta

región es de gran accesibilidad, lo que trajo como consecuencia que su cobertura boscosa haya sido fuertemente alterada por la actividad humana (Durham 1995, Antón y Reynel 2004). Debido a los fuertes conflictos sociales acontecidos en la década de los 80's en esta región (Albó 2004), la investigación y producción científica disminuyó notablemente hasta los años 2000, donde se intensificó el estudio de comunidades vegetales en dicha región, por parte de instituciones como el Herbario MOL y el Jardín Botánico del Missouri (Antón y Reynel 2004, Vázquez *et al.* 2005, Marcelo-Peña y Reynel 2014). La principal actividad económica en esta región es la agrícola, centrándose en el cultivo de café, cacao, yuca, plátano, piñas y otros frutales; aunque, tiempo atrás, y recientemente, en estas últimas décadas, se intensificó también la actividad forestal consumiendo árboles de gran importancia comercial, como el “Cedro”, el “Tornillo”, la “Cumala” y el “Nogal”, siendo estas dos actividades las principales responsables de la gran cantidad de áreas deforestadas en ésta zona (Durham 1995, Antón y Reynel 2004, Marcelo-Peña y Reynel 2014). La región es considerada como un mosaico especial de hábitats importantes para flora y fauna, pues alberga una gran diversidad de especies y una alta tasa de endemismos (Aguilar y Reynel 2011).

III. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. ÁREA DE ESTUDIO

La evaluación se llevó a cabo dentro del bosque perteneciente al IRD - Fundo Santa Teresa, y sus alrededores, ubicado políticamente en el distrito de Río Negro, provincia de Satipo, departamento de Junín. Sus coordenadas geográficas son: 18 L, 537405 m Sur y 8765160 m Oeste y una altitud cercana a los 850 m.s.n.m. (Figura 1). El bosque posee una extensión aproximada de 113 hectáreas, comprometiendo alrededor de 56 por ciento del área total del ámbito del fundo, con 203 has de extensión (Marcelo-Peña y Reynel 2014), y los principales campos de cultivo con los que limita son usados para la producción de piñas de las variedades Cayena y Golden, así como también para la producción de ajíes. Esta área se encuentra cercana a dos áreas naturales protegidas: El Bosque de Protección Pui Pui y Parque Nacional Otishi, ambos con extensión que incluyen parte de la Provincia de Satipo.

Siguiendo el criterio de Holdridge (1967), el área se encuentra dentro de la zona de vida conocida como “bosque muy húmedo Premontano Tropical (bmh-PT)” (ONERN 1976), categoría que abarca el 3.7 por ciento de la superficie del departamento de Junín (SNIA 2015). Con respecto a otras clasificaciones: según la propuesta presentada por Brack y Mendiola (2000), esta área se encuentra en la ecorregión denominada “Selva alta”; para la zonificación de vegetación en gradientes que desarrolló Terborgh (1971), se encuentra en la zona de “Bosque montano bajo”, pues posee árboles que rara vez exceden los 35 metros de altura y un metro de diámetro; mientras que , para la clasificación de biomas presentada Olson *et al.* (2001), el área se encuentra dentro de los “Bosques Tropicales y Subtropicales Húmedos de Hoja-ancha”. Con respecto a la cobertura vegetal, según lo establecido por el MINAM (2015b), el área del fundo posee zonas de “Bosque de montaña basimontano” (Bm-ba) y “Áreas de no bosque Amazónico” (ANOBA) (Figura 3). Con respecto a su diversidad y composición florística, el área de estudio es un bosque secundario tardío (Marcelo-Peña 2009) que se encuentra en equilibrio dinámico (Perales 2017), lo que explicaría su gran capacidad de resiliencia.

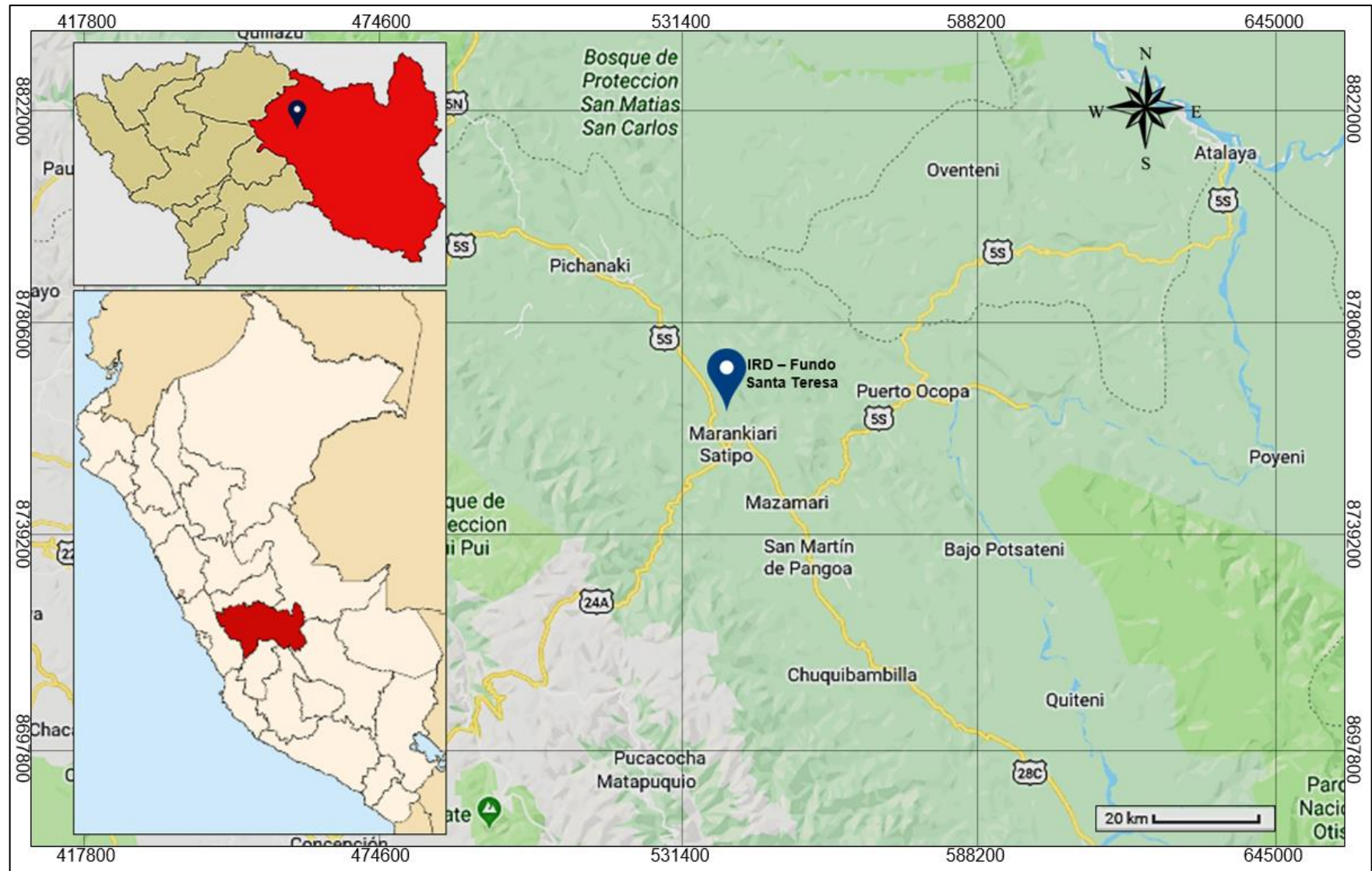


Figura 1: Ubicación del bosque secundario del IRD – Fundo Santa Teresa.

El clima de la provincia de Satipo se caracteriza por tener una temperatura que oscila entre los 20°C a 28°C y una precipitación anual media alrededor de 1500 a 2000 mm (Figura 2), definiéndolo como un clima cálido y húmedo (Rodríguez 2010); así mismo, el área evaluada se caracteriza por ser moderadamente húmeda y semicálida, con un déficit moderado de agua en invierno (Fachín 2010). Debido a que las temperaturas más altas y los niveles de precipitación más bajos se registran entre los meses de mayo y septiembre, se define a esta temporada como la estación seca; en contraste, las temperaturas más bajas y los niveles de precipitación más altos se registran entre los meses de diciembre y marzo, lo que describe a esta temporada como la estación húmeda (modificado de CAMS 2014).

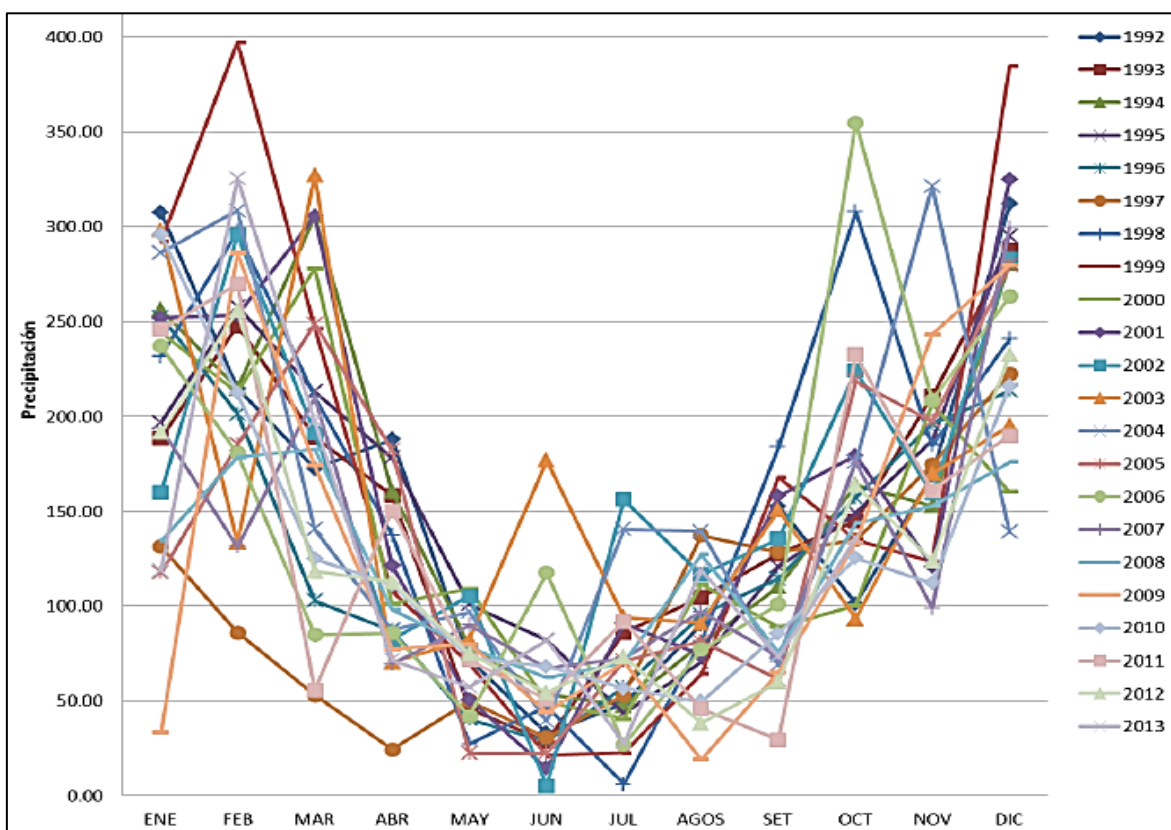


Figura 2: Precipitación mensual para la provincia de Satipo.

FUENTE: Comisión Ambiental Municipal Satipo, 2014.

El terreno boscoso del Fundo Santa Teresa posee una topografía variada, entre ondulada y empinada, con laderas y colinas de pendiente moderada (Marcelo-Peña y Reynel 2014, Perales 2017). La diversidad florística del bosque de este IRD es relativamente alta en comparación a otras regiones de selva central, pues, en una sola parcela de una hectárea se puede encontrar 67 géneros de plantas agrupados en 37 familias botánicas (Marcelo-Peña y Reynel 2014). Dentro de las familias que poseen especies que pueden representar una fuente

de alimento potencial para los murciélagos frugívoros (Fleming 1988, Renner 1989, Thies y Kalko 2004, Morim *et al.* 2010) se encuentran: Moracea, Leguminosae, Piperacea, Melastomataceae y Rubiaceae (Marcelo-Peña y Reynel 2014). Siguiendo la propuesta de Korning y Blaslev (1994), este bosque se encuentra en un equilibrio dinámico, puesto que la vida media y el tiempo de duplicación del bosque son similares; además, el recambio de especies vegetales entre periodos intercensales indicaría que se encuentra en un estado de mantenimiento de especies (Perales, 2017).

3.2. MATERIALES Y EQUIPOS

3.2.1. Materiales

- 20 redes de neblina de 12m x 2.5m, de 30 mm de luz de malla.
- 30 parantes metálicos de aluminio galvanizado de 3 m.
- 50 bolsas de tela de 20 cm x 20 cm.
- 4 paquetes de driza 5/32 de 60 m.
- 3 machetes.
- 4 cintas *Flagging* de 5m.
- 1 carpa para 2 personas.
- 5 pares de guantes de cuero.
- 50 bolsas pequeñas de cierre hermético.
- 40 frascos de plástico de 100 ml.
- 3 litros de Alcohol de 96°
- 1 litro de formol al 40 por ciento.
- ½ kilogramo de algodón hidrófilo.
- 4 plumones indelebles.
- 2 libretas de campo aprueba de agua
- 20 jeringas de 5 ml.
- 1 carrete de hilo de algodón
- 4 envases de cierre hermético de 5 litros.
- 5 tijeras de escritorio
- 2 guías de identificación de campo
- 2 cintas de embalaje

3.2.2. Equipos

- 2 reglas metálicas de 20 cm.
- 1 GPS.
- 1 cámara digital.
- 1 equipo de disección.
- 2 linternas de cabeza.
- 1 balanza digital.
- 1 laptop.
- 1 lupa de 10x de aumento.

3.3. MÉTODOS DE COLECTA DE DATOS

3.3.1. FASE DE CAMPO

3.3.1.1. Método de captura de murciélagos

La recolección de datos sobre qué murciélagos habitan en el bosque secundario consistió en un muestreo estadístico de tipo dirigido (Bautista *et al.* 2001) con captura aleatoria de individuos mediante el uso de redes de niebla con luz de malla de 30 mm y extensión de 12m x 2.5m (Pacheco y Solari 1997, Perovic *et al.* 2008, Kunz y Parson 2009), las cuales fueron colocadas a una altura menor a 5 metros a partir del suelo, estrato vertical del bosque denominado como “Sotobosque” según Godínez-Ibarra y López-Mata (2002). La selección de los lugares donde se colocó las redes obedeció al establecimiento previo de sitios dispersos alrededor del área de extensión del bosque, donde se creyó que existía la mayor probabilidad de captura basándose en los criterios mencionados por Arita y Fenton (1997), Pech-Canche *et al.* (2011) y Kunz y Parson (2009), entre los cuales figuran: Espacios abiertos que no dificulten el vuelo, zonas cercanas a plantas que representen directa o indirectamente alimento, reservorios o flujos de agua y áreas que puedan ser utilizadas como potencial refugio temporal.

Con el fin de obtener mayor representatividad “ecológica” se dividió el esfuerzo de muestreo en las dos etapas climáticas propias de la zona, la estación húmeda y la estación seca. Las horas de evaluación comenzaron a partir de las 6:00 pm y culminaron a las 12:00 am aproximadamente, hora local, teniendo en cuenta que esas son las horas de mayor actividad de forrajeo de los murciélagos neotropicales (Pacheco y Solari 1997, Kunz y Parson 2009, Altringham 2011). Los lugares donde se colocaron las redes de niebla fueron georreferenciados con un GPSMAP 62s marca GARMIN, usando el sistema de coordenadas “Universal Transverse Mercator” (UTM) para la zona 18 S del hemisferio sur, con el DATUM “World Geodetic System” (WGS 84), como se menciona en el Manual proporcionado por SUNARP y SNCP (2016), y aceptando un grado de error de estimación máximo de 10 metros (Anexo 1).

3.3.1.2. Esfuerzo de muestreo

Se agruparon los puntos donde se colocaron redes para poder organizar mejor la logística del muestreo (Anexo 1). En total se evaluaron 8 grupos, cada uno con variable número de redes (Figura 3), puesto que el financiamiento así lo permitió y dado que la intención de esta tesis no fue comparar entre estos grupos, no se tuvo mayor complicación en el análisis de datos. Cada grupo fue evaluado entre 4 a 5 noches, con excepción de uno, evitando dificultades extrínsecas al diseño del proyecto, como lo fueron la condición climática o las fases lunares desfavorables para la captura de murciélagos. El esfuerzo de muestreo durante la estación húmeda y la seca fue el mismo. Los días evaluados comprendieron entre el 8 al 21 de agosto del 2013, del 23 de julio al 10 de agosto del 2014 para la estación seca; y del 3 al 12 de enero del 2015 y del 27 de febrero al 16 de marzo del 2015 para la estación húmeda. El esfuerzo de muestreo fue calculado bajo las unidades utilizadas del método presentado por Medellín (1993), a partir del número de metros lineales de red multiplicado por el número de horas que se usaron para la evaluación, y se presentan con respecto al nombre del grupo y el esfuerzo realizado por estación climática (Anexo 2); además de ello, también se coloca el esfuerzo en la unidad Red*Noche, para su uso en fines estimativos (MINAM 2015a). Para cada estación climática se usó un esfuerzo de 7776 m*h, sumando un esfuerzo total de 15552 m*h (Tabla 1)

Tabla 1: Esfuerzo de muestreo realizado durante ambas estaciones climática.

Nombre del sector	Estación climática	Metros de Red total (m)	Tiempo de exposición total (h)	Esfuerzo total (m*h)	Esfuerzo total (Red*Noche)
Bosque Alto (BA)	Seca	72	30	2160	30
	Húmeda	72	30	2160	30
Quebrada (Q)	Seca	12	12	144	2
	Húmeda	12	12	144	2
Claro (Clr)	Seca	36	24	864	12
	Húmeda	36	24	864	12
Camino Bosque Alto (CBa)	Seca	48	24	1152	16
	Húmeda	48	24	1152	16
Camino Bosque Bajo (CBb)	Seca	48	24	1152	16
	Húmeda	48	24	1152	16
Quebrada Vrae (QVr)	Seca	36	24	864	12
	Húmeda	36	24	864	12
Monte bajo (MB)	Seca	24	24	576	8
	Húmeda	24	24	576	8
Desviación Camino (DC)	Seca	36	24	864	12
	Húmeda	36	24	864	12

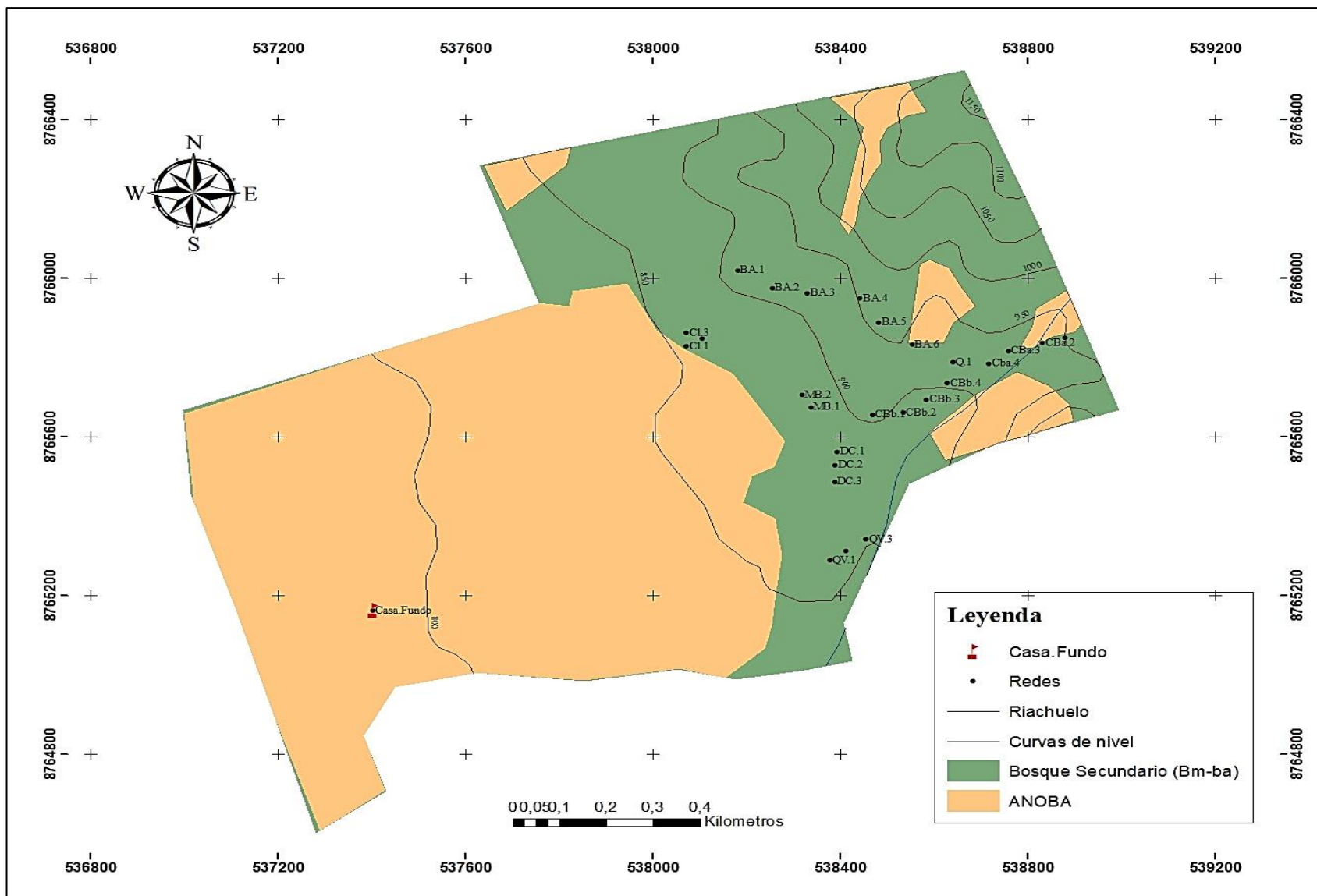


Figura 3: Mapa del IRD – Fundo Santa Teresa y la ubicación de las redes de niebla dentro del bosque secundario.

3.3.1.3. Recolección de datos

A todos los individuos capturados se le colectaron datos de: especie, sexo, condición reproductiva, categoría de edad, ubicación y hora de captura. Se registraron adicionalmente datos morfométricos, como: longitud de antebrazo, longitud de pata, longitud de cola, longitud de oreja, longitud de trago; así como también se registró el peso de cada uno de los individuos. Para la determinación taxonómica, en los casos donde fue posible realizarla durante el muestreo en la zona, se utilizó las guías de identificación de Pacheco y Solari (1997), Gardner (2008), Díaz *et al.* (2011). Los individuos identificados a nivel especie, mediante la inspección morfológica externa, fueron fotografiados y posteriormente liberados en la misma área donde fueron capturados, minimizando la dispersión de estos por causa de la evaluación.

En los casos de mortandad incidental o captura de murciélagos con heridas severas se procedió según lo establecido en la guía de la *American Society of Mammologist* (Sikes y ACUC 2016), evaluándose la condición del individuo. En los casos de mortandad, se siguió con un proceso de preservación científica de los individuos según lo descrito en las guías especializadas de Hall (1962) y Nagorsen y Peterson (1980), el cual consistió en tres procesos principales: el primero fue el proceso de preparación de la piel de los individuos, el segundo fue el proceso de preservación en líquido del cuerpo sin piel de esos individuos y, por último, el proceso de preparación de los cráneos de estos; el seguimiento de estos procedimientos de preservación aseguran la posibilidad de uso para fines científicos de estos individuos (Ramírez-Pulido *et al.* 1989).

3.3.2. FASE DE GABINETE

Las fotografías de los individuos que no pudieron ser determinados durante la fase de campo, a nivel de especie, se revisaron y analizaron en la colección científica de la división de Mastozoología del Centro de Ornitología y Biodiversidad ([®]CORBIDI), junto con el uso de guías de identificación especializadas como las de Gardner (2008) y Díaz *et al.* (2016). Para la nomenclatura taxonómica final de los especímenes capturados y colectados se utilizó como referencia el trabajo de Pacheco *et al.* (2009), que considera las disposiciones taxonómicas de Wilson y Reeder (2005) y Gardner (2008) según disponga; además también se consideró, de ser necesario, los cambios taxonómicos mencionados por Solari y Martínez-

Arias (2014), en donde se encuentran algunos de los cambios más recientes en la taxonomía de los murciélagos neotropicales.

3.3.3. ANÁLISIS DE DATOS

En primer lugar, se evaluó la representatividad de especies registradas durante el muestreo mediante la estimación potencial del esfuerzo requerido para obtener la totalidad de especies. Así mismo, se analizó la riqueza, la abundancia relativa y la equidad de la comunidad de quirópteros presentes en el bosque del fundo mediante métodos matemáticos que permitieron la cuantificación del componente biótico que alberga este ecosistema, tales como los índices aplicados a la estimación de biodiversidad (Hirzel *et al.* 2006). Además, se clasificó a las especies registradas en la estación húmeda y seca, dentro de gremios tróficos, bajo la clasificación brindada por Kalko (1997), para luego ubicarlos geográficamente en mapas estacionales, y con ello se analizó la variación temporal en su distribución (Cockrum 1991).

3.3.3.1. Eficacia del muestreo

Con el fin de conocer cuál fue la completitud del muestreo realizado, se estimó el esfuerzo de evaluación requerido para registrar la totalidad de especies en el área evaluada, a partir del modelamiento matemático de una función que se ajustó a la distribución de los datos y que, adicionalmente, permitió la interpolación y extrapolación de los datos obtenidos (Ugland y Ellingsen 2003, Chao *et al.* 2009). Para ello, se utilizó una curva de acumulación de especies (Fisher *et al.* 1943), en la cual se representa el modelo de adición de especies obtenido conforme se aumenta el esfuerzo de muestreo realizado (Moreno y Halffter 2001). Para ello, se grafica sobre un plano bidimensional el número de especies registradas versus el esfuerzo de muestreo realizado, basándose en la incidencia de estas en las unidades muestrales evaluadas (Colwell *et al.* 2004, Dorazio *et al.* 2006). Esta técnica es útil para observar la cantidad potencial de especies presentes en la localidad de estudio, la eficacia del muestreo, así como también, para la comparación de riqueza entre localidades (Moreno y Halffter 2001, Jiménez–Velarde y Hortal 2003). Sin embargo, solo puede ser empleada bajo cierto tipo de condiciones, como: La unidad de muestra debe ser cuantificable, la unidad de muestreo debe definirse previamente, las muestras deben corresponder a un mismo tipo de ambiente y el esfuerzo de muestreo realizado debe ser lo suficientemente grande como para poder realizar una extrapolación apropiada (Moreno y Halffter 2001, Kingston 2009).

En el presente estudio se usó como unidad de muestreo Red*Noche, puesto que se consideró que esta unidad permite una mejor observación de la magnitud del esfuerzo requerido (MINAM 2015a).

En primer lugar, se seleccionó el modelo matemático que más se ajustó a los datos recolectados (Moreno 2001). Esto se hizo mediante el uso del software de libre distribución [®]Species Accumulation desarrollado por CIMAT y el CONACYT. Como parte de la prueba realizada por el software [®]Species Accumulation, realiza previamente una inferencia para un periodo de registro desigual, lo que es de gran utilidad, puesto que no existe necesidad de realizar la aleatorización como requerimiento previo para el análisis de los resultados obtenidos por el programa. Este programa compara el grado de ajuste de tres modelos matemáticos extrapolativos (Tabla 2) y, mediante el método de Máxima Verosimilitud (Fisher 1912), determina cuál de ellos es el mejor para describir la adición de datos, usando como criterio el *Likelihood ratio* (LR) (Xuan-Mao *et al.* 2005).

Tabla 2: Métodos de estimación de cada modelo matemático.

Modelos matemáticos extrapolativos	Fórmulas
Modelo de Clench	$S_n = a * n / (1 + b * n)$
Modelo Logarítmico	$S_n = \ln(1 + z * a * n) / z$
Modelo Exponencial-Negativo	$S_n = (a [1 - \exp(-b * n)]) / b$

FUENTE: Soberón y Llorente (1993).

Donde “a” es la tasa de incremento de nuevas especies, “b” es el parámetro relacionado con la forma de la curva, “n” las unidades de esfuerzo de muestreo, “z” un parámetro igual a “1-exp(-b)” y “S_n” el número medio de especies calculado.

Se muestra en la Tabla 3 los valores de ajuste (LR) que presentaron las tres funciones matemáticas comparadas. Se seleccionó al modelo ofrecido por la Ecuación de Clench, a pesar de no ser el que presentó el mejor grado de ajuste en todos los casos, debido a que, fue el mejor modelo de ajuste asintótico, es decir, el mejor modelo que puede mostrar un número total de especies teóricas bajo un determinado esfuerzo de muestreo (Moreno 2001).

Tabla 3: Valores del grado de ajuste (LR) para cada modelo matemático.

Estación climática	Logarítmica	Ecuación de Clench	Exponencial-Negativa
Seca	1.000	0.419	0.061
Húmeda	0.001	1.000	1.000
Total	1.000	0.263	0.001

El uso de la ecuación de Clench es recomendado para áreas de evaluación grandes y para protocolos en los que, cuanto más tiempo se está evaluando, existe mayor posibilidad de adición de especies al registro del estudio (Jiménez–Velarde y Hortal 2003). Para el cálculo de especies potenciales, según este modelo, se procedió al ajuste a la función matemática mediante una regresión no lineal, utilizando el método iterativo del algoritmo de *Simplex and Quasi-Newton* (Gill y Murray 1972). Para ello, Soberón y Llorente (1993) y Moreno y Halffter (2001) recomiendan realizar una previa la aleatorización de los datos, esto debido al efecto que pueda tener el orden de adición de especies durante el muestreo. Este procedimiento se realizó mediante el uso del software @EstimateS en su versión 9.1 (Colwell 2013). El procedimiento que utilizó el programa para el reordenamiento aleatorio de los datos fue la “*Rarefaction*” bajo el método de Mao Tau (Colwell *et al.* 2004), el cual consiste en la realización de una inferencia interpolativa a partir de los datos de presencia-ausencia de especies por muestra (Krebs 1989). Finalmente, se ajustó los datos obtenidos al modelo de la ecuación de Clench en el software @Statistica en su versión 13.2, resaltando mediante una línea recta en el valor asintótico predicho por el modelo matemático seleccionado; y se señaló el valor del coeficiente de determinación (R^2) resultante, como medida descriptiva de la proporción de varianza explicada por este modelo (Jiménez–Velarde y Hortal 2003). Se consideró que el muestreo fue altamente representativo cuando se obtuvo el 90 por ciento o más del número total de especies estimado por estos modelos extrapolativos (Moreno y Halffter 2001).

3.3.3.2. Riqueza de especies

Para la determinación de la riqueza de especies existen varios índices provenientes de estimadores paramétricos y no paramétricos (Moreno 2001, Magurran 2004), los cuales fueron convenientes, según las cualidades del muestreo y del tipo de comunidad biológica (Begon *et al.* 2006), para esta evaluación.

Dentro de los índices paramétricos se encuentran, fundamentalmente, dos. El primero que se estimó, y el más básico, fue el valor “S” que representa el número de especies encontradas durante la estación en la que se muestreo. El segundo fue el índice de Margalef (D_{mg}) (Margalef 1957), que es recomendado para realizar comparaciones sobre la riqueza de especies entre localidades, puesto que este estimador no se ve fuertemente influenciado por el tamaño ni el esfuerzo de muestreo utilizado (Gamito 2010), sino más bien, supone una relación funcional constante entre el número de especies y el número total de individuos (Magurran 2004).

Para el caso de los no paramétricos se optó por el uso de cuatro índices: Chao 1, Chao 2 (Chao 1987), Jackknife 1 y Jackknife 2 (Heltshé y Forrester 1983). Estos estimadores se basan en las frecuencias relativas y las incidencias que obtienen las especies durante el muestreo, centrándose así en las especies que estos consideran como “raras”. Se menciona sus criterios de evaluación a continuación:

- Chao 1: Se requiere de una matriz de especie-abundancia. Se basa en el cálculo de riqueza a partir de especies *singletons* (1 individuo en todo el muestreo) y *doubletons* (2 individuos en todo el muestreo), a las que considera como especies “raras” (Chao 1987).
- Chao 2: Se requiere de una matriz de presencia-ausencia. Se basa en el cálculo de riqueza a partir de especies *unique* (especies registradas solo en una muestra) y *duplicate* (especies registradas solo en dos muestras), a las que considera como especies “raras” (Chao 1987). Este método es recomendado, por tener menos sesgo, para muestras pequeñas (Colwell y Coddington 1994).
- Jackknife 1: Se requiere de una matriz de presencia-ausencia. Se basa en el cálculo de riqueza a partir de las especies que se registran solamente en una muestra, a las que considera como especies “raras” (Heltshé y Forrester, 1983).
- Jackknife 2: Se requiere de una matriz de presencia-ausencia. Se basa en el cálculo de riqueza a partir de las especies que ocurren en una sola muestra y de las especies que se registran en solo dos muestras, a las que considera como especies “raras” (Heltshé y Forrester, 1983).

Para la estimación de todos estos índices se usó el software de libre distribución [®]PAST en su versión 3.14 (Hammer *et al.* 2001). Las ecuaciones que usa el software para calcular cada uno de estos índices se detallan en la Tabla 4.

Tabla 4: Ecuaciones utilizadas para el cálculo de los índices riqueza.

Índices de Riqueza	Fórmulas
Índice de Margalef	$D_{Mg} = \frac{(S_{obs}-1)}{\ln N}$
Estimador de Chao 1	$S_{Chao1} = S_{obs} + \frac{F_1(F_1-1)}{2(F_2+1)}$
Estimador de Chao 2	$S_{Chao2} = S_{obs} + \left(\frac{m-1}{m}\right) \frac{Q_1(Q_1-1)}{2(Q_2+1)}$
Estimador de Jackniffe 1	$S_{Jack1} = S_{obs} + \left(\frac{m-1}{m}\right) * Q_1$
Estimador de Jackniffe 2	$S_{Jack2} = S_{obs} + \frac{Q_1(2m-3)}{m} - \frac{Q_2(m-2)^2}{m(m-1)}$

FUENTE: Tomado de Margalef (1957), Chao (1987) y Heltshe y Forrester (1983).

Donde “S_{obs}” es el número total de especies, “N” es el número total de individuos capturados, “F₁” es el número de especies *singleton*, “F₂” es el número de especies *doubleton*, “m” es el número de muestras, “Q₁” es el número de especies *unique* y “Q₂” es el número de especies *duplicates*.

3.3.3.3. Abundancia relativa

Para evaluar la abundancia relativa de las especies se utilizó el índice de captura (Wilson *et al.* 1996) para cada una, el cual se estima mediante el número de individuos capturados de una especie sobre el total de esfuerzo de muestreo realizado, siendo este expresado en “metros de red por hora” para el caso de evaluaciones con redes de niebla (Mena 2010). Este índice es apropiado para este estudio porque incluye a todos individuos capturados sin discriminarlos por sus horarios de captura (Refulio 2015).

$$AR = \frac{N_A}{(N^\circ \text{ de metros de red})(N^\circ \text{ de horas})}$$

Donde N_A es el número de individuos de una especie “a”. También se estimó las frecuencias relativas de cada especie, expresadas en porcentaje, con referencia al total de individuos capturados de todas las especies, ya que, los valores y fluctuaciones en estas reflejan el estado o los cambios en la abundancia relativa real de las especies de la comunidad de murciélagos del bosque (Carrasco 2011).

3.3.3.4. Equidad

Evaluar el grado de equidad significa tratar de conocer como el número de individuos de murciélagos dentro de una comunidad está distribuido en relación a las especies que la componen. Para su determinación se usó dos métodos. El primero fue el cálculo del índice de Equidad de J-Pielou's (Pielou 1977), el cual se basa en evaluar el "equilibrio" que tienen las abundancias de las especies dentro de la comunidad mediante la cuantificación del grado de igualdad numérica que esta posee (Mulder *et al.* 2004). Este índice usa como referencia de comparación al índice de Shannon, un índice utilizado para la estimación de diversidad biológica que se explica más adelante. Los valores fluctúan entre 0 y 1, indicando que para valores iguales a 1 significan una distribución igual de las abundancias relativas de cada especie (Magurran 2004).

$$J' = \frac{H'}{H'_{\max}} \qquad H'_{\max} = - \sum_{i=1}^S \frac{1}{S} \ln \frac{1}{S} = \ln S.$$

Donde J' representa el valor obtenido para el índice de J-Pielou's. Mientras que H' representa a los valores del índice de Shannon estimados para el cálculo del parámetro de equidad. En el caso de la estimación de H'_{\max} , el S representa al número total de especies capturadas en el muestreo. Para la estimación se usó el software de libre distribución **PAST** en su versión 3.14 (Hammer *et al.* 2001), el cual considera para sus cálculos el índice de Shannon en base al logaritmo neperiano, nits/individuo, no obstante, al considerar esta base para el cálculo del numerador y el denominador de la expresión matemática del índice, el resultado de la proporción estimada no se ve afectada, lo que faculta el poder interpretar el valor numérico obtenido de manera directa.

El segundo método consistió en la realización de una curva de Rango-Abundancia o de Dominancia-Diversidad (Whittaker 1965). Este método ha sido ampliamente usado en estudios de ecología de comunidades de mamíferos (Bilenca y Kravetz 1995, Pérez-Torres y Ahumado 2004, Vargas *et al.* 2008) y resulta una técnica visual bastante efectiva en la descripción de la complejidad de la distribución de abundancias de los individuos de cada especie (Hurlbert 2004). La técnica consiste en graficar en un plano bidimensional la abundancia de cada especie en referencia a un rango que se les ha asignado y con ello observar el grado de organización que presentan la comunidad con referencia a las especies que la componen (Figura 4). El rango que se le asigna a cada especie es de tipo jerárquico ascendente, siendo la especie con mayor número de capturas/registros la que tuvo un valor

de 1 y así sucesivamente. La pendiente resultante de la curva formada representa la equidad de dicha comunidad (Magurran 2004).

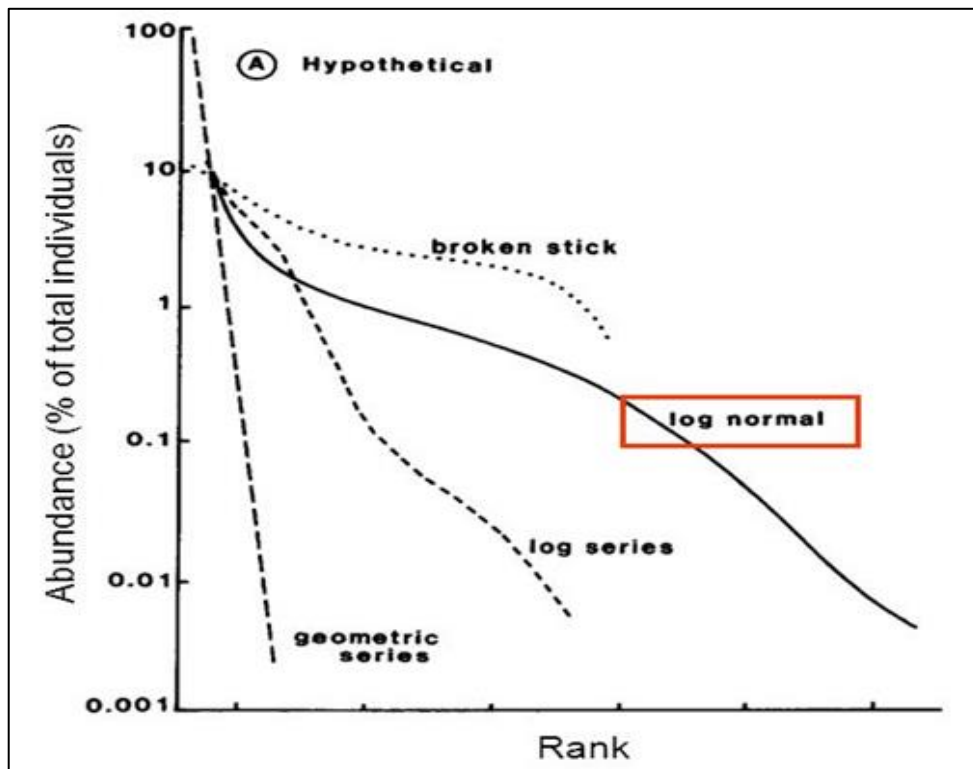


Figura 4: Representaciones de curvas de Rango-Abundancia.

FUENTE: Magurran, 1988.

La evaluación de cuál fue la forma de la curva se realizó mediante la comparación de varios modelos matemáticos (Figura 4): Logaritmo normal, Modelo de *Broken-Stick* (Hill 1973), *Preemption*, Zipf, Zipf-Mandelbrot (Keylock 2005) (Tabla 5); usando el criterio de información de Akaike (AIC), que se basa en el *log-likelihood* para la estimación del grado de explicación del modelo, con la penalización por el número de parámetros utilizados (Akaike 1974). Estas pruebas fueron realizadas en el software de libre distribución R en su versión 3.4.3 (R Core Team 2017), usando el paquete *vegan* versión 2.4-6. (Jari-Oksanen *et al.* 2018). Se seleccionó los modelos con un valor AIC menor, medida que reflejó, de manera indirecta, la bondad de ajuste a partir de la estimación de máxima-verosimilitud usada.

Tabla 5: Modelos matemáticos comparados por el paquete *vegan*.

Modelos matemáticos	Fórmulas
Logaritmo-Normal	$\hat{a}_r = \exp [\log(\mu) + \log(\sigma)\Phi]$
Modelo <i>Broken-Stick</i>	$\hat{a}_r = \frac{N}{S} \sum_{k=r}^S \frac{1}{k}$
<i>Preemption</i>	$\hat{a}_r = N\alpha(1 - \alpha)^{r-1}$
Zipf	$\hat{a}_r = N\hat{p}_1 r^{-\gamma}$
Zipf-Mandelbrot	$\hat{a}_r = Nc(r + \beta)^\gamma$

FUENTE: Jari-Oksanen *et al.*, 2018.

Donde “ \hat{a}_r ” es el valor de la abundancia esperada de las especies de rango “ r ”, “ S ” es el número total de especies, “ N ” es el número total de individuos, “ Φ ” es una función normal estándar, “ \hat{p}_1 ” es la proporción estimada de la especie más abundante, y “ α ”, “ μ ”, “ γ ”, “ β ” y “ c ” son parámetros estimados en cada modelo.

3.3.3.5. Índices de diversidad alfa

Se calculó la diversidad alfa puntual y acumulada, como la define Halffter y Moreno (2005), mediante el uso de índices. Dentro de la familia de estos índices, se pueden distinguir dos tipos, los que provienen de la teoría de la comunicación y los índices de dominancia (Moreno *et al.* 2011). Para esta investigación se realizó el cálculo de los ambos tipos de índices, descritos a continuación, mediante el software de libre distribución [®]PAST en su versión 3.14 (Hammer *et al.* 2001).

Dentro del primer grupo, se utilizó al índice de Shannon (H') (Shannon 1948), cuyo objetivo es medir la incertidumbre asociada al grado de predicción de cual especie será la siguiente en registrar. Sus supuestos estadísticos son: Todos los individuos capturados son muestreados al azar y todas las especies de la comunidad están representadas en la muestra. (Shannon 1948, Moreno 2001). Para el cálculo del índice se usó la siguiente fórmula:

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \log_2 p_i ; p_i = n_i / N$$

Donde H' es el valor del índice, calculado a partir de los valores de $i = 1, \dots, “S”$, que representa el número total de las especies de la comunidad y p_i es la proporción de individuos

de cada una de las especies en la comunidad. El trabajar la ecuación con valores logarítmicos en base 2 permitió expresar los resultados en *bits/individuo* y así poder realizar comparaciones entre localidades distintas (Krebs 1989). A pesar de la gran crítica negativa que ha tenido este índice, ha sido, y aún es, comúnmente usado en investigaciones acerca de diversidad biológica (Jost 2006); es por ello que, en esta investigación, se trabajó con este valor solo con el fin de realizar comparaciones.

De los índices de dominancia, se usó el índice de Simpson (D_s) (Simpson 1949). Este índice está basado en el estimador λ de dominancia, que se calcula determinando la posibilidad de que, extrayendo dos individuos al azar de la comunidad, los dos fuesen de la misma especie. El “inverso” de este valor es el índice de Simpson.

$$D_s = 1 - \lambda = 1 - \sum p_i^2 \quad p_i = n_i/N$$

Donde $i = 1, 2, \dots, S$, donde “S” son todas las especies de la comunidad y p_i es la proporción de individuos de cada una de las especies en la comunidad. Los valores obtenidos se interpretan de manera directa, pues a mayor diversidad mayor valor numérico tendrá (Magurran 2004). No obstante, este índice es poco sensible a las especies con bajas abundancias, cualidad que resulta ventajosa si se usa para fines comparativos (Krebs 1989). También se estimó el índice de Brillouin (HB) (Brillouin 1962). Este es un índice paramétrico que asume un muestreo no aleatorio en el que la muestra es completamente analizada, mientras que el número total de especies en la población es desconocido (Magurran 2004). Este índice es recomendado por Whittaker (1972) y por Zohar y Belmaker (2005) por sobre el índice de Shannon, pues, es más sensible al tamaño de la comunidad y al número de especies presentes en ella. Básicamente, muestra la relación entre el número total de individuos de la comunidad y el número de individuos de cada especie (Peet 1975). Es calculado de la siguiente manera:

$$HB = \frac{\ln(n!) - \sum_i \ln(n_i!)}{n}$$

Donde n : es el número total de individuos, n_i : es el número total de individuos de una especie “i”, y \ln : es la expresión para el logaritmo natural.

3.3.3.6. Comparación de la diversidad alfa

La comparación entre dos o más cosas nos ayuda a ver la relación que existe entre ellas, conocer su similitud y sus diferencias (Vigotsky 1978); esto resulta muy útil para poner en valor o perspectiva a alguno de estos objetos en relación al resto de ellos. Por este motivo, se realizó la comparación entre la diversidad de murciélagos registrados por este estudio con respecto a los demás sitios evaluados en los departamentos de Junín y Pasco, que presentaron áreas de similares características ecológicas, siendo estos los estudios realizados por: Carrasco (2011) en Chanchamayo y Puyu Sacha, Refulio (2015) en la cuenca del río Pampa Hermosa, Arias *et al.* (2016) en el Santuario Nacional Pampa Hermosa, Aguilar (2017) en cafetales próximos al Santuario Nacional Pampa Hermosa y el de Mena (2010) en Pozuzo. Para abordar la comparación de estos lugares usando la diversidad alfa, pero no recaer en el sesgo del uso arbitrario de cierto índice, se utilizó la técnica conocida como “Perfiles de diversidad” (Tóthmérész 1995). Esta técnica consiste en definir una familia de índices con respecto a un parámetro continuo “ α ”, usando la exponencial del índice de Renyi (Rényi 1961), lo que hace posible la comparación de un número de índices mediante una representación gráfica (Tóthmérész 1995). La exponencial de Renyi se expresa mediante la siguiente ecuación:

$$\exp(H_{\alpha}) = \exp\left(\frac{1}{1-\alpha} \ln \sum_{i=1}^S p_i^{\alpha}\right)$$

Donde “ α ” tiene valores que asume valores de $\alpha=0$ para la riqueza total (S), $\alpha=1$ para el índice de Shannon, $\alpha=2$ para valores similares al índice de Simpson y así sucesivamente. Para la realización de este método y su representación gráfica se utilizó el programa [®]PAST en su versión 3.14 (Hammer *et al.* 2001).

3.3.3.7. Índices de diversidad beta

La diversidad beta se entiende como el grado de reemplazo o magnitud de cambio de las especies a lo largo de un gradiente ambiental (Whittaker 1977), es decir, en una escala espacial, temporal o ambiental (Moreno y Rodríguez 2010). Para medir el recambio de especies entre las dos estaciones climáticas se utilizaron índices de reemplazo de especies basados en ocurrencia de especies (Moreno 2001); de los que utilizó dos de los subtipos definidos por Koleff (2005): los que ofrecen medidas de la continuidad, o recambio en sentido “amplio”, y los que ofrecen medidas de ganancia y pérdida, o recambio en sentido “estricto”. Para esta investigación se realizó el cálculo de los ambos tipos de índices,

descritos a continuación, mediante el software de libre distribución [®]PAST en su versión 3.14 (Hammer *et al.* 2001).

Dentro del primer subtipo, se utilizó la medida de Whittaker (Whittaker 1960) modificada y la de Cody (Cody 1975). El índice de Whittaker (β_w) busca expresar el grado de recambio de especies en términos de la relación del número total de especies registradas y el promedio de especies registradas. La premisa de este índice es simple pero muy robusta al momento de expresar las diferencias (Magurran 2004). El índice de Whittaker se calculó mediante la siguiente expresión:

$$\beta_w = \frac{S}{\alpha} - 1$$

Donde “S” representa el número total de especies registradas, “ α ” representa el número promedio de especies. Los valores posibles para este índice fluctúan entre 0 y 1 (Koleff 2005).

Por otra parte, el índice de Cody (β_c) expresa el grado de recambio en relación a las especies ganadas y perdidas de un lado del gradiente hacia el otro, expresando un efecto aditivo (Moreno 2001). Este índice se calculó mediante la siguiente expresión matemática:

$$\beta_c = \frac{g(H) + p(H)}{2}$$

Donde “ $g(H)$ ” el número total de especies ganadas de un lado del gradiente al otro y “ $p(H)$ ” el número total de especies perdidas de un lado del gradiente al otro. Los valores posibles para este índice fluctúan entre 0 y 50 (Koleff 2005).

Estos dos índices presentan un comportamiento inverso al nivel de continuidad en composición de especies entre las dos estaciones, es decir, se obtienen valores mas pequeños mientras mas sean las especies compartidas por ambas estaciones (Koleff 2005).

Del segundo subtipo, se utilizó la medida de Routledge (Routledge 1977) y la de Harrison 2 (Harrison *et al.* 1992). El índice de Routledge (β_r) considera la totalidad de especies en relación al número de especies compartidas entre ambos lados del gradiente (Moreno 2001); y puede ser estimado de tres formas, siendo seleccionada para este trabajo su estimación derivada de la teoría de la información (Wilson y Shmida 1984). La ecuación utilizada para esta forma es la siguiente:

$$\log_{10}(T) - \left[\frac{1}{T} \sum_i e_i \log_{10}(e_i) \right] - \left[\frac{1}{T} \sum_i \alpha_i \log_{10}(\alpha_i) \right]$$

Donde “ T ” es el número total de ocurrencias, “ e_i ” es el número de muestras que contienen especies, “ α_i ” es el número promedio de especies “ i ”. Los valores posibles para este índice fluctúan entre 0 y 0.30103 (Koleff 2005).

El índice de Harrison 2 (β_2) es una modificación del índice de Whittaker que permite comparar ambos lados de un gradiente ambiental en relación al tamaño de muestreo de estos y disminuyendo la sensibilidad a la tendencia de riqueza de especies (Magurran 2004). Este índice se calculó mediante la siguiente expresión:

$$\frac{\frac{S}{\alpha_{\max}} - 1}{N - 1}$$

Donde “ S ” como el número total de especies, “ α_{\max} ” es el número máximo de especies y “ N ” es el número de muestras. Los valores posibles para este índice fluctúan entre 0 y 1 (Koleff 2005).

Al considerar tanto las especies compartidas como las especies ganadas y perdidas, estos indicadores muestran valores altos cuando las especies compartidas son pocas, en referencia al total de especies, y los porcentajes de ganancia y pérdida de especies entre las estaciones climáticas son similares (Koleff 2005).

3.3.3.8. Clasificación en gremios tróficos

Para realizar un análisis de la distribución estacional de los mamíferos es necesario poder agruparlos de manera univariada (Patterson *et al.* 2003) de manera que se reflejen comportamientos ecológicos similares (Danchin *et al.* 2008). Dado que los murciélagos explotan gran variedad de recursos alimenticios (Kunz *et al.* 2011), sus grupos funcionales pueden ser descritos a partir del tipo de alimento que consumen (Duffy *et al.* 2007). Por ello, se utilizó la clasificación planteada por Kalko (1997) en la cual se describe diez tipos distintos de gremios tróficos basándose en la literatura hasta ese entonces existente sobre el tipo de dieta y la estrategia de alimentación de murciélagos neotropicales. Las categorías de Kalko (1997) fueron: (I.) Insectívoros aéreos de espacios abiertos, (II.) Insectívoros aéreos de espacios de fondo denso, (III.) Insectívoros aéreos de espacios muy densos, (IV.) Insectívoros recogedores de espacios muy densos, (V.) Carnívoros recogedores de espacios muy densos, (VI.) Piscívoros recogedores de espacios muy densos, (VII.) Hematófagos recogedores de espacios muy densos, (VIII.) Frugívoros recogedores de espacios muy

densos, (IX.) Nectarívoros recogedores de espacios muy densos, (X.) Omnívoros recogedores de espacios muy densos.

A partir de las categorías mencionadas por Kalko (1997), los gremios tróficos más representativos de las familias y subfamilias de murciélagos que se encuentran registrados para Perú fueron inferidos, a partir de investigaciones más recientes sobre la dieta y estrategia de forrajeo de algunas de las especies en estas categorías supra-específicas. Las asignaciones se presentan en la Tabla 6. Este fue usado para la clasificación de las especies registradas durante el muestreo del bosque secundario del Fundo Santa Teresa.

Para la categoría taxonómica subfamilia se decidió seguir las actualizaciones y aproximaciones taxonómicas dadas en la publicación de Gardner (2007) y la de Cirranello *et al.* (2016); mientras que, para la categoría taxonómica familia, se siguió la publicación de Simmons (2005).

Sin embargo, cabe resaltar que, dado el variado comportamiento alimenticio de los murciélagos y la falta de información sobre la dieta de estos en los trópicos, estas categorías no representaron límites excluyentes y en algunos casos se consideró a una especie dentro de un gremio trófico distinto al que su subfamilia o familia fue clasificada en la Tabla 6.

Tabla 6: Gremios tróficos de las familias y subfamilias registradas para Perú.

Familia	Subfamilia	Gremio Trófico
Emballonuridae	Diclidurinae	II. Insectívoros aéreos de espacios de fondo denso
	Emballonurinae	
Phyllostomidae	Carollinae	VIII. Frugívoros recogedores de espacios muy densos
	Desmodontinae	VII. Hematófagos recogedores de espacios muy densos
	Glyphonycterinae	IV. Insectívoros recogedores de espacios muy densos
	Lonchorhininae	III. Insectívoros aéreos de espacios muy densos
	Lonchophyllinae	IX. Nectarívoros recogedores de espacios muy densos
	Mycronycterinae	III. Insectívoros aéreos de espacios muy densos
	Phyllostominae	X. Omnívoros recogedores de espacios muy densos o V. Carnívoros recogedores de espacios muy densos
	Rhinophyllinae	VIII. Frugívoros recogedores de espacios muy densos
	Stenodermatinae	VIII. Frugívoros recogedores de espacios muy densos
Mormoopidae	(no presenta subfamilias)	II. Insectívoros aéreos de espacios de fondo denso
Noctilionidae	(no presenta subfamilias)	VI. Piscívoros recogedores de espacios muy densos
Furipteridae	(no presenta subfamilias)	II. Insectívoros aéreos de espacios de fondo denso
Thyropteridae	(no presenta subfamilias)	III. Insectívoros aéreos de espacios muy densos
Molossidae	Molossinae	I. Insectívoros aéreos de espacios abiertos
	Tomopeatinae	
Vespertilionidae	Vespertilioninae	III. Insectívoros aéreos de espacios muy densos
	Myotinae	II. Insectívoros aéreos de espacios de fondo denso

FUENTE: Las familias tomadas de Simmons (2005); las subfamilias de Simmons (2005), Gardner (2007) y Cirranello *et al.* (2016); los gremios tróficos de Kalko (1997).

3.3.3.9. Elaboración de mapas de distribución de gremios

La elaboración de mapas de distribución es una herramienta visual que busca representar las áreas donde es posible registrar cierto tipo de individuos en cierto periodo de tiempo determinado (Carpenter *et al.* 1993). A pesar de que muchos métodos de estimación del área de distribución se han desarrollado hasta ahora, quizás los más icónico son los Modelos de

Distribución potencial de Especies (MDE) que son bastante comunes en la literatura actual (Lloronte -Bousquets y Morrone 2001); mucho se ha discutido sobre el grado de error que presentan estos a la hora de explorar las diferencias que existen en la distribución real y la estimada de las especies bajo estos métodos (Jiménez-Valverde *et al.* 2008).

Considerando que esta investigación se llevó a cabo en una la escala geográfica local y teniendo en cuenta que los métodos de extrapolación estadística pueden incurrir en errores como: el área de distribución de las especies cambia constantemente, los métodos de generalización son bastante variable, la clasificación taxonómica de las especies puede variar constantemente (Rapoport y Monjeau 2001); se decidió como estrategia para la visualización utilizar el método areográfico (Nabhan 1990). Este es un método deductivo que consiste en delimitar un área de distribución utilizando los sitios donde se ha registrado los individuos de una especie, junto a un método de extrapolación o generalización (Young 2007). los errores presupuestos de esta técnica son: 1. La escala geográfica es relevante. 2. El área de las especies cambia constantemente. 3. La clasificación taxonómica se actualiza constantemente. 4. Los métodos de generalización son muy variables (Rapoport y Monjeau 2001). El método de generalización que se usó fue el método del polígono convexo mínimo, pues se considera que es el menos subjetivo dentro del grupo de métodos manuales (Lloronte -Bousquets y Morrone 2001). Este método resultó idóneo dado que no requiere información sobre el desplazamiento de los individuos de cada una de las especies, que en muchos casos aún se desconocen.

La construcción del mapa fundo y sus áreas boscosas se realizó en el software @QGIS en su versión 2.18, un Sistema de Información Geográfica (GIS) de código libre, siguiendo las instrucciones del manual proporcionado por el SERNANP (2015). En primer lugar, se utilizó dos capas espaciales SIG de tipo *raster* que describieron la topografía y la cobertura vegetal de la zona de estudio; ambas obtenidas de dos fuentes distintas. La capa de topografía fue obtenida de Geo GPS Perú E.I.R.L. (<http://www.geogpsperu.com/>) para el cuadrante 23-n, región a la que pertenece el área de evaluación; mientras que la capa de cobertura vegetal fue obtenida a partir del “Geoservidor” desarrollado por el Ministerio del Ambiente del Gobierno Peruano (<http://geoservidor.minam.gob.pe/>), utilizando datos de cobertura al 2015, no obstante, se estableció las Áreas de no Bosque Amazónico (ANOBA) mediante la generación de “Tracks” realizados con el GPS durante la evaluación previa de la zona de estudio. En segundo lugar, ambas capas fueron sintetizadas para el área del fundo mediante un proceso de recorte, edición y presentación de la zona evaluada.

La representación del área de distribución de los gremios tróficos dentro del bosque secundario del Fundo se llevó a cabo en dos fases: primero, utilizando la herramienta de polígono de @Google Earth Pro en su versión 2017 para delimitar el área; y segundo, extrapolándose un área de influencia en @QGIS. Entonces, para delimitación inicial del área de distribución de un gremio, se seleccionó a todos los puntos de redes de niebla donde fueron registrados individuos de una especie perteneciente a este gremio, luego se escogió los que poseían distribución extrema en referencia al conjunto de puntos y a partir de ello, utilizándose la herramienta “Polígono” de @Google Earth Pro, se construyó un área que encerró a los demás puntos de registro, omitiendo considerar las zonas ANOBA del bosque. El polígono generado se llevó a @QGIS, donde fue convertido de archivo vectorial a un archivo *raster* para poder ser trabajado. Luego se le añadieron las capas de topografía y cobertura vegetal, y como método de suavizamiento de bordes, se le realizó una extrapolación de zona de influencia, mediante la herramienta “*Geoprocessing tools*” dentro del Menú “*Vector*”, usando como distancia de “*Buffer*” seis metros, debido a que una red de niebla estándar posee 12 metros de amplitud, lo que supone un radio de seis metros de captura en la zona donde esta fue colocada. Cuando no se tuvo mas de tres registros por gremio trófico, solo se procedió a la representación de los puntos de captura en el mapa, sin construcción o método de extrapolación alguno.

La variación en el área de distribución de los gremios se analizó de manera cualitativa, basándose en primer lugar en criterios de presencia o ausencia de cada uno de ellos en cada estación climática evaluada; y, en segundo lugar, en el grado de dispersión de sus individuos (Papavero *et al.* 1994), siendo analizados de manera descriptiva utilizando los criterios mencionados por Olaya (2014): Agregado, Aleatoria, Regular.

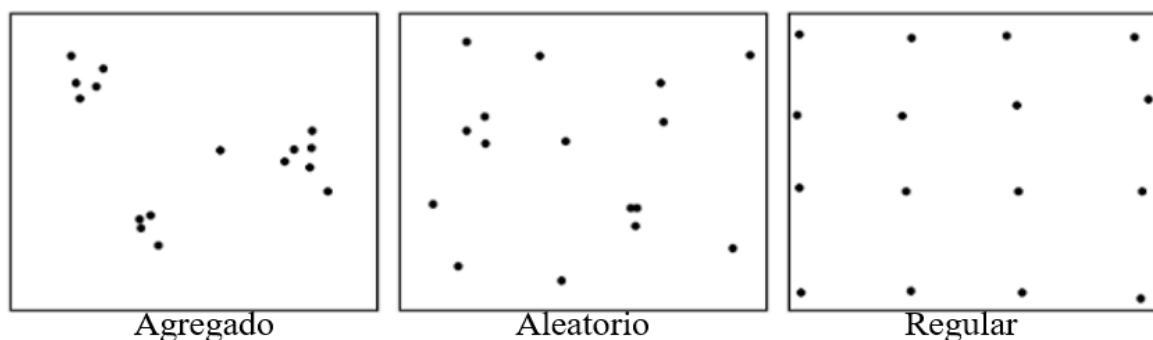


Figura 5: Criterios de dispersión de individuos en un área.

FUENTE: Olaya, 2014.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. RESULTADOS

4.1.1. Eficacia del muestreo

Se calculó la eficacia del muestreo utilizando la estimación del modelo matemático de la ecuación de Clench, mediante el ajuste de datos por el método del algoritmo *Simplex and Quasi-Newton*. Los valores obtenidos para cada estación climática, así como para la totalidad de la evaluación, se muestran en la Tabla 7.

Tabla 7: Valores obtenidos a partir del ajuste a la ecuación de Clench.

Estación Climática	Valor "a"	Valor "b"	Número de especies estimadas (a/b)	Número de especies Observadas (S _{obs})	Proporción de especies registradas S _{obs} /(a/b)	R ²
Seca	0.446	0.015	29.013	18	0.621	0.992
Húmeda	0.606	0.023	26.866	19	0.707	0.997
TOTAL	0.386	0.010	40.530	27	0.666	0.991

Considerando la totalidad de esfuerzo de muestreo realizado, en ambas estaciones climáticas, se registra el 66.6 por ciento del total de especies estimadas por el modelo matemático de la ecuación de Clench. La proporción de especies registradas durante la estación seca fue la menor, pues se registró el 62.1 por ciento del número de especies estimadas, mientras que, la proporción de especies registradas fue la mayor para el esfuerzo de muestreo realizado durante la estación húmeda, obteniendo el 70.7 por ciento de especies estimadas.

En la Figura 6 se muestran las curvas de acumulación realizadas a partir del modelo de la ecuación de Clench, donde se observa la adición hipotética de nuevas especies conforme se aumenta el esfuerzo de muestreo, Red-Noche, realizado durante toda la evaluación, así como, durante cada estación climática. Para la totalidad de la evaluación, se esperaría un

número total hipotético de 41 especies, mientras que, para la estación seca y la estación húmeda se espera hipotéticamente 29 y 27 especies, respectivamente.

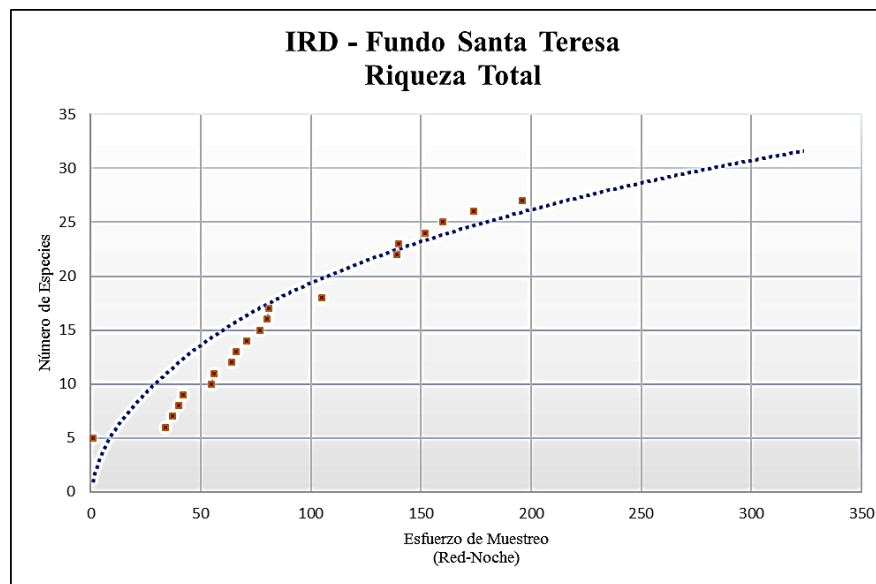
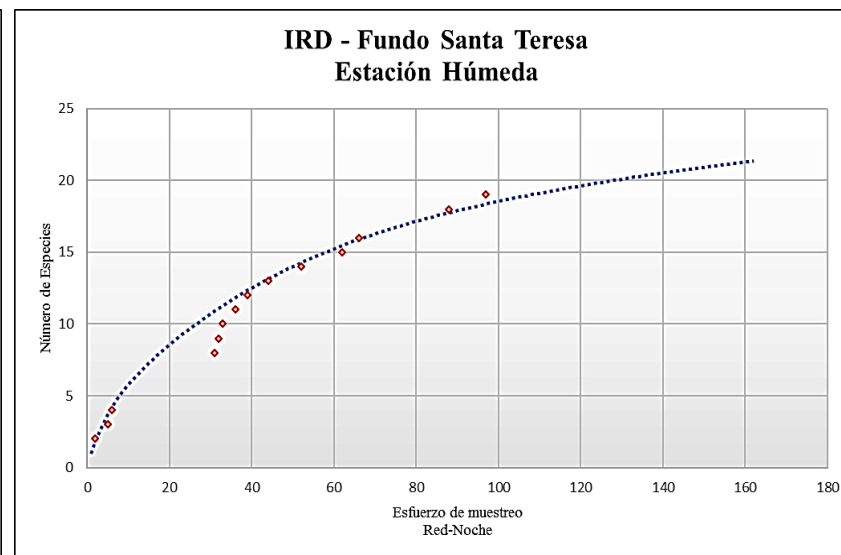
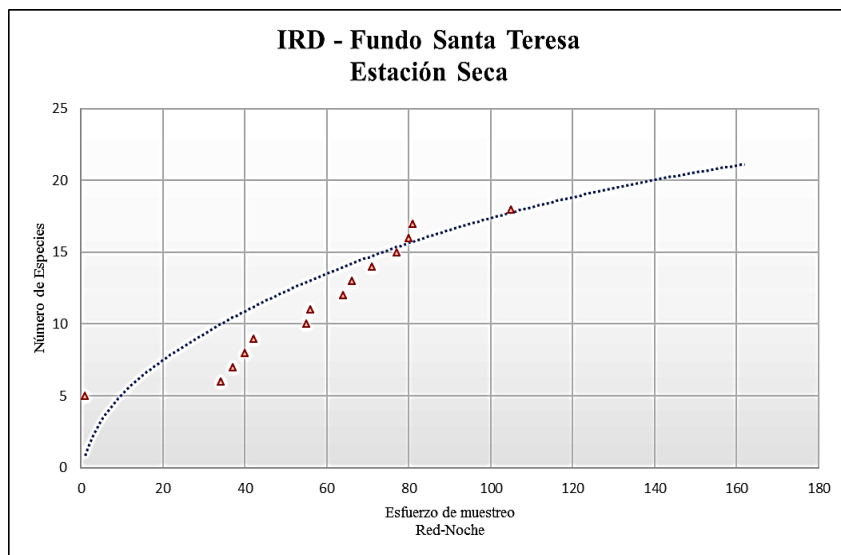


Figura 6: Curvas de acumulación de especies durante la estación Seca, la estación Húmeda y del esfuerzo de muestreo total.

Se calculó el esfuerzo de muestreo que se debería realizar para poder registrar el 90 por ciento del total hipotético de especies estimado (Tabla 8). Para registrar la totalidad de especies en la estación húmeda y en la estación seca se requeriría 561 y 264 Red-Noche, respectivamente. Para el caso del esfuerzo de muestreo requerido para obtener la totalidad de especies considerando ambas estaciones climáticas, se estima un valor de 834 Red-Noche.

Tabla 8: Simulación de los esfuerzos de muestreo para obtener un registro del 90 por ciento en relación a total de especies esperado.

Estación Climática	Esfuerzo de muestreo (Red-Noche)	Proporción registrada (Porcentaje)	Esfuerzo (Red-Noche) para obtener 90 por ciento de S_{total}	Incremento en proporción registrada
Seca	108	62.1	561	27.9
Húmeda	108	70.7	264	19.3
TOTAL	216	66.6	834	23.4

4.1.2. Registro total de especies de quirópteros

En la Tabla 9 se presenta la lista total de especies registradas para el bosque secundario del IRD – Fundo Santa Teresa, en Satipo, Perú.

Para el área de bosque evaluado se capturó, sin considerar los eventos de recaptura, 286 individuos, registrándose un total de 27 especies de quirópteros, agrupadas en 16 géneros, 7 subfamilias y 2 familias (Tabla 9). La familia Phyllostomidae fue la más diversa y recurrente durante las capturas, con 24 especies y 283 individuos capturados, mientras que de la familia Vespertilionidae se capturó 3 individuos pertenecientes a 3 especies distintas. Considerando el listado de especies de mamíferos registrados en Perú presentado por Pacheco *et al.* (2009), la riqueza de murciélagos presentes en el fundo, representa el 16.27 por ciento del total de especies de murciélagos en dicho listado (166 especies).

**Tabla 9: Especies de quirópteros registrados en el bosque secundario del IRD –
Fundo Santa Teresa, Satipo - Perú.**

ESPECIES REGISTRADAS
FAMILIA PHYLLOSTOMIDAE
Subfamilia Carollinae
<i>Carollia benkeithi</i> Solari y Baker, 2006
<i>Carollia brevicauda</i> (Schinz, 1821)
<i>Carollia perspicillata</i> (Linnaeus, 1758)
Subfamilia Glossophaginae
<i>Glossophaga soricina</i> (Pallas, 1766)
Subfamilia Lonchophyllinae
<i>Hsunycteris thomasi</i> (J.A. Allen, 1904)
Subfamilia Phyllostominae
<i>Lophostoma silvicolium</i> d'Orbigny, 1836
Subfamilia Stenodermatinae
<i>Artibeus lituratus</i> (Olfers, 1818)
<i>Artibeus planirostris</i> (Spix, 1823)
<i>Dermanura anderseni</i> (Osgood, 1916)
<i>Dermanura gnoma</i> (Handley, 1987)
<i>Dermanura glauca</i> Thomas, 1893
<i>Enchisthenes hartii</i> (Thomas, 1892)
<i>Mesophylla macconnelli</i> Thomas, 1901
<i>Platyrrhinus infuscus</i> (Peters, 1880)
<i>Platyrrhinus masu</i> Velazco, 2005
<i>Sturnira lilium</i> (É. Geoffroy, 1810)
<i>Sturnira erythromos</i> (Tschudi, 1844)
<i>Sturnira magna</i> de la Torre, 1966
<i>Sturnira oporophilum</i> (Tschudi, 1844)
<i>Sturnira tildae</i> de la Torre, 1959
<i>Uroderma bilobatum</i> Peters, 1866
<i>Vampyriscus bidens</i> (Dobson, 1878)
<i>Vampyressa thyone</i> Thomas, 1909
<i>Vampyrodes caraccioli</i> (Thomas, 1889)
FAMILIA VESPERTILIONIDAE
Subfamilia Vespertilioninae
<i>Eptesicus andinus</i> J.A. Allen, 1914
Subfamilia Myotinae
<i>Myotis keaysi</i> J.A. Allen, 1914
<i>Myotis riparius</i> Handley, 1960

Del total de individuos capturados, se tuvo 7 por ciento de mortandad incidental. Estos individuos fueron preparados según los protocolos de preservación de manera que se garantizó su conservación y uso para fines científicos, como es sugerido por Rocha *et*

al. 2014. Del total de especies registradas, se cuenta con 16 especímenes *Voucher*, según los protocolos mencionados por RIC (1999), mientras que, no se consideró especímenes de las otras 11 especies dado que su determinación en campo pudo ser realizada por inspección externa y se cuenta con un registro fotográfico de cada una de ellas.

De la diversidad de subfamilias registradas, Stenodermatinae fue la que presentó mayor riqueza de especies, con 18 registros, seguida de la subfamilia Carolliinae, con 3 especies, y Myotinae con 2 especies. Mientras que, para todas las demás subfamilias solo se registró una especie para cada una (Figura 7).

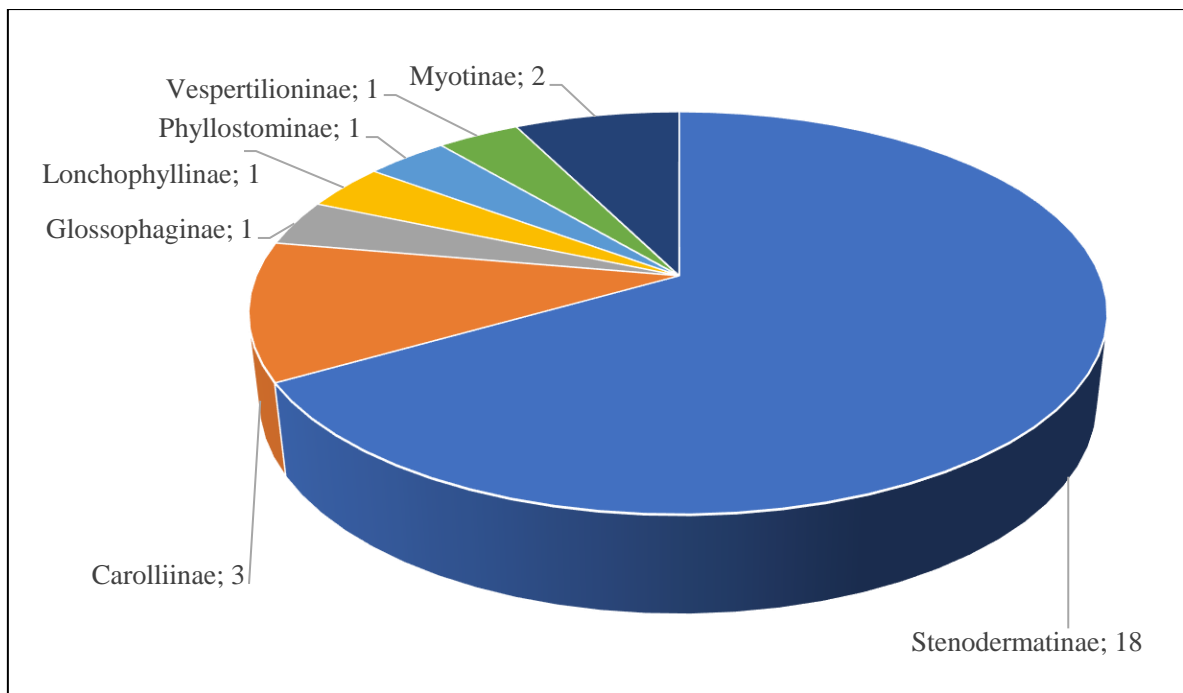


Figura 7: Distribución del número de especies por cada subfamilia registrada para el Fundo Santa Teresa.

Se logró registrar 16 géneros (Figura 8), siendo *Sturnira*, *Carollia* y *Dermanura* los que poseen mayor representatividad en especies, con 5, 3 y 3 registros, respectivamente. Luego le siguen los géneros *Artibeus*, *Platyrrhinus* y *Myotis*, con dos especies cada uno. El resto de géneros registrados: *Mesophylla*, *Uroderma*, *Vampyriscus*, *Vampyressa*, *Vampyrodes*, *Enchisthenes*, *Glossophaga*, *Hsunnycteris*, *Lophostoma* y *Eptesicus*; el 62.5 por ciento del total, fueron monoespecíficos, es decir, fueron representados por una sola especie.

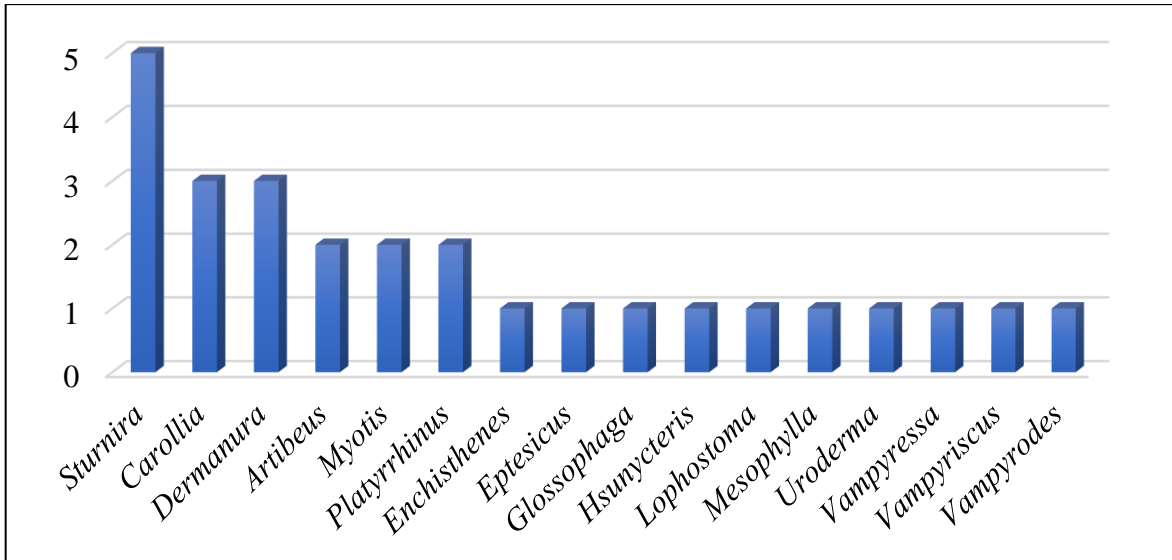


Figura 8: Distribución de especies por cada género registrado para el Fundo Santa Teresa.

4.1.3. Riqueza de especies

La riqueza de especies del bosque evaluado del IRD – Fundo Santa Teresa, expresado bajo el valor “S”, fue de 27 especies, determinadas a partir de una muestra de 286 individuos capturados a lo largo de las dos estaciones climáticas, húmeda y seca. La riqueza registrada para la estación seca fue de 18 especies, a partir de 134 individuos capturados; mientras que para la estación húmeda fue de 19 especies, a partir de 152 individuos capturados. Fueron solo 10 especies las capturadas en ambas estaciones climáticas, entre las que figuran: *Artibeus lituratus*, *Artibeus planirostris*, *Dermanura glauca*, *Sturnira lilium*, *Sturnira magna*, *Sturnira tildae*, *Uroderma bilobatum*, *Carollia benkeithi*, *Carollia brevicauda* y *Carollia perspicillata* (Anexo 5). No se registró la presencia de *Desmodus rotundus* en ninguna de las estaciones climáticas evaluadas.

4.1.3.1. Índices de Riqueza

En la Tabla 10 se muestran los resultados obtenidos del cálculo de riqueza de especies mediante los índices paramétricos, el valor “S” y el índice de Margalef (Dmg); y los no paramétricos, el valor de Chao 1, Chao 2, Jackknife 1 y Jackknife 2. Los valores que se muestran en la Tabla 9 para los índices no paramétricos representan el número de especies potencial y sus desviaciones estándar, obtenidos a partir de los métodos de cada índice, a

partir de un *Bootstrap replicates*, realizada por el programa [®]PAST 3.14, como herramienta de aleatorización de la adición de especies para afinar el grado de ajuste de los índices.

Tabla 10: Índices paramétricos (S y D_{mg}) y no paramétricos (Chao 1, Chao 2, Jackknife 1, Jackknife 2) de Riqueza de especies.

Estación climática	Número de Individuos	S	D _{mg}	Chao-1	Chao-2	Jackknife-1	Jackknife-2
Seca	134	18	3.471	25	18.559 ± 7.088	18.704 ± 4.303	19.939 ± 6.576
Húmeda	152	19	3.583	22.75	18.83 ± 5.326	19.632 ± 4.172	20.875 ± 6.265
Total	286	27	4.597	38	27.822 ± 8.045	27.857 ± 5.593	29.924 ± 8.609

Se obtuvo mayores valores de riqueza de especies durante la estación húmeda, no obstante, la estación seca tuvo una estimación de valores similar, considerando que poseen distinta composición de especies. Todos los estimadores no paramétricos indican valores por encima de los registrados para cada estación, así como para el registro total del muestreo.

4.1.4. Abundancia Relativa

De los 286 individuos capturados, el 74.48 por ciento (213 individuos) correspondieron a tres especies: *Carollia perspicillata*, *Carollia brevicauda* y *Carollia benkeithi*, con 78, 72 y 63 individuos cada una, respectivamente. El resto de especies tuvo una pequeña tasa de captura en relación con las especies del género *Carollia*, no obstante, se puede destacar las abundancias de *Artibeus planirostris*, *Sturnira lilium* y *Sturnira tildae*, con 12, 8 y 8 individuos respectivamente. El 40.74 por ciento (11 especies) de especies registradas solo estuvo representada por un individuo capturado durante toda la fase de muestreo; estas especies fueron: *Dermanura anderseni*, *Dermanura gnoma*, *Sturnira erythromos*, *Mesophylla macconnelli*, *Vampyrodes caraccioli*, *Enchisthenes hartii*, *Glossophaga soricina*, *Hsunycteris thomasi*, *Eptesicus andinus*, *Myotis keaysi* y *Myotis riparius* (Tabla 11).

Tabla 11: Abundancias y Frecuencias relativas de los quirópteros en el IRD - Fundo Santa Teresa, Satipo.

Especies	N° de Individuos	FR (Ind/Total)*100	AR (Ind/mxh)
FAMILIA PHYLLOSTOMIDAE			
Subfamilia Carolliinae			
1. <i>Carollia benkeithi</i>	63	22.03	40.5 x 10 ⁻⁴
2. <i>Carollia brevicauda</i>	72	25.17	46.3 x 10 ⁻⁴
3. <i>Carollia perspicillata</i>	78	27.27	50.2 x 10 ⁻⁴
Subfamilia Glossophaginae			
4. <i>Glossophaga soricina</i>	1	0.35	0.6 x 10 ⁻⁴
Subfamilia Lonchophyllinae			
5. <i>Hsunitycteris thomasi</i>	1	0.35	0.6 x 10 ⁻⁴
Subfamilia Phyllostominae			
6. <i>Lophostoma silvicolum</i>	2	0.70	1.3 x 10 ⁻⁴
Subfamilia Stenodermatinae			
7. <i>Artibeus lituratus</i>	4	1.40	2.6 x 10 ⁻⁴
8. <i>Artibeus planirostris</i>	12	4.20	7.7 x 10 ⁻⁴
9. <i>Dermanura anderseni</i>	1	0.35	0.6 x 10 ⁻⁴
10. <i>Dermanura gnoma</i>	1	0.35	0.6 x 10 ⁻⁴
11. <i>Dermanura glauca</i>	6	2.10	3.9 x 10 ⁻⁴
12. <i>Sturnira lilium</i>	8	2.80	5.1 x 10 ⁻⁴
13. <i>Sturnira erythromos</i>	1	0.35	0.6 x 10 ⁻⁴
14. <i>Sturnira magna</i>	5	1.75	3.2 x 10 ⁻⁴
15. <i>Sturnira oporaphilum</i>	2	0.70	1.3 x 10 ⁻⁴
16. <i>Sturnira tildae</i>	8	2.80	5.1 x 10 ⁻⁴
17. <i>Mesophylla macconnelli</i>	1	0.35	0.6 x 10 ⁻⁴
18. <i>Platyrrhinus infuscus</i>	3	1.05	1.9 x 10 ⁻⁴
19. <i>Platyrrhinus masu</i>	3	1.05	1.9 x 10 ⁻⁴
20. <i>Uroderma bilobatum</i>	5	1.75	3.2 x 10 ⁻⁴
21. <i>Vampyriscus bidens</i>	2	0.70	1.3 x 10 ⁻⁴
22. <i>Vampyressa thyone</i>	2	0.70	1.3 x 10 ⁻⁴
23. <i>Vampyrodes caraccioli</i>	1	0.35	0.6 x 10 ⁻⁴
24. <i>Enchisthenes hartii</i>	1	0.35	0.6 x 10 ⁻⁴

FR: Frecuencia relativa. **AR:** Abundancia Relativa.

Las tres especies del género *Carollia*: *C. perspicillata*, *C. brevicauda*, *C. benkeithi* destacan por sus elevados valores de abundancia y frecuencia relativa en el registro obtenido en la evaluación durante ambas estaciones. El resto de especies poseen valores moderadamente bajos en comparación a las especies de *Carollia*. Las frecuencias y abundancias relativas de cada especie varían entre cada estación climática evaluada, aunque, las tres especies más abundantes, considerando todo el muestreo, se mantienen como las de mayor incidencia en

ambas estaciones climáticas. El 75 por ciento de las especies con un único registro durante la estación seca solo se registraron en esta estación. Por otra parte, el 67 por ciento de las especies con un único registro durante la estación húmeda solo se registraron en esta temporada. En las figuras N°7, N°8 y N°9 se observan las Frecuencias Relativas (FR) de las especies de cada estación climática, Seca y Húmeda, y de la totalidad del registro en la evaluación.

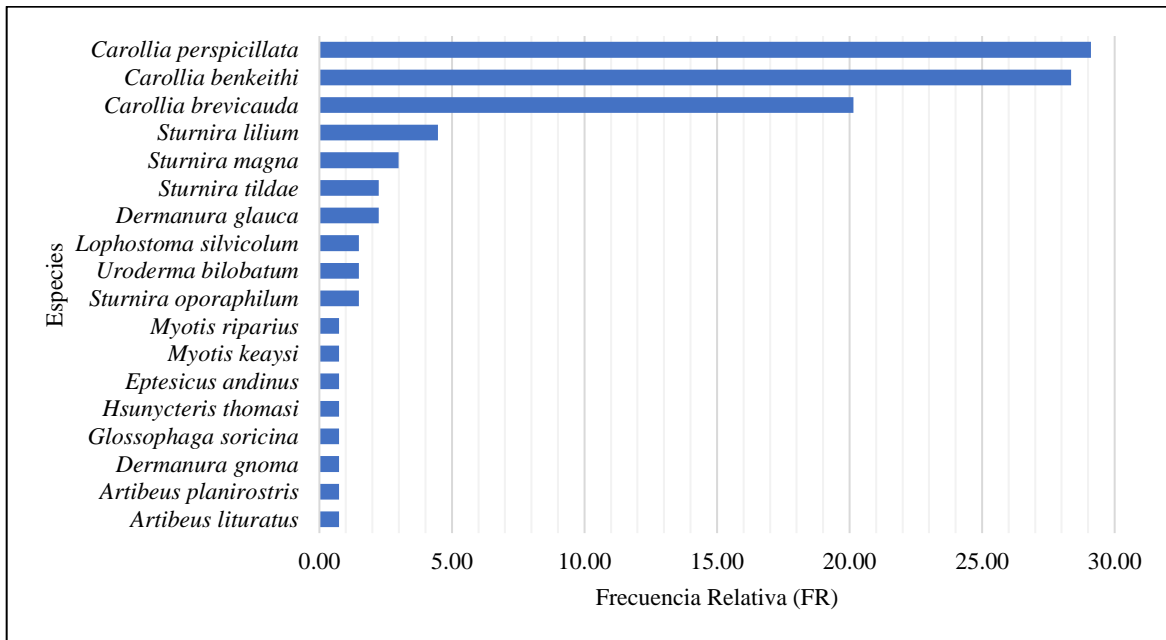


Figura 9: Frecuencia Relativa de las especies durante la estación seca.

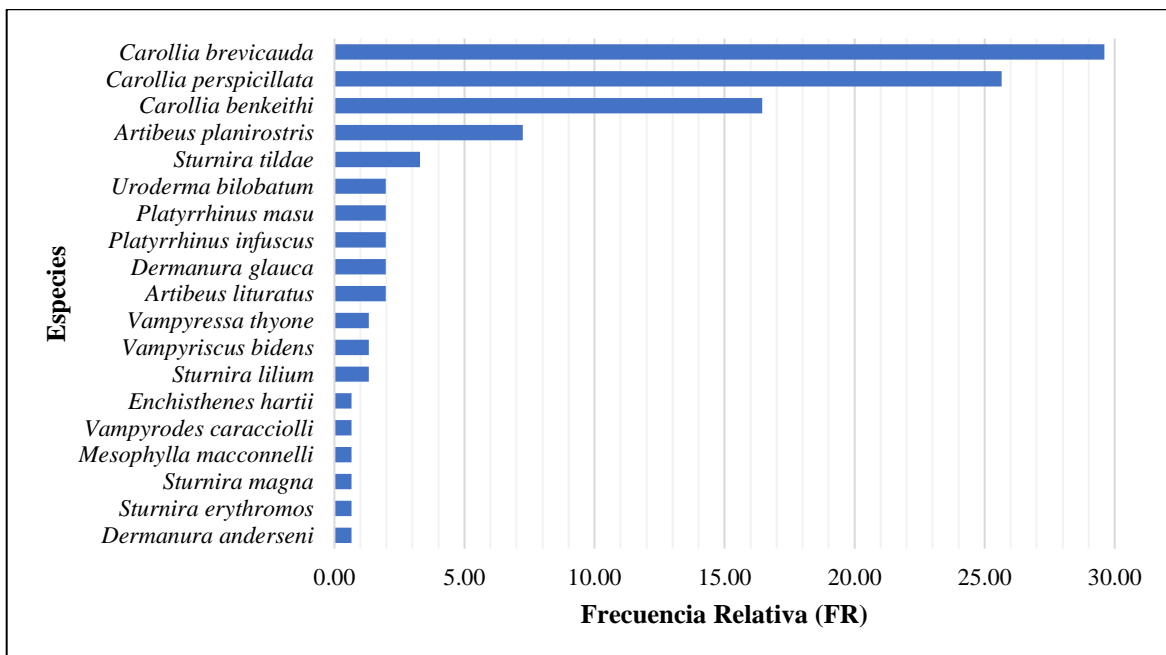


Figura 10: Frecuencia Relativa de las especies durante la estación húmeda.

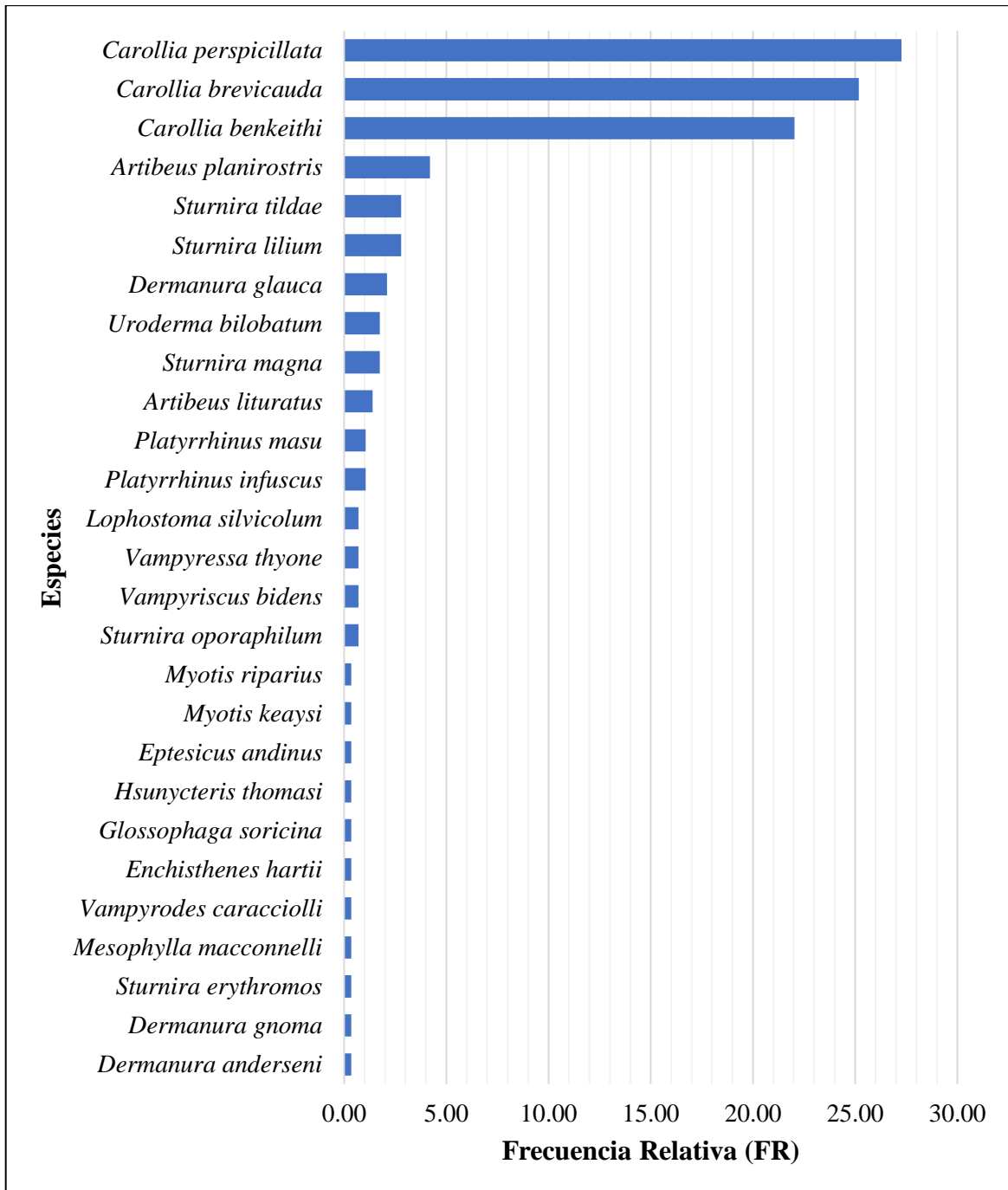


Figura 11: Frecuencia Relativa de las especies en el bosque del Fundo Santa Teresa.

Las especies con único registro durante todo el tiempo de evaluación son consideradas como “raras”. El registro total de especies, sus nombres comunes, el número de individuos que se capturó para cada una y su status de conservación nacional e internacional se muestra en el Anexo 3.

4.1.5. Equidad de la comunidad

Se realizó la estimación del índice paramétrico de J-Pielou's (J') para cada estación climática, seca y húmeda, así como para la totalidad del muestreo (Tabla 12). Se proveen los valores obtenidos con sus respectivos intervalos de confianza al 95 por ciento, calculados por el software [®]PAST 3.14 a partir del procedimiento de *Bootstrap*, considerando 9999 réplicas, por defecto.

Tabla 12: Índices de equidad de J-Pielou's de cada estación climática y del total registros.

Estación climática	Índice de J-Pielou's (J')	Intervalo de confianza (95 por ciento)
Seca	0.6692	0.6391 - 0.7461
Húmeda	0.7014	0.6681 - 0.7721
Total	0.6378	0.6184 - 0.6963

El valor obtenido para el índice de equidad de especies totales en la comunidad para la totalidad de la evaluación fue de 0.6378. Para la estación seca se obtuvo un valor de 0.6692, mientras que para la estación húmeda se obtuvo un valor de 0.7014. Los márgenes de los intervalos de confianza para cada estación climática y para el total de la evaluación son próximos a los valores obtenidos por el índice en cada estimación.

Adicionalmente, se muestran tres curvas de Rango-Abundancia, uno para cada una de las estaciones climáticas (Figura 12) y una para la totalidad del registro (Figura 13). Las especies más abundantes, de cada estación climática y las del total de la evaluación, fueron las de rango más alto para cada gráfico realizado, respectivamente.

Los gráficos muestran al modelo matemático con el mayor grado de ajuste, observado con el indicador AIC, usando una línea de color fucsia. Para el caso de la estación seca el modelo con mejor ajuste fue el de Zipf-Mandelbrot, con un valor AIC=78.006. Para el caso de la estación húmeda el modelo con mejor ajuste fue el de Zipf-Mandelbrot, con un valor AIC=76.779. Para la evaluación total el modelo con mejor ajuste fue también el de Zipf-Mandelbrot, con un valor AIC=133.195. Los resultados de los AIC obtenidos en la comparación con los otros se pueden observar en el Anexo 6.

Tanto la Tabla 12 como en la Figuras N°10 se puede apreciar que el grado de “equilibrio” en la distribución de las abundancias específicas de los murciélagos del fundo se mantiene

constante en la estación húmeda y en la estación seca y, de igual manera, esta distribución de las abundancias se refleja en la equidad del registro total.

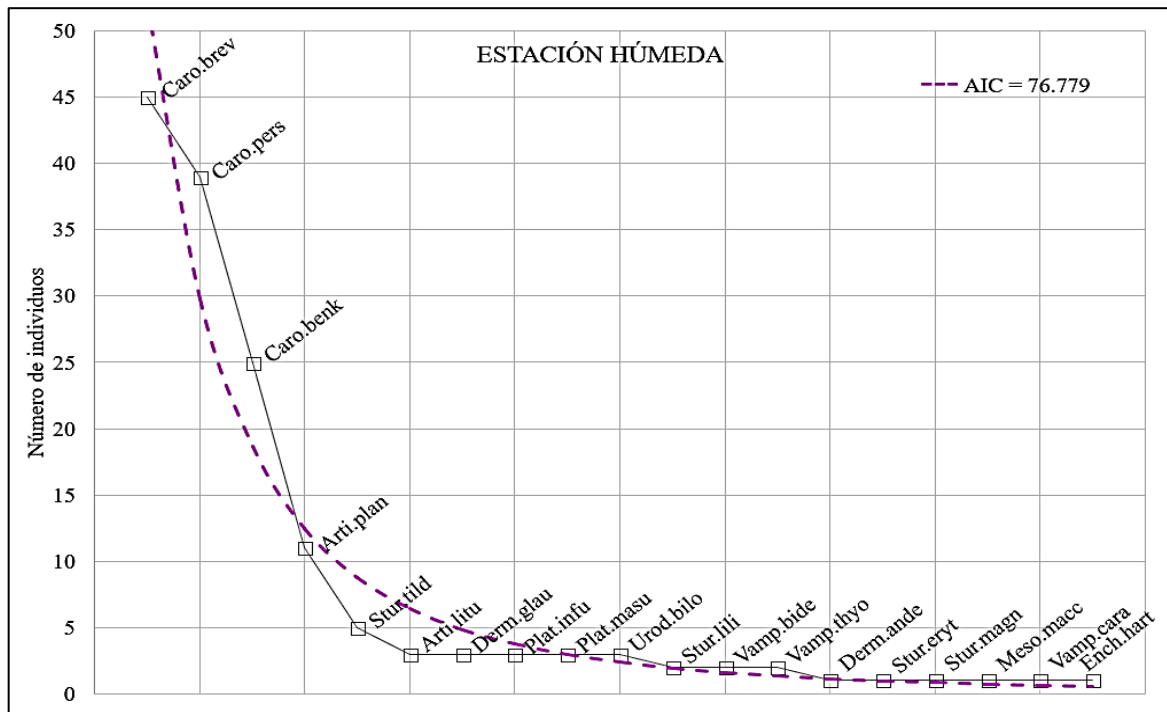
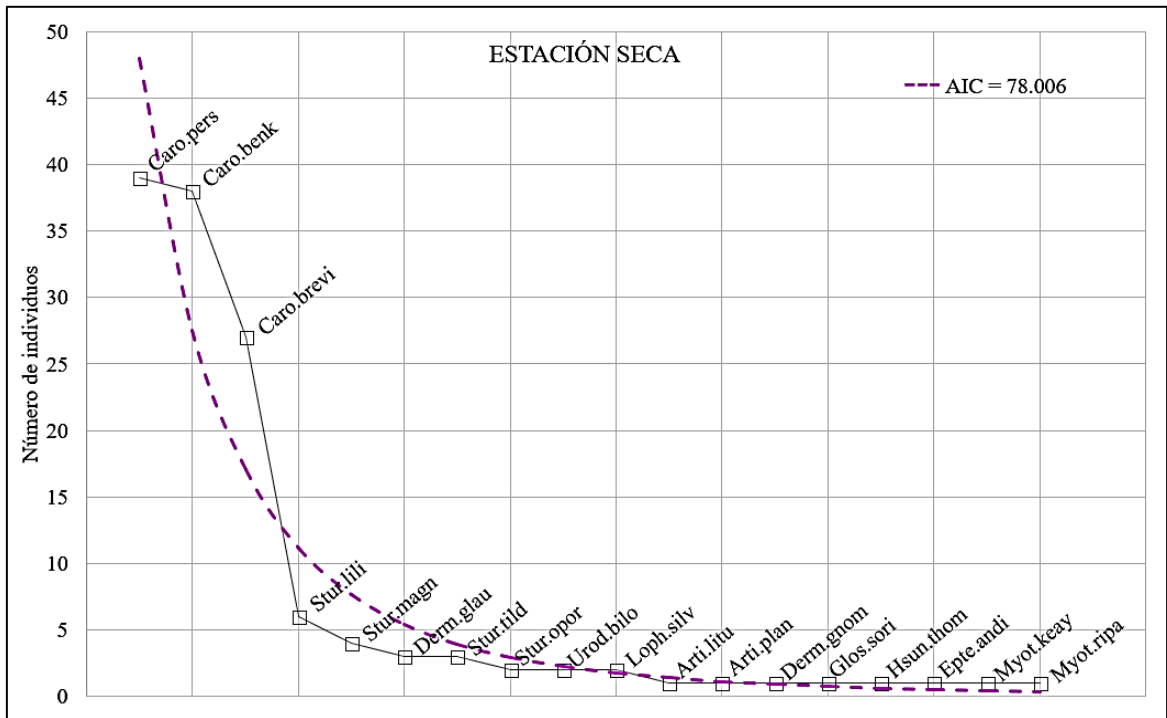


Figura 12: Curvas Rango-Abundancia para cada estación climática de las especies en el bosque del Fundo Santa Teresa.

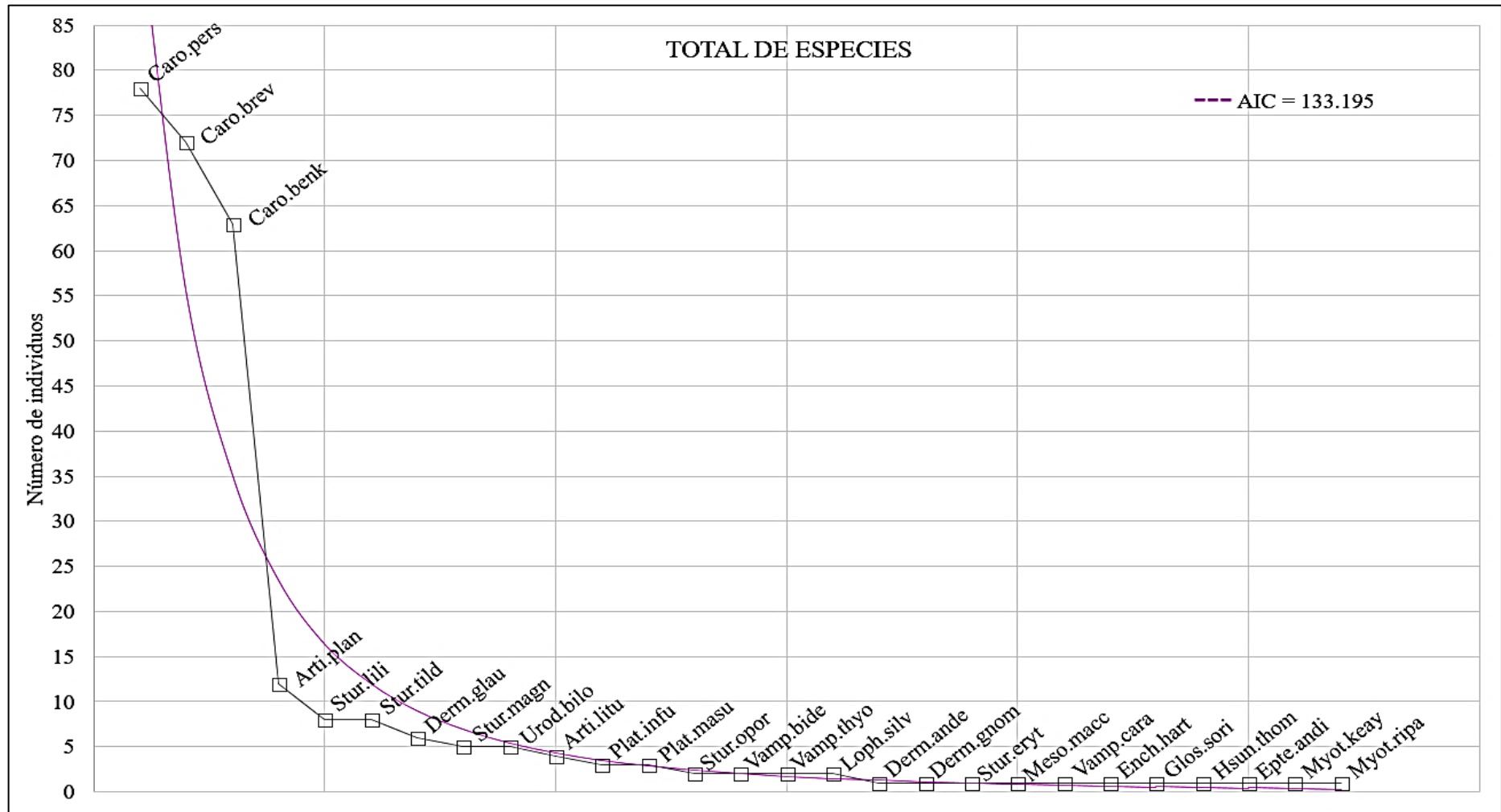


Figura 13: Curvas Rango-Abundancia para la totalidad de registros de las especies en el bosque del Fundo Santa Teresa.

4.1.6. Índices de diversidad alfa

Se presenta los valores de tres índices paramétricos: Shannon (H'), Simpson (D_s) y Brillouin (HB), junto con sus respectivos intervalos de confianza al 95 por ciento calculados en el software [®]PAST 3.14, obtenidos a partir de un *Bootstrap* con 9999 réplicas como herramienta de aleatorización; para describir la diversidad alfa puntual por estación climática y la acumulada del registro total del bosque evaluado en la Tabla 13.

Tabla 13: Índices de diversidad alfa de la comunidad de murciélagos del bosque secundario del IRD – Fundo Santa teresa en Satipo, Perú.

Estación Climática	S	N	Índice de Shannon (H')	Índice de Simpson (D_s)	Índice de Brillouin (HB)
Seca	18	134	2.871 (2.399-2.981)	0.789 (0.746-0.819)	1.762 (1.538-1.894)
Húmeda	19	152	2.974 (2.606-3.158)	0.810 (0.768-0.839)	1.895 (1.676-2.019)
Total	27	286	3.027 (2.742-3.177)	0.8086 (0.7813-0.8288)	1.971 (1.797-2.075)

En todos los índices calculados se obtienen mayores valores para la estación húmeda que para la estación seca, lo que indica que se tiene mayor diversidad de quirópteros en la estación húmeda. Los valores obtenidos del índice de Shannon (H') para cada estación son cercano a 3 bits/individuo, por lo que son considerados como valores medianamente altos a altos de diversidad de especies de quirópteros. Por otra parte, los valores obtenidos por el índice de Simpson (D_s) son cercanos a 0.8, dado que el estimador de dominancia es medianamente bajo, siendo considerados como valores altos de diversidad. Así mismo, los valores obtenidos por el índice de Brillouin (HB) para cada estación climática son cercanos al valor de 1.8, mostrando que la relación entre la totalidad de individuos y las abundancias parciales de cada especie es baja, por lo que ambos valores indican una diversidad medianamente alta para cada estación evaluada.

En el cálculo total del índice de Shannon (H') para la diversidad de quirópteros en la totalidad del muestreo se obtiene el valor de 3.027 bits/individuo, lo que se considera como un valor elevado dentro de los rangos promedio para este índice, considerándose a la zona como de alta diversidad. Para la estimación realizada con el índice de Simpson (D_s) se obtiene el valor de 0.809, lo que indica que el estimador de dominancia es bajo, y, por ende, este indica una alta diversidad para el área evaluada. El valor estimado por el índice de Brillouin (HB)

fue 1.971, que representa que una baja relación entre las abundancias relativas y la totalidad de individuos, lo que significa para este índice un valor medianamente alto de diversidad. Todos los índices estimados presentan valores altos en sus resultados numéricos, lo que indica que el bosque secundario del IRD – Fundo Santa Teresa posee una diversidad alfa de quirópteros alta.

4.1.7. Comparación de la diversidad alfa en Yungas

Se comparó el presente estudio con los registros de diversidad obtenidos en otras investigaciones en las Yungas centrales del Perú, las cuales se muestran en la Tabla 14, indicando: El lugar de evaluación, el número de especies registradas, la abundancia total de captura y el esfuerzo de muestreo realizado en cada una de ellas.

Tabla 14: Investigaciones realizadas en Yungas centrales del Perú.

Lugar de evaluación	Número de especies	Abundancia total	Esfuerzo de muestreo	Autor
Fundo Santa Teresa	27	286	216 RN	Este estudio
Cafetales próximos al SNPH	20	116	224 RN	Aguilar (2017)
Santuario Nacional Pampa Hermosa	36	417	560 RN	Arias <i>et al.</i> (2016)
Cuenca del Río Pampa Hermosa	21	288	177 RN	Refulio (2015)
Fundo La Génova	25	209	127.5 RN	Carrasco (2011)
Bosque Puyu Sacha	12	111	142.5 RN	Carrasco (2011)
Pozuzo	42	256	1400 RN	Mena (2010)

RN: Red-Noche.

La comparación de la diversidad alfa entre las distintas localidades mencionadas en la Tabla 14, cercanas al IRD - Fundo Santa Teresa, utilizando la familia de índices de diversidad mediante la exponencial del índice de Renyi se muestra en la Figura 14.

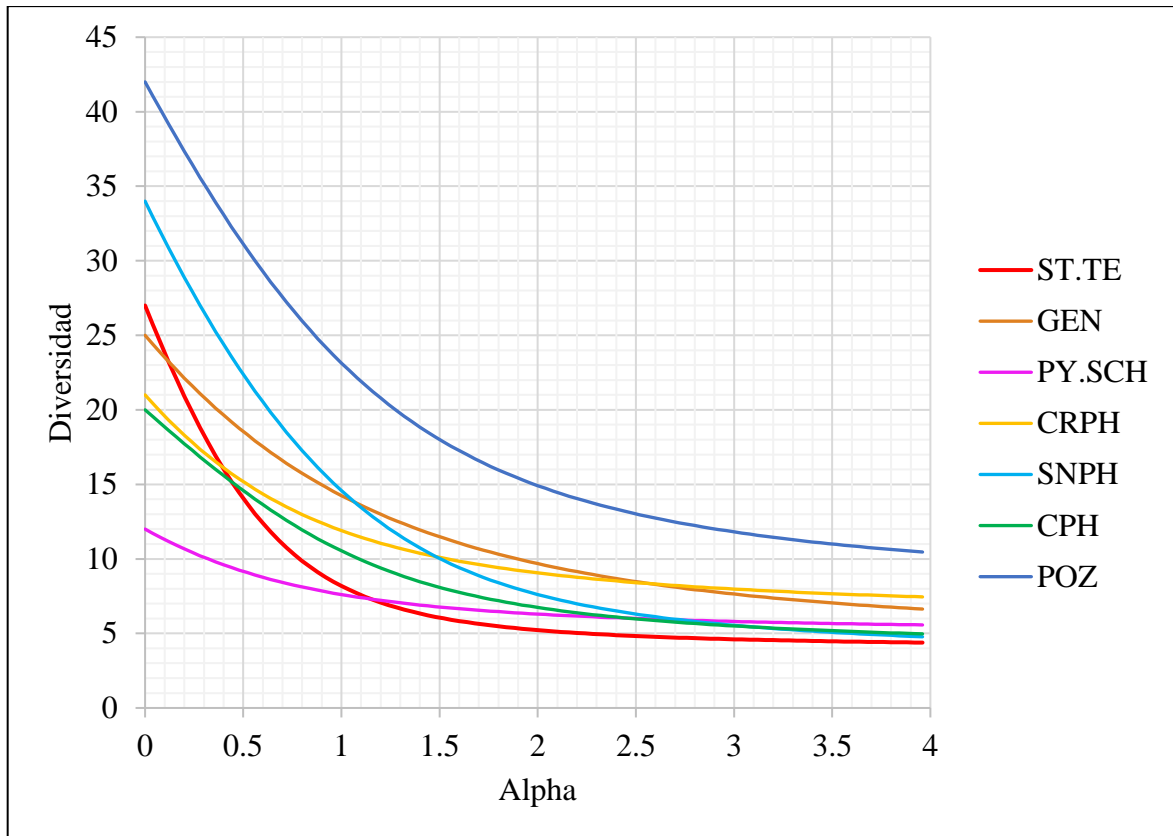


Figura 14: Perfiles de diversidad alfa de quirópteros en la selva central de Perú.

ST.TE: Fundo Santa Teresa. **GEN:** Fundo La Génova (Carrasco 2011). **PY.SCH:** Bosque de Puya Sacha (Carrasco 2011). **CRPH:** Cuenca del Río Pampa Hermosa (Refulio 2015). **SNPH:** Santuario Nacional Pampa Hermosa (Arias *et al.*, 2016). **CPH:** Cafetales cercanos al SN Pampa Hermosa (Aguilar 2017). **POZ:** Pozuzo (Mena 2010).

En las curvas graficadas se aprecia que el lugar con mayor diversidad alfa, en referencia a los valores del parámetro alpha (α) más sensibles a factores de riqueza, abundancia relativa y equidad de especies; es el área correspondiente a Pozuzo, seguido de los lugares cercanos al Santuario Nacional Pampa Hermosa y a continuación los registros en el IRD - Fundo La Génova y el bosque de Puya Sacha. En último lugar se encuentra la diversidad alfa registrada en el bosque secundario del IRD – Fundo Santa Teresa.

4.1.8. Índices de diversidad Beta

Se presentan los valores obtenidos del cálculo de dos índices de continuidad: el índice de Whittaker (β_w) modificado y el índice de Cody (β_c); y de dos índices de ganancia/pérdida: el

índice de Routledge (β_1) y el índice de Harrison 2 (β_{-2}), para describir la diversidad Beta entre las dos estaciones climáticas evaluadas en la Tabla 15.

Tabla 15: Índices de diversidad beta de la comunidad de murciélagos del bosque secundario en relación al cambio entre las estaciones húmeda y seca.

Índice de Whittaker (β_w)	Índice de Cody (β_c)	Índice de Routledge (β_1)	Índice de Harrison 2 (β_{-2})
$\beta_w = 0.45946$	$\beta_c = 8.5$	$\beta_1 = 0.13815$	$\beta_{-2} = 0.42105$

Los valores de los índices de continuidad y de ganancia/pérdida expresan un recambio de especies medianamente bajo, puesto que, por ejemplo, el índice de Whittaker y de Harrison 2 muestran valores que representan una cantidad media de especies compartidas entre cada estación, mientras que, los índices de Cody y de Routledge muestran valores que representan una alta cantidad de especies compartidas entre cada estación climática. Individualmente, para el índice de Whittaker se obtuvo un valor cercano al 0.5 que representa una escala intermedia de recambio de especies. Por su parte, para el índice de Cody se presenta un valor cercano al 9, lo que indicaría una alta cantidad de especies compartidas. Así mismo, para el índice de Routledge se obtuvo un valor cercano al 0.1, lo que representa, al igual que en el caso del índice de Cody, bastantes especies compartidas entre estaciones climáticas. Por último, para el índice de Harrison 2 se obtuvo un valor cercano a 0.5, lo que significa que, al igual que en el caso del índice de Whittaker, una tasa de recambio de especies medianamente alta.

Aunque no todos los valores de los índices de diversidad beta coincidan en el comportamiento de la tasa de recambio de especies, se puede señalar que esta posee un valor entre mediano a bajo, puesto que, las especies compartidas entre ambas estaciones climáticas son de regular a muchas, lo que representaría una relativa continuidad temporal respecto a las especies de quirópteros que habitan en el fundo.

4.1.9. Gremios tróficos de la comunidad

Se clasificaron a las especies de murciélagos registrados en el bosque secundario del IRD - Fundo Santa Teresa utilizando las categorías de Kalko (1997), previamente descritas para las subfamilias mediante la Tabla 6, en donde se consideró su hábitat, modo de alimentación

y dieta (Anexo 7). Las especies se agruparon en cinco gremios tróficos, los cuales se muestra a continuación en la Tabla 16.

Tabla 16: Gremios tróficos registrados en el bosque secundario del IRD – Fundo Santa Teresa presentes durante cada estación climática.

Grupo	Gremio Trófico (Kalko 1997)	Especies Est. Seca	Especies Est. Húmeda	Total de especies
I.	Insectívoros aéreos de espacios abiertos	2	0	2
II.	Insectívoros aéreos de espacios de fondo denso	1	0	1
IV.	Insectívoros recogedores de espacios muy densos	1	0	1
VIII.	Frugívoros recogedores de espacios muy densos	12	19	21
IX.	Nectarívoros recogedores de espacios muy densos	2	0	2

El primer gremio registrado corresponde a los Insectívoros aéreos de espacios abiertos, donde se encuentran a dos especies: *Eptesicus andinus* y *Myotis riparius*. El segundo grupo encontrado fueron los Insectívoros aéreos de espacios de fondo denso, donde se registró solo una especie: *Myotis keaysi*. En tercer lugar, se registró una especie dentro de los Insectívoros recogedores de espacios muy densos: *Lophostoma silvicolum*. En cuarto lugar, se registró 21 especies del gremio de los Frugívoros recogedores de espacios muy densos: *Artibeus lituratus*, *Artibeus planirostris*, *Dermanura anderseni*, *Dermanura gnoma*, *Dermanura glauca*, *Sturnira lilium*, *Sturnira erythromos*, *Sturnira magna*, *Sturnira oporaphilum*, *Sturnira tildae*, *Mesophylla macconnelli*, *Platyrrhinus infuscus*, *Platyrrhinus masu*, *Uroderma bilobatum*, *Vampyriscus bidens*, *Vampyressa thyone*, *Vampyrodes caracciolli*, *Enchisthenes hartii*, *Carollia benkeithi*, *Carollia brevicauda* y *Carollia perspicillata*. El último gremio registrado fue el de los Nectarívoros recogedores de espacios muy densos, con dos especies: *Glossophaga soricina* y *Hsunycteris thomasi*.

El gremio trófico con el mayor registro de especies fue el de los Frugívoros recogedores de espacios muy densos, con aproximadamente el 78 por ciento del total de especies; seguido de los Insectívoros aéreos de espacios abiertos y los Nectarívoros recogedores de espacios muy densos, cada uno con aproximadamente el 7 por ciento del total de especies registradas. Y los gremios con un único registro, es decir, cada uno con, aproximadamente, el 4 por ciento del total de especies, fueron los Insectívoros aéreos de espacios de fondo denso y los Insectívoros recogedores de espacios muy densos.

4.1.10. Distribución estacional de los gremios tróficos

Los gremios tróficos registrados durante cada estación climática, seca y húmeda, se representan mediante los puntos de registro, ubicación de red, de los individuos capturados pertenecientes al gremio mencionado. La comparación entre la presencia de gremios presentes en el bosque secundario en cada estación climática se muestra en el Figura 15.

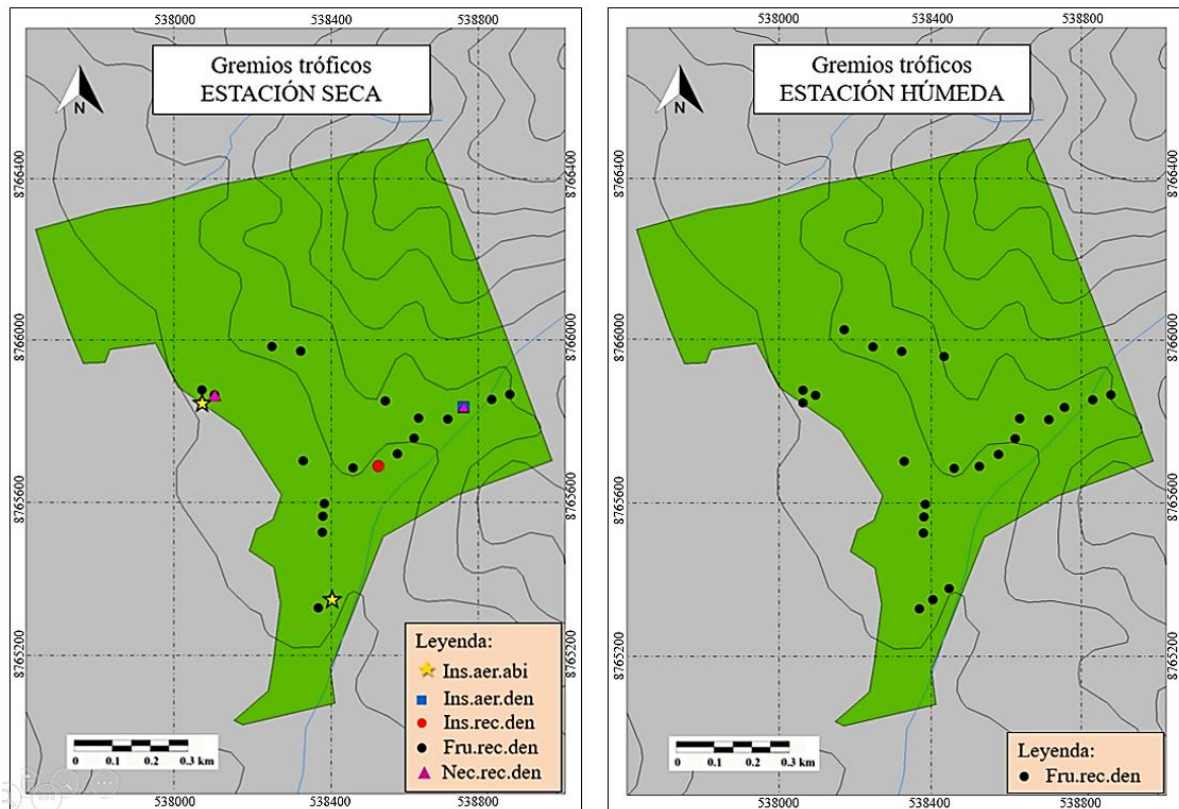


Figura 15: Mapas de registro de gremios tróficos en ambas estaciones climáticas.

Ins.aer.abi: Insectívoros aéreos de espacios abiertos. **Ins.aer.den:** Insectívoros aéreos de espacios de fondo denso. **Ins.rec.den:** Insectívoros recogedores de espacios muy densos. **Fru.rec.den:** Frugívoros recogedores de espacios muy densos. **Nec.rec.den:** Nectarívoros de espacios muy densos.

Como también se muestra en la Tabla 16, se puede apreciar la presencia de cinco gremios tróficos durante la estación seca en distintos puntos del bosque secundario evaluado, mientras que solo se aprecia un gremio trófico durante la estación húmeda en este bosque. En ambas estaciones climáticas el gremio trófico con mayor dispersión espacial y con mayor registro es el de los Frugívoros recogedores de espacios muy densos.

Las representaciones de las áreas de distribución de cada gremio trófico, para la estación seca y húmeda, se muestran mediante el polígono convexo generado por los puntos extremos de registro en el área evaluada; y, en el caso donde hay menos de tres registros de individuos de un gremio, solo se representan los puntos donde fueron capturados estos individuos. A continuación, se muestran las áreas de los cinco gremios tróficos registrados:

Grupo I.: Insectívoros aéreos de espacios abiertos.

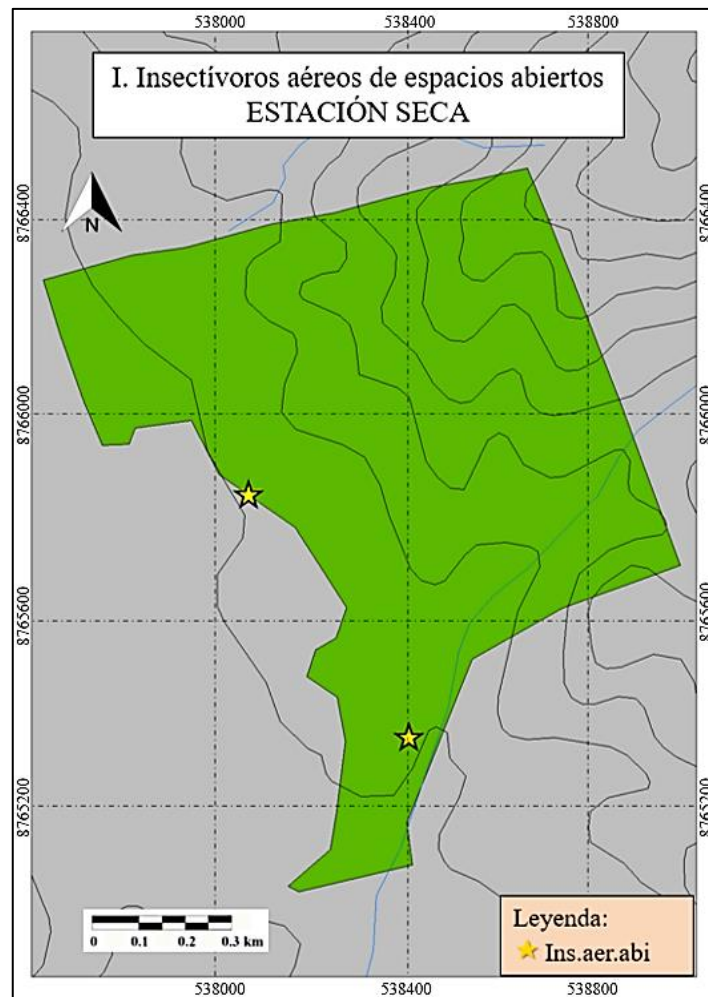


Figura 16: Ubicación de Insectívoros aéreos de espacios abiertos (Ins.aer.abi) en el bosque secundario del Fundo Santa Teresa durante la estación seca.

La Figura 16 muestra la ubicación de los dos individuos pertenecientes al gremio de los Insectívoros aéreos de espacios abiertos en la estación seca. No se encontró ningún individuo de este gremio en la estación húmeda.

Solo un individuo de *Eptesicus andinus* fue capturado en la zona límite del bosque con el área de cultivos. Mientras que un solo individuo de *Myotis riparius* fue capturado cerca al riachuelo sur colindante del área de bosque. La baja tasa de captura de individuos de este gremio no permitió elaborar un área de distribución en la zona de bosque evaluado.

Grupo II.: Insectívoros aéreos de espacios de fondo denso.

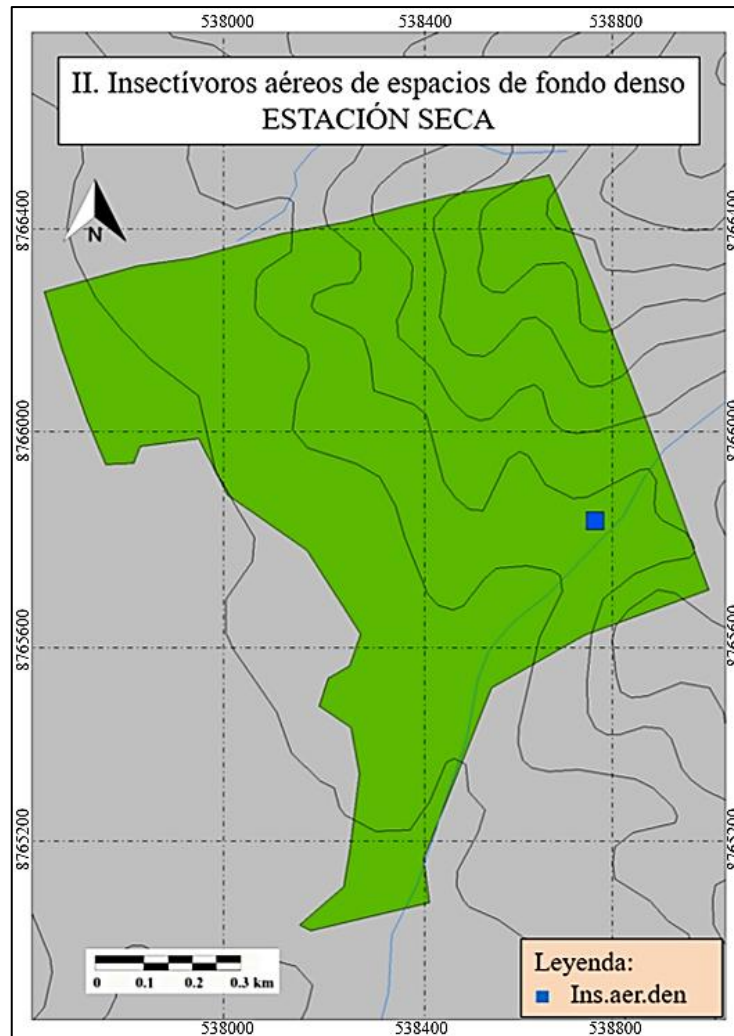


Figura 17: Ubicación de Insectívoros aéreos de espacios de fondo denso (Ins.aer.den) en el bosque secundario del Fundo Santa Teresa durante la estación seca.

La Figura 17 muestra la ubicación del único individuo perteneciente al gremio de los Insectívoros aéreos de espacios de fondo denso en la estación seca. No se encontró ningún individuo de este gremio en la estación húmeda.

Solo un individuo de *Myotis keaysi* fue capturado en la zona medianamente elevada del riachuelo sur colindante al área de bosque. La baja tasa de captura de individuos de este gremio no permitió elaborar un área de distribución en la zona de bosque evaluado.

Grupo IV.: Insectívoros recogedores de espacios muy densos.

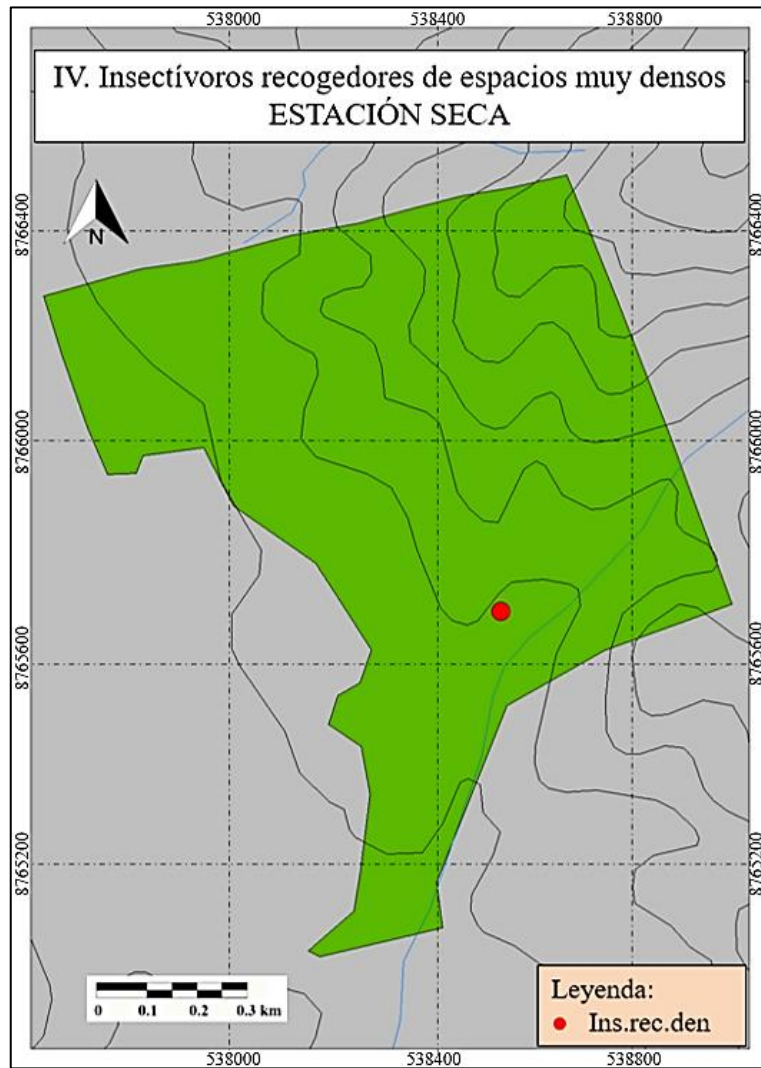


Figura 18: Ubicación de Insectívoros recogedores de espacios muy densos (Ins.rec.den) en el bosque secundario del Fundo Santa Teresa durante la estación seca.

La Figura 18 muestra la ubicación del único individuo perteneciente al gremio de los Insectívoros recogedores de espacios muy densos en la estación seca. No se encontró ningún individuo de este gremio en la estación húmeda.

Solo un individuo de *Lophostoma silvicolum* fue capturado cercano a la zona intermedia del riachuelo sur colindante al área de bosque. La baja tasa de captura de individuos de este gremio no permitió elaborar un área de distribución en la zona de bosque evaluado.

Grupo VIII.: Frugívoros recogedores de espacios de fondo denso.

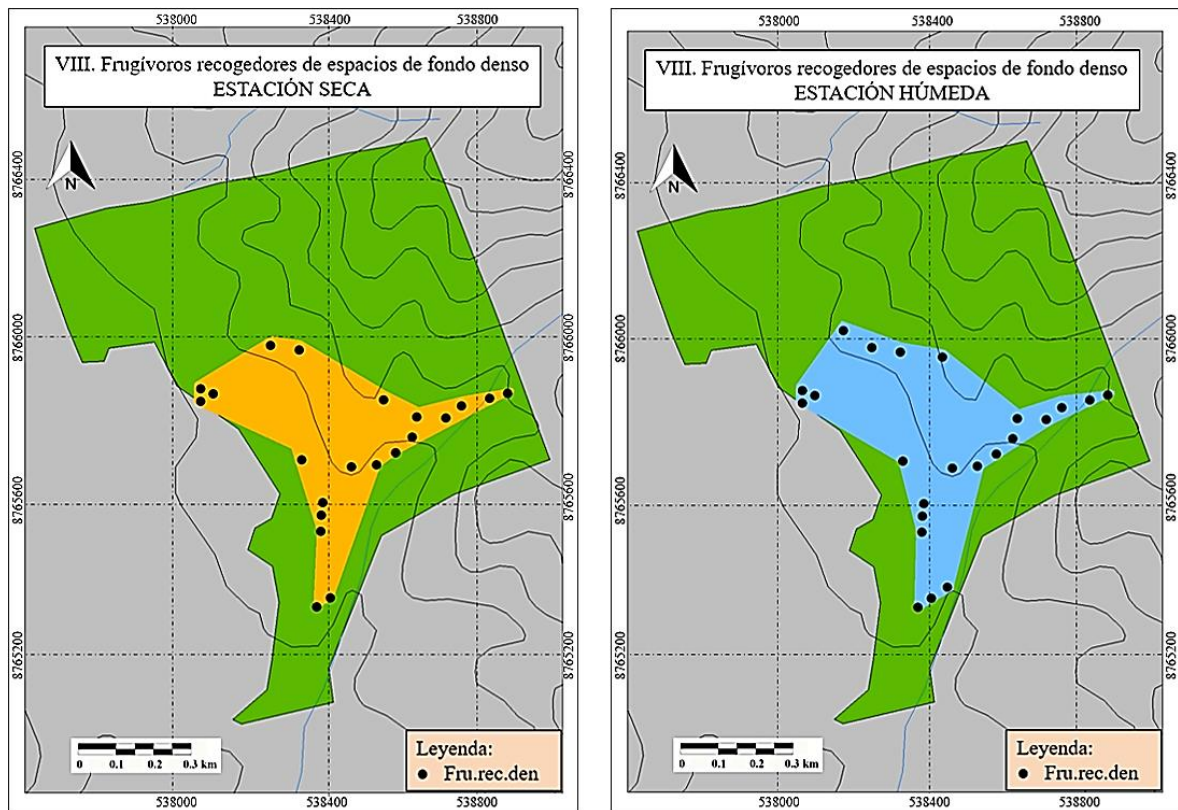


Figura 19: Ubicación de Frugívoros recogedores de espacios de fondo denso (Fru.rec.den) en el bosque secundario del Fundo Santa Teresa en ambas estaciones climáticas.

Los mapas de la Figura 19 muestran la ubicación de los individuos pertenecientes al gremio de los Frugívoros recogedores de espacios de fondo denso en la estación seca y la en la estación húmeda.

Con respecto al registro en la estación seca, las siguientes especies fueron capturadas: *Artibeus lituratus*, *Artibeus planirostris*, *Dermanura gnoma*, *Dermanura glauca*, *Sturnira lilium*, *Sturnira magna*, *Sturnira oporaphilum*, *Sturnira tildae*, *Uroderma bilobatum*, *Carollia benkeithi*, *Carollia brevicauda* y *Carollia perspicillata*; presentando una gran dispersión dentro del área evaluada. Con respecto al registro en la estación húmeda, las siguientes especies fueron capturadas: *Artibeus lituratus*, *Artibeus planirostris*, *Dermanura*

anderseni, *Dermanura glauca*, *Sturnira lilium*, *Sturnira erythromos*, *Sturnira magna*, *Sturnira tildae*, *Mesophylla macconnelli*, *Platyrrhinus infuscus*, *Platyrrhinus masu*, *Uroderma bilobatum*, *Vampyriscus bidens*, *Vampyressa thyone*, *Vampyrodes caracciolli*, *Enchisthenes hartii*, *Carollia benkeithi*, *Carollia brevicauda* y *Carollia perspicillata*; presentando una gran dispersión dentro del área evaluada.

El gran número de registros de frugívoros permitió elaborar áreas de distribución potencial para ambas estaciones climáticas en la zona de bosque secundario evaluado. Aunque el área de distribución parece muy similar entre ambas estaciones, durante la estación húmeda se presenta una mayor amplitud en la extensión de esta área, siendo la zona norte de la distribución de estas especies la que presentó mayor variación. Ambas áreas de distribución son bastante amplias, incluyendo altitudes medianamente altas, cercanía al riachuelo y cercanía a las zonas de cultivo de piña y ají colindantes al bosque.

Grupo IX.: Nectarívoros recogedores de espacios muy densos.

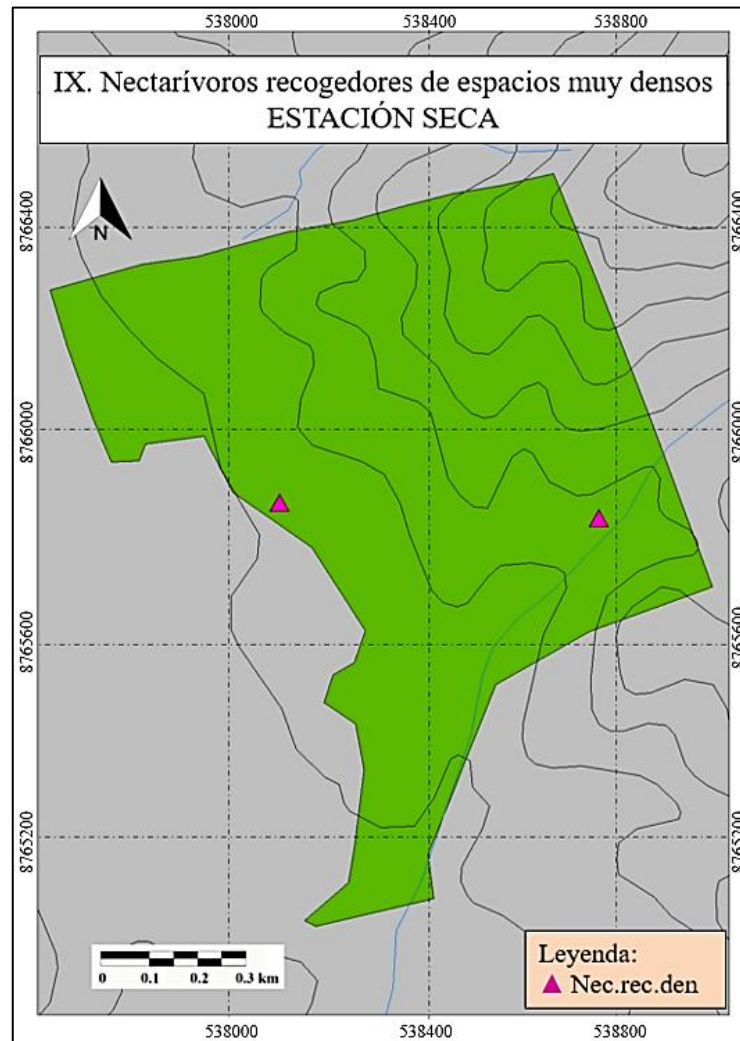


Figura 20: Ubicación de Nectarívoros recogedores de espacios muy densos (Nec.rec.den) en el bosque secundario del Fundo Santa Teresa durante la estación seca.

La Figura 20 muestra la ubicación de los dos individuos pertenecientes al gremio de los Nectarívoros recogedores de espacios muy densos en la estación seca. No se encontró ningún individuo de este gremio en la estación húmeda.

Solo un individuo de *Glossophaga soricina* fue capturado en la zona límite del bosque con el área de cultivos. Mientras que un solo individuo de *Hsunitycteris thomasi* fue capturado en la zona medianamente elevada del riachuelo sur colindante al área de bosque. La baja tasa de captura de individuos de este gremio no permitió elaborar un área de distribución en la zona de bosque evaluado.

4.2. DISCUSIÓN

4.2.1. Eficacia del muestreo

Si bien la realización de curvas de acumulación ha sido ampliamente documentada en la literatura (Oreja *et al.* 2010), primero se debe evaluar si estas presentan un buen grado de ajuste a los datos obtenidos por la investigación (Jiménez-Valverde y Hortal 2003). En esta investigación, los valores de R^2 obtenidos para cada curva estimada son cercanos a 1, todos mayores a 0.99, por lo que se puede asumir que se tuvo un alto grado de explicación de varianza de los datos interpolados, lo que significa que el modelo extrapolativo de Clench usado presentó un buen ajuste para todos estos casos, lo que valida la estimación presentada. Los registros de riqueza para cada estación climática se encuentran entre 62-70 por ciento del posible total estimado para cada una, mientras el registro total supera al 66 por ciento del total estimado, lo que, según Moreno y Halffter (2001), no sería altamente representativo, no obstante, algunas investigaciones, como la de García-García y Santos-Moreno (2014), consideran a estos valores, cercanos a 70 por ciento, como moderados. Se obtuvo esta representatividad moderada posiblemente por la gran cantidad de especies con poca abundancia, siendo estas las que aumentan la pendiente de la curva y alejan el punto de saturación (Colwell *et al.* 2004).

Así mismo, al calcular el esfuerzo de muestreo requerido para alcanzar un registro del 90 por ciento del total de especies estimadas (Tabla 8), se observa que se debería duplicar y hasta quintuplicar el esfuerzo de muestreo realizado con el fin de obtener el 28 y 19 por ciento adicional, para la estación seca y húmeda respectivamente, de las especies ya registradas en esta evaluación, por lo que un incremento de esfuerzo de muestreo, al menos de esa magnitud, parece no justificarse. De igual manera, si se considera que el esfuerzo que se requeriría para registrar todas las especies es casi cuatro veces el esfuerzo ya realizado, esto con el fin de aumentar en un 23.4 por ciento el registro actual, resulta poco justificable. Considerando el costo-beneficio que implicaría el incremento de esfuerzo requerido para alcanzar el 90 por ciento del posible total de especies, junto con los resultados mostrados en las curvas de acumulación de especies, se puede decir que, a pesar de no tener un nivel de completitud al 90 por ciento del total de registros esperados, el esfuerzo de muestreo puede considerarse adecuado para el registro de la mayor parte de las especies presentes en el bosque secundario evaluado del fundo.

4.2.2. Registro total de quirópteros

En el bosque secundario evaluado del IRD – Fundo Santa Teresa se registró 27 especies de murciélagos, lo que representa cerca del 17 por ciento del total de las especies de quirópteros listados para el Perú y alrededor del 37 por ciento de las especies esperadas para las Yungas (*sensu* Brack-Egg 1986) listadas en Pacheco *et al.* (2009). Las especies capturadas pertenecen a las familias: Phyllostomidae, la más diversa del neotrópico (Fenton *et al.* 1992), y Vespertilionidae, la más diversificada alrededor del mundo (Nowak *et al.* 1994); teniendo en el fundo la presencia de las 2 familias, de las 5 esperadas para Yungas (según Pacheco *et al.* 2009 *sensu* Brack-Egg 1986), con mayor riqueza específica en el Perú.

Dentro de las familias registradas, se destaca, por su gran cantidad de capturas, la familia Phyllostomidae con 24 especies. Según la lista provista por Pacheco *et al.* (2009) dentro del territorio peruano se registra 51 especies de Filostómidos (Phyllostomidae), de las cuales 42 pueden ser encontradas en yungas (Arias *et al.* 2016), siendo en este estudio registradas aproximadamente 57 por ciento de las especies de Filostómidos presentes en Yungas. La abundancia de captura de individuos de esta familia en bosques neotropicales es ampliamente documentada (Meyer y Kalko 2008, Jiménez 2013), principalmente en bosques secundarios (Castro-Luna *et al.* 2007, Avila-Cabadilla *et al.* 2012); e incluso se ha sugerido que, debido a su gran tasa de captura en bosques asociados a alguna forma de actividad antrópica, sus especies podrían ser utilizadas como indicadoras de perturbación (Medellín *et al.* 2000, Castro-Luna *et al.* 2007, Cunto y Bernard 2012). Por otra parte, se destaca la presencia de la familia Vespertilionidae con 2 especies registradas, lo que representa cerca del 17 por ciento de las 12 especies esperadas para Yungas según la lista de Pacheco *et al.* (2009), debido a que son un grupo de insectívoros difíciles de capturar mediante redes de niebla, dado que forrajean en zonas densas del sotobosque (Patterson *et al.* 2003) y poseen un sofisticado sistema de ecolocalización (Siemers *et al.* 2001). Por estas razones, se puede decir que la gran diferencia en el número de registros entre estas 2 familias puede encontrar explicación en las condiciones ecológicas en las que se encuentran sus individuos en el ecosistema y en sus adaptaciones para el forrajeo (Kalko y Handley 2001); es por ello que la metodología de redes de niebla no ofreció la misma posibilidad de captura para estos grupos taxonómicos, siendo los Vespertilionidae mucho más difíciles de registrar, en comparación con los Phyllostomidae, mediante esta técnica (O'Farrell y Gannon 1999, MacSwiney *et al.* 2008).

De las 7 subfamilias registradas para el fundo destacan: Stenodermatinae y Carrollinae, por su gran número de especies y abundancia en capturas. Estas familias suelen ser de las más abundantes en capturas en la mayoría de registros de diversidad en selvas amazónicas (Bernard 2001, Munin *et al.* 2012, Jiménez 2013), siendo especialmente frecuentes en zonas de bosques perturbados o bosques secundarios (Montero y Espinoza 1999, Peters *et al.* 2006, Mena 2010); donde las especies de la subfamilia Carrollinae destacan como las más abundantes (Medellín *et al.* 2000).

Los géneros con mayor cantidad de especies y abundancias registradas fueron *Sturnira* y *Carollia*, lo que concuerda con la mayor parte de estudios en bosques neotropicales (Medellín *et al.* 2000, Muscarella y Fleming 2007), en especial en las Yungas centrales de la cordillera de los Andes, como en lo reportado por Vivar (2006), Carrasco (2011) y Refulio (2015). La presencia y abundancia en los registros de estos géneros suelen también estar asociados a: bosques perturbados o con cierto grado de influencia antrópica (Peters *et al.* 2006) y a bosques con vegetación secundaria (Castro-Luna *et al.* 2007).

Tanto los abundantes registros de las especies de *Carollia*, la notable riqueza de las subfamilias Stenodermatinae y Carrollinae, así como el largo registro de especies de la familia Phyllostomidae, coinciden con la mayoría de inventarios previos realizados en bosques neotropicales secundarios con cierto grado de presión antrópica, como lo es el bosque del IRD – Fundo Santa Teresa.

4.2.3. Riqueza de especies

La riqueza total (o índice “S”) para el bosque secundario del fundo fue 27 especies, mientras que para la estación seca y la estación húmeda fueron 18 y 19 especies respectivamente, considerando que se capturaron 134 individuos durante la estación seca y 152 durante la húmeda.

Tanto en los estimadores paramétricos como en los no paramétricos se obtienen valores similares para la riqueza entre ambas estaciones climáticas (ver Tabla 10). Considerando que el estimador paramétrico (D_{mg}) y la mayor parte de los estimadores no paramétricos (Chao-2 Jackknife-1 y Jackknife-2) muestran valores bastante cercanos al valor “S” obtenido para cada estación climática: cercanos a 18 especies para la estación seca y 19 especies para la estación húmeda, resultó conveniente la comparación directa de la riqueza entre ambas estaciones. Entre ambas estaciones el número de especies casi no varía, lo que es

documentado de manera similar en algunos estudios estacionales en bosques fragmentados, como por ejemplo el Klingbeil y Willig (2010) y el de García-García y Santos-Moreno (2014). No obstante, en estudios donde se evalúa ambas estaciones en áreas boscosas cercanas, dentro del departamento de Junín, como el de Carrasco (2011) y el de Aguilar (2017), obtienen resultados distintos, pues: En bosques poco perturbados o zonas asociadas a baja actividad antrópica se registra mayor riqueza de especies en la estación seca frente a la estación húmeda, mientras que, en bosques perturbados o bastante influenciados por la actividad antrópica se registra mayor riqueza de especies en la estación húmeda frente a la estación seca; pero, en ambas situaciones, la diferencia entre la riqueza de especies es notoria. Existe un patrón en el neotrópico de aparente reducción de especies de murciélagos presentes en un área amazónica durante la estación seca para la húmeda (Tello y Stevens 2010) y al parecer estaría relacionado con los cambios de temperatura y costos energéticos de la termorregulación en estos ambientes (Stevens 2010).

El registro total de riqueza estimado por los índices no paramétricos, con excepción del Chao-1, resulta también bastante similar al valor “S” registrado, por lo que se puede asumir que la riqueza total de especies registrada por este estudio es cercana al valor potencial de acuerdo al diseño y esfuerzo de muestreo realizado. Se destaca que el registro total para el fundo es alrededor del 50 por ciento adicional del obtenido en cada estación climática, lo que implica que, si bien el número de especies parece casi constante, la composición de esta comunidad es distinta entre cada estación. Con este registro total de especies, el bosque secundario del Fundo Santa Teresa se sitúa entre los 3 primeros sitios, dentro de Junín, con mayor registro local de especies (ver Tabla 14), a pesar de no haber tenido un gran esfuerzo de muestreo en comparación con los dos primeros sitios, que son Pozuzo (Mena 2010) y el Bosque de Puyu Sacha (Carrasco 2011), respectivamente.

Si bien, que el número de especies no varíe considerablemente entre estaciones climáticas parece ser un patrón documentado en otros estudios en bosques fragmentados (Klingbeil y Willig 2010, García-García y Santos-Moreno 2014), en áreas cercanas al fundo no se ha registrado este patrón (Carrasco 2011, Aguilar 2017), por lo que, de alguna manera, el bosque secundario del Fundo Santa Teresa parece poseer una dinámica distinta en cuanto a la comunidad de murciélagos que alberga en esas estaciones. No obstante, cabe resaltar que el número de especies solo es un valor numérico, y no representa por sí solo el comportamiento ecológico que el ensamble posee.

4.2.4. Abundancia relativa

Las estimaciones de las abundancias relativa de las especies (Tabla 11) muestran la notable diferencia, alrededor del 75 por ciento de los individuos capturados, de las especies del género *Carollia*: *C. perspicillata*, *C. brevicauda* y *C. benkeithi*, situación que también se aprecia en la distribución de las frecuencias relativas (Figura 11) de las especies del fondo. Las especies de *Carollia* se mantienen como las más abundantes, en ambas estaciones climática, debido a la amplitud de sus nichos tróficos (Fleming 1988), lo que es un reflejo de sus estrategias como especies oportunistas (Fleming 1986a), que consiste en una dieta preferentemente de frutos, aunque también néctar, polen e insectos (Mello *et al.* 2004, Rasweiler *et al.* 2009); por esta razón son los murciélagos más comunes forrajeando en el sotobosque de la mayoría de bosques Neotropicales (Fleming 1991, Ramos-Pereira 2010). Cabe resaltar que, dentro del grupo de los *Carollia*, *C. benkeithi* presenta una gran variación estacional en la frecuencia relativa de individuos capturados, disminuyendo su abundancia de captura en la estación húmeda, fenómeno que es reportado para los bosques maduros, pero no para bosques secundarios de la Amazonía de tierras bajas (Willig *et al.* 2007).

Dentro de las especies más abundantes también resalta los registros de *Sturnira lilium*, en la estación seca. Según los reportes de Mena (2010) para Oxapampa, Carrasco (2011) para el bosque de la Génova, Refulio (2015) y Arias *et al.* (2016) para Pampa Hermosa, *S. lilium* es una especie medianamente abundante en la región central de la selva amazónica peruana, aunque, en el estudio de Aguilar (2017) se reporta como una especie bastante abundante en zonas de cafetales con baja influencia antrópica; cuya mayor abundancia se registra en la estación húmeda, caso contrario al de este estudio, y al comportamiento previamente documentado para bosques secundarios de Amazonía (Willig *et al.* 2007), donde sus poblaciones se mantienen constantes entre ambas estaciones climáticas (Klingbeil y Willing 2010).

Por otra parte, también resalta la abundancia de *Artibeus planirostris*, en la estación húmeda. La gran abundancia de *A. planirostris* en bosques de la región central de la Amazonía peruana no es reportada previamente, pues, en la mayoría de estudios cercanos al fundo Santa Teresa, lo reportan como una especie poco abundante (Mena 2010, Arias *et al.* 2016) y en otros estudios ni siquiera es registrado (Carrasco 2011, Refulio 2015, Aguilar 2017); no obstante, esta especie se menciona como una de las posibles más abundantes en bosques neotropicales maduros (Ramos-Pereira 2010), lo que podría explicar su ausencia o baja presencia en los otros estudios. Adicionalmente, la mayor abundancia de esta especie en la

estación húmeda del bosque del fundo Santa Teresa parece corresponder al comportamiento esperado para los bosques secundarios de las tierras bajas Amazónicas (Willig *et al.* 2007). También se hace notoria la abundancia de *Sturnira tildae*, además de su presencia en ambas estaciones. *S. tildae* es una especie que no ha sido registrada en ninguno de los estudios locales previos, cercanos al bosque del fundo de Santa Teresa (Mena 2010, Carrasco 2011, Refulio 2015, Aguilar 2017), no obstante, ha sido reportado por Vivar (2006) para la zona baja altitud del Parque Nacional Yanachaga-Chemillén. Aunque su distribución abarca zonas de Amazonía central, como Huánuco y Pasco (Gardner 2007), parece ser que su registro en las selvas de Junín ha sido difícil, y esto podría deberse a que esta especie ha sido comúnmente confundida con individuos de *S. lilium* (Romero 2018). Esta especie se encuentra en una gran variedad de zonas de bosques húmedos (Gardner 2007), pero al parecer se encuentran asociados a bosques primarios o de poca perturbación antrópica (Brosset y Charles-Dominique 1990), lo que haría extraña su notable abundancia en el bosque secundario del fundo Santa Teresa. La poca variación de la abundancia de esta especie frente a la variación estacional climática es documentada para bosques secundarios en tierras bajas de la Amazonía, resaltándose que es en la estación seca donde es posible registrar una reducción ligera en su abundancia relativa (Willig *et al.* 2007, Klingbeil y Willing 2010).

Más del 40 por ciento de las especies presentan un único registro en toda la evaluación, y por tanto una muy baja abundancia. Muchos de estos valores reflejan el bajo número de individuos de esas especies forrajeando en el sotobosque durante las horas de evaluación, sin embargo, dentro de este grupo también se encuentran las tres especies de Vespertilionidos: *Myotis riparius*, *Myotis keaysi* y *Eptesicus andinus*, cuya baja abundancia no debe ser interpretada como necesariamente una baja presencia de estas especies, puesto que la detectabilidad de estas es difícil bajo el muestreo con redes de niebla (Patterson *et al.* 1996, MacSwiney *et al.* 2008). Algunos autores, como Carrasco (2011), sugieren que para tener un registro de estas especies es necesario un muestreo a nivel del dosel, aunque esto, probablemente, tampoco asegure una representatividad de la abundancia real de estas especies.

4.2.5. Equidad de la comunidad

A pesar de que las estimaciones mediante los dos métodos usados, índice de J-Pielou y Curvas de Rango-Abundancia, discrepan medianamente entre sí sobre el grado de la dominancia que se tiene por el grupo de especies más abundantes, ambas concluyen que la comunidad de murciélagos está dominada por un grupo pequeño de especies. La gran dominancia de las especies del género *Carollia*: *C. perspicillata*, *C. brevicauda* y *C. benkeithi* es evidente en el Figura 13.

La dominancia en la comunidad recae principalmente entre las especies del género *Carollia* tanto en la estación seca como en la estación húmeda, y ninguna de las otras especies esta cerca de alcanzarlas en su grado de dominancia. Esto es de esperarse en bosques secundarios, o con cierto grado de perturbación antrópica, en la Amazonía (Klingbeil y Willing 2010). La dominancia de murciélagos frugívoros y nectarívoros en ambientes perturbados es reportada frecuentemente en Amazonia (Schulze *et al.* 2000, Clarke *et al.* 2005), dado que, las especies vegetales más consumidas por estos suelen aparecer en las primeras etapas de la sucesión de la regeneración de estos bosques (Willig 2007); la dominancia principal de los *Carollia* puede deberse al tipo de estrategias ecológicas que estos poseen, ya que suelen consumir frutos de alta calidad nutricional (Fleming 1986a), lo que faculta que tengan un amplio nicho trófico al poder consumir gran diversidad de otros frutos (Mello *et al.* 2004, Rasweiler *et al.* 2009), mientras que, las especies “especialistas”, tienen poca oportunidad de acceder a un gran volumen de aquel recurso específico que necesitan, y que suele ser poco nutritivo (Fleming 1986a).

Cabe resaltar que, con excepción de las especies de *Carollia* y a las especies de Vespertilionidos, la otra gran cantidad de quirópteros registrados son especies poco frecuentes en bosques secundarios (Willig 2007), por lo que cada una de estas tiene una abundancia pequeña pero similar entre ellas. Por esta razón, podemos decir que, si bien la gran mayoría de especies se encuentran en “equilibrio” en términos de la abundancia (Magurran 2004), el ensamble de quirópteros del bosque secundario del Fundo Santa Teresa no se encuentra en equilibrio.

4.2.6. Diversidad Alfa y comparación con otros estudios

Utilizando distintos tipos de índices numéricos (Tabla 13) se obtuvo que la comunidad de murciélagos del bosque secundario del Fundo Santa Teresa posee una medianamente alta diversidad alfa, tanto para cada estación climática como para el registro total. En primer lugar, según el criterio de evaluación del índice de Shannon (H') la diversidad quirópteros es media-alta, esto debido a que se tienen valores cercanos a 3 bits/individuo y el valor hipotético más alto para este índice es aproximadamente 5.0 bits/individuo (Krebs 1989). En segundo lugar, según el criterio del índice de Simpson (D_s) la diversidad de quirópteros es alta, dado que los valores más cercanos a 1 para este índice reflejan mayor diversidad (Krebs 1989, Magurran 2004); no obstante, siendo este un índice de dominancia, resulta importante mencionar que a pesar de que la comunidad se encontró dominada por un grupo de especies, este grupo estuvo compuesto por muy pocas especies en comparación a toda riqueza de especies que se registró, y además, las mayor cantidad de las otras especies presentan unas abundancias relativas similares o en relativo “equilibrio”, lo que hace disminuir la probabilidad de λ y, por ende, obtener un valor D_s mayor (Peet 1974, Lande 1996). En tercer lugar, según el índice de Brillouin (HB) la diversidad de quirópteros es media-alta, pues, los valores obtenidos son bastante bajos, cercanos a 1.8, lo que evidencia la baja relación que tiene el total de individuos capturados con las abundancias relativas de todas las especies (Brillouin 1962), debido a que solo 3 de las 27 especies representan casi las tres cuartas partes de la abundancia total del registro.

De la diversidad registrada en las dos estaciones climáticas, la estación húmeda presentó mayores valores en las estimaciones numéricas, lo que está relacionado con los valores de riqueza (S) y número de individuos capturados (N) en cada estación; no obstante, cabe resaltar que los valores son bastante cercanos entre ellos. Dada esta cercanía de los índices se puede decir que la diversidad alfa estacional se mantiene casi constante en el bosque del Fundo Santa Teresa, lo que concuerda con lo reportado por Tello y Stevens (2010) para la región central de la Amazonía. Así mismo, Aguilar (2017) reporta que en zonas de cafetales poco perturbados de la selva central peruana se observa similar diversidad entre ambas estaciones, mientras que, para cafetales más perturbados hay una clara diferencia, siendo la estación seca la más diversa. Por otra parte, Carrasco (2011) encuentra que en dos bosques de selva central la diversidad varía estacionalmente, es así que, en el Fundo la Génova, en una de sus zonas que ha sido menos impactada antrópicamente, la diversidad alfa varía entre estaciones climáticas, siendo la estación seca la que posee mayor diversidad; mientras que,

para el bosque de Puyu Sacha, una zona próxima a dos centros poblados, pero con una gran diversidad arbórea, la estación húmeda es la que posee mayor diversidad. A nivel paisajístico, Klingbeil y Willing (2010) reportan que en la Amazonía la diversidad de especies es similar entre ambas estaciones climáticas, aunque, las relaciones que componen estos paisajes si varían, lo que es consecuente con los resultados del Fundo Santa Teresa, que, si bien mantiene similar diversidad, las especies que componen la comunidad en cada estación climática son bastante diferentes. Así mismo, en el estudio de García-García y Santos-Moreno (2014), realizado en bosques fragmentados de la selva alta perennifolia tropical de México, se reporta que, de manera similar a lo que sucede en el Fundo Santa Teresa, la diversidad alfa se mantienen casi constante entre las estaciones climáticas, siendo la estación húmeda aquella con una ligera mayor diversidad. Entre los factores más influyentes que pueden explicar la variación estacional de la diversidad están los patrones estacionales de floración y fructificación (Heiathus *et al.* 1975, Stevens 2013).

Las estimaciones de riqueza, abundancia y equidad de la comunidad revelaron que el bosque secundario del Fundo Santa Teresa posee una gran cantidad de especies, con algunas pocas muy abundantes y la gran mayoría con abundancias bajas pero similares; Los resultados de cada uno de estos componentes soportan numéricamente la mediana a alta diversidad alfa de quirópteros registrada para este bosque. Estos valores de medianamente alta diversidad pueden encontrar explicación al considerar que varias especies de murciélagos neotropicales parecen haberse adaptado a la conversión o pérdida de sus hábitats naturales por el aumento de la actividad antrópica (Bernard y Fenton 2007, Willig *et al.* 2007), utilizando, en buena medida, los recursos de las zonas de campos agrícolas colindantes y los de las áreas de vegetación secundaria (Castro-Luna *et al.* 2007, Rocha *et al.* 2018), como los bosques del fundo Santa Teresa. Sin embargo, los fragmentos remanentes de bosques poco perturbados, e incluso aquellos con vegetación secundaria, son áreas claves para la supervivencia de los murciélagos, pues ofrecen distintos tipos de refugios y sitios de descanso temporal para muchas especies (Voss *et al.* 2016); además, la conservación de estas áreas ayuda al mantenimiento de la diversidad funcional de los ensamblajes de murciélagos en la amazonia (Mena 2010, Farneda *et al.* 2018).

Al considerar y comparar la diversidad alfa obtenida en este estudio, en todos sus niveles, con los registros realizados para las Yungas centrales del Perú (Mena 2010, Carrasco 2011, Refulio 2015, Arias *et al.* 2016, Aguilar 2017), se puede decir que el bosque del fundo IRD – Santa Teresa, a pesar de su gran cantidad de especies en relación con el esfuerzo de muestreo empleado (Tabla 14), es el de menor diversidad de quirópteros para esta región

(Figura 14). Esto se debe al poco equilibrio en la distribución de abundancias de las especies que posee el ensamble de murciélagos de este bosque (Moreno *et al.* 2011), pues, solo tres especies, las del género *Carollia*, poseen más de la mitad de las capturas (Figura 11), y el resto de especies posee unas abundancias relativas bajas, aunque más equilibradas entre sí; conforme se grafica su diversidad gradualmente, en función de su riqueza, abundancia y equidad, se obtiene que esta “desciende” (Moreno *et al.* 2011), y, por este motivo, posee la más baja diversidad en comparación a los otros estudios mencionados, donde, si bien se tienen valores altos de registros para algunas pocas especies, también del género *Carollia* (en Mena 2010, Arias *et al.* 2016 y Aguilar 2017), estas no distan en gran magnitud de las abundancias de sus otras especies. Cabe resaltar que, mientras mayor sea la riqueza de especies que tiene un ambiente, mayor será el grado de variación en las abundancias de estas especies, pues, es parte del mecanismo de mantención de la estabilidad funcional en un ecosistema (McNaughton 1977). No obstante, en los dos estudios con mayor número de riqueza de especies, el de Arias *et al.* (2016) y el de Mena (2010), los esfuerzos de muestreo casi duplican y septuplican, respectivamente, los realizados por esta investigación, lo que representa una colosal diferencia en términos de probabilidad de registros; además de ello, las investigaciones de Mena (2010) y de Arias *et al.* (2016) consideraron varias localidades, cinco y cuatro respectivamente, para presentar su listado de especies, siendo de entre todas estas, la localidad de Santa Isabel la única con un mayor registro que el de la presente investigación, a pesar de que se evaluó un área de bosque secundario fuertemente usado para cultivos de café (Arias *et al.* 2016) y de encontrarse a una elevación mayor, en la cual se esperaría un menor registro de diversidad (Patterson *et al.* 1996, Vivar 2006).

Es importante destacar que, más investigaciones que busquen registrar la diversidad biológica son requeridas, ya que, especialmente en ambientes neotropicales, la diversidad regional de especies no se ve del todo representada en investigaciones locales (Carrasco 2011). Además de ello, también se requieren estudios que busquen mostrar la composición y estructura de las comunidades biológicas, especialmente la de murciélagos, ya que, conocer el grado de organización de estas ayudará dilucidar los principales mecanismos de funcionamiento ecosistémico.

4.2.7. Diversidad Beta estacional

Si bien las estimaciones de diversidad alfa obtenidas para ambas estaciones climáticas son similares, existe diferencia en la riqueza de especies presentes entre cada una de estas estaciones, siendo solo 10 especies las compartidas entre ambas, lo que significa que casi el 50 por ciento de la riqueza varía de una estación a otra. Esto indica que existe un alto recambio temporal en la composición específica del ensamble de murciélagos de este bosque. De manera similar, García-García y Santos-Moreno (2014) encuentran que, en los bosques perennifolios fragmentados de Los Chimalapas en México, existe una gran variabilidad estacional en la composición de los gremios tróficos de los murciélagos de la comunidad que allí habita.

Sin embargo, aunque la riqueza de especies entre estaciones fue variable, las estimaciones de diversidad beta calculadas revelan que el bosque del Fundo Santa Teresa posee entre medio a bajo recambio de especies (Tabla 15), tanto en continuidad temporal de estas como en términos de ganancia/pérdida de una estación a otra. Como menciona Stevens y Willig (2002), en regiones tropicales, donde la riqueza de especies es alta y la equidad es baja, la diversidad beta es baja cuando pocas de estas especies están disponibles para colonizar espacios nuevos; este sería el caso del bosque secundario del fundo por dos motivos: primero, aunque hay gran cantidad de especies, la mayoría de estas presenta muy poca abundancia relativa, lo que le dificultaría una colonización masiva de estas y segundo, porque, dado que este bosque se encuentra en un equilibrio dinámico en términos florísticos (Perales 2017), resultaría difícil conseguir una ventana de oportunidad para un evento de colonización por parte de las especies de murciélagos que aquí habitan. Además de esta dificultad en la colonización, las especies más dominantes del ensamble de murciélagos que habita este bosque presentan estrategias de forrajeo más generalistas, lo que, según Harrison *et al.* (1992), es un reflejo de la alta tolerancia a la heterogeneidad ambiental que presentan las comunidades animales en bosques con mediana influencia de actividad antrópica, y por ello se obtienen bajos valores de diversidad beta en estos ambientes.

Es importante mencionar que, a pesar de que la diversidad beta sea mediadamente baja para el bosque del fundo, algunas de las especies registradas exhiben una notoria estacionalidad, en este estudio y en la amazonia en general, como es el caso reportado de: *Artibeus planirostris*, *Sturnira magna* y *Dermanura anderseni* (Willig 2007). Al parecer, estas especies son más sensibles a los cambios fenológicos en la fructificación y floración, que

pueden ser producto de la perturbación antrópica, como lo observado en purmas y chacras, o por estacionalidad climática, entre las estaciones lluviosas o secas (Thies y Kalko 2004). Cabe resaltar que, si bien, ni en el estudio de Carrasco (2011) ni en el de Aguilar (2017) se analizó la diversidad beta estacional para cada una de sus localidades evaluadas, resulta evidente que, a nivel de la composición de la riqueza de especies obtenidas por estos estudios, existen diferencias remarcables entre cada estación climática. No obstante, ambos estudios diferirían en sus resultados obtenidos, pues, en el caso del estudio de Carrasco (2011) pareciera que el bosque de Puyu Sacha (con mayor grado de perturbación aparente) presentó menos cambios en su composición estacional de especies que el bosque del fundo La Génova (evaluado en zonas de menor grado de perturbación); mientras que, en el caso del estudio de Aguilar (2017) se registró que existe mayor cambio en la composición específica estacional en los cafetales con mayor actividad antrópica.

4.2.8. Gremios tróficos y su distribución estacional

Las especies del ensamble de quirópteros del bosque secundario del fundo Santa Teresa pertenecen a cinco tipos de gremios tróficos (Tabla 16): tres insectívoros, un nectarívoro y un frugívoro. Sin embargo, como en otros estudios realizados en ecosistemas montañosos (Carrasco 2011), el gremio de los “Frugívoros recogedores de espacios muy densos” fue aquel con el mayor número de especies registradas y con la mayor abundancia de capturas, lo que, como se mencionó, podría deberse a factores relacionados con el diseño del muestreo (Patterson *et al.* 1996, MacSwiney *et al.* 2008), aunque, también es un reflejo parcial del grado de importancia del rol funcional que tienen las especies que componen este gremio, como el caso de las del género *Carollia*, *Artibeus* y *Sturnira*, dentro de este tipo de bosques (Fleming 1986a, Muscarella y Fleming 2007, Saldaña-Vázquez 2014).

La presencia de estos cinco gremios tróficos está directamente relacionada con la dinámica y funcionamiento de los ecosistemas boscosos con vegetación secundaria, como lo es el bosque del fundo Santa Teresa, tanto en la captura de recursos como en mantenimiento del flujo de estos (Duffy *et al.* 2007). No obstante, existe una gran variación estacional en la presencia y la amplitud de distribución a nivel funcional, trófica, (Tabla 16 y Figura 15), en comparación con la variación estacional a nivel específico (Tello y Stevens 2010). Esta variación puede encontrar explicación en tres factores principales: el primero es la estacionalidad de las plantas, pues tanto los frutos como las flores varían entre estaciones, lo

que condiciona la presencia de ciertas especies de murciélagos (Heiathus *et al.* 1975), y esto se hace aún más evidente en estudios locales como el presente, pues el área de evaluación y los recursos vegetales que poseen son limitados; la segunda es la estrategia alimenticia que poseen ciertos murciélagos frente a la escases/disponibilidad de frutos, pues, por ejemplo, las especies de los géneros *Carollia* y *Sturnira* aprovechan recursos de alta calidad energética, lo que les permite mantenerse constantes a través de las estaciones (Heiathus *et al.* 1975, Mello *et al.* 2008, Mello *et al.* 2009); la tercera es la adaptabilidad que parecen tener ciertas especies de murciélagos a las actividades antropogénicas y su influencia en este tipo de ecosistemas boscosos (Bernard y Fenton 2007, Castro-Luna *et al.* 2007, Willig *et al.* 2007).

a. Insectívoros aéreos de espacios: abiertos (Grupo I) y de fondo denso (Grupo II).

Ambos gremios de insectívoros aéreos: los de espacios abiertos (Grupo I) y los de espacios de fondo denso (Grupo II), solo fueron registrados durante la estación seca (Figura 16 y Figura 17). Estos murciélagos, pertenecientes a los géneros de *Myotis* y *Eptesicus*, son estrictamente insectívoros (Wilson 1973, Soriano 2000), por lo que su presencia en ciertas zonas o en ciertos periodos de tiempo estaría sujeta a un grupo específico de insectos (Kunz y Whitaker 1983, Barclay y Brigham 1991). Se ha reportado que estos dos géneros se alimentan de grupos de insectos catalogados como “difíciles” de capturar, siendo principalmente estos los Hemiptera, Hymenoptera, Chilopoda, Diplopoda y Coleoptera (Freeman 1981).

En el Neotrópico, se ha reportado variación estacional en ciertos ordenes de la comunidad de insectos (Wolda 1988); por ejemplo, la mayor abundancia de Coleoptera y Hemiptera se encuentra en la estación húmeda y un decrecimiento en sus abundancias durante la estación seca (Pinheiro *et al.* 2002), por lo que se esperaría una mayor incidencia de insectívoros aéreos durante la estación húmeda, caso contrario a lo observado en las especies de este gremio presentes en el fundo Santa Teresa. Es posible que, dado que otros ordenes parecieran tener poca variación en sus abundancias, estos insectívoros estén alimentándose de estos otros órdenes. Sin embargo, los estudios que reportan la dieta de las especies de estos gremios son escasos (Arias 2016), por lo que no queda claro cuál podría ser el motivo de esta variación; además, la dificultad de captura de los individuos de estos dos gremios tampoco permite afirmar, con cierto grado aceptable de

confiabilidad, su presencia durante solo una estación climática o su sensibilidad a otros factores de cambio (Estrada-Villegas *et al.* 2010).

No obstante, se debe recalcar que los insectívoros aéreos son vulnerables a la fragmentación y otros impactos antropogénicos a los bosques donde habitan (Klingbeil y Willig 2009, Estrada-Villegas *et al.* 2010), por lo que su baja incidencia de captura en el bosque secundario del fundo Santa Teresa fue previsible.

b. Insectívoros recogedores de espacios muy densos (Grupo IV).

Este gremio solo fue registrado durante la estación seca (Figura 18). Se capturó un solo individuo de este gremio, de la especie *Lophostoma silvicolum*, que es un murciélago de hábitos mayoritariamente insectívoros, en especial de coleópteros (Munin 2012), pero no restringido a este tipo de alimento, dado que se ha reportado que consume también frutas, néctar e incluso polen (Ríos 2010, Munin 2012), por lo que, a diferencia de los insectívoros aéreos, su presencia en cierta zona no estaría necesariamente limitada por un grupo específico de insectos (Dechmann *et al.* 2004), pero si a otro tipo de recursos alimenticios o espacios para refugios (Kalko *et al.* 2006). Su baja incidencia y abundancia en el registro estaría relacionada con el tipo de bosque secundario que posee el fundo Santa Teresa, pues, esta especie parece tener poca presencia en áreas fragmentadas o impactadas antrópicamente, siendo incluso consideradas como especies raras en bosques secundarios (Klingbeil y Willig 2009); esto debido a que *L. silvicolum* está fuertemente relacionada, ecológica y evolutivamente, con distintos tipos de refugios y sitios de percha que pueda ofrecer su ambiente (Dechmann *et al.* 2004, Dechmann y Kerth 2008), mientras que los bosques perturbados y fragmentados ofrecen pocos espacios que puedan ser utilizados para estos fines (Klingbeil y Willig 2009, Voss *et al.* 2016). Es por esta razón que, a pesar de poseer una gran plasticidad en la búsqueda y utilización de refugios (Dechmann *et al.* 2004), esta especie es poco usual en bosques secundarios como los del fundo Santa Teresa. No obstante, el efecto de la fenología de las plantas y la amplitud de nicho alimenticio de los miembros de este gremio debe ser explorada para una mayor comprensión de la presencia de estos.

c. Frugívoros recogedores de espacios de fondo denso (Grupo VIII).

Dada la gran cantidad de especies capturadas pertenecientes a este gremio, se pudo graficar la distribución espacial dentro del bosque secundario del fundo Santa Teresa y se observó variación estacional en estas distribuciones (Figura 19). Al ser el gremio con mayor cantidad de especies, engloba muchos tipos de estrategias tróficas, dado que, si bien sus especies son preferentemente frugívoras, pueden presentar hábitos alimenticios desde muy especializados hasta muy generalistas; por ello, se realizó una interpretación restringida a las especies de los géneros más abundantes: *Carollia*, *Artibeus* y *Sturnira*, reportados como los frugívoros más comunes en selvas húmedas amazónicas (Klingbeil y Willig 2009), lo que nos dio una idea general del fenómeno de cambio estacional a un nivel funcional (Medellín *et al.* 2000, Castro-Luna *et al.* 2007).

La variación espacial en el área de distribución de este gremio resultó ser pequeña en comparación con el área total de bosque del fundo. Este cambio podría deberse a los distintos patrones estacionales de fructificación que poseen las plantas en los bosques neotropicales, puesto que, se sabe que durante la estación húmeda se tiene el máximo pico de fructificación (Heithaus *et al.* 1975, van Schaik *et al.* 1993), incluyéndose aquí a muchas especies frecuentes en la dieta de murciélagos (Kalko *et al.* 1996); Se sabe que la fenología de la fructificación influye en la asociación de los murciélagos frugívoros con sus hábitats por dos motivos: La productividad de frutas difiere con relación a la posición de las plantas en la configuración del hábitat y la abundancia de frutos varía con la estación (Thies y Kalko 2004, Willig *et al.* 2007). Por otra parte, la presencia continua de este gremio en ambas estaciones climáticas evaluadas puede deberse a las diferencias en la estacionalidad de fructificación de ciertas especies como: *Piper*, *Cecropia* y *Solanum*, que alcanzan la madurez en pequeñas cantidades a través de largos periodos y proveen alimento continuo a estos murciélagos (Fleming y Heithaus 1981, Charles-Dominique 1993).

Adicionalmente, se ha reportado que muchas especies de murciélagos frugívoros presentan altas abundancias en bosques fragmentados y en bosques con moderada actividad antrópica, lo que es un indicador de grado de adaptación que tienen estos animales frente a este tipo de presión a sus hábitats (Medellín *et al.* 2000, Klingbeil y Willig 2009). Esto se debería a que suelen aprovechar la alta densidad de frutos de plantas pioneras en las formaciones vegetales en proceso de sucesión subsecuente a un impacto, generalmente originado por alguna actividad humana (Willig *et al.* 2007, Klingbeil y

Willig 2009); no obstante, es importante recalcar la necesidad de zonas del bosque con mayor madurez o grado de desarrollo donde la actividad humana es muy reducida, ya que los murciélagos establecen sus zonas de refugio, temporales o permanentes en este tipo de ambientes (Klingbeil y Willig 2009). Este sería el caso del bosque secundario del fundo Santa Teresa, en donde, a pesar del moderado grado de presión antrópica, alberga gran cantidad de especies de quirópteros de hábitos frugívoros, tanto por el recurso alimenticio que ofrece, como por la oportunidad de encontrar zonas de refugio para estas especies.

d. Nectarívoros recogedores de espacios muy densos (Grupo IX).

Al igual que los insectívoros aéreos y recogedores, los nectarívoros solo fueron registrados durante la estación seca (Figura 20). Los murciélagos capturados pertenecieron a los géneros *Glossophaga* y *Hsunitycteris*, caracterizados por ser animales oportunistas, con una amplitud alimenticia bastante grande (Lemke 1984, Arias *et al.* 2009), sin embargo, son mayoritariamente nectarívoros, pues poseen adaptaciones morfológicas altamente especializadas que les permiten explotar con mayor eficiencia el néctar de ciertas flores (Carstens *et al.* 2002, Winter y von Helversen 2003), y a la vez limita el aprovechamiento de otros recursos como frutos e insectos relativamente grandes para ellos (Fleming y Muchhala 2008). A pesar de su gran amplitud de dieta, su alta especialización hacia el consumo de néctar los hace dependientes de la estacionalidad y fenología de las plantas con flores, por lo que sus abundancias relativas, sus periodos de reproducción y su dieta se ven directamente relacionadas con la temporada de floración en los bosques tropicales (Heithaus *et al.* 1975, Zortéa 2003).

Los periodos con un mayor pico de floración en los bosques húmedos del neotrópico se observan durante la estación seca (Heithaus *et al.* 1975, van Schaik *et al.* 1993), por lo que la mayor abundancia y mayor probabilidad de captura de los individuos de estas especies son durante esta temporada. Es importante resaltar que, al igual que los murciélagos frugívoros, las especies de nectarívoros parecen estar adaptándose al impacto antropogénico en los bosques donde habitan, pues, explotan mayor cantidad de recursos, tanto de zonas fragmentadas como en los parches remanentes de bosques (Klingbeil y Willig 2009, García-García y Santos-Moreno 2014), por lo que su presencia en el bosque secundario del fundo Santa Teresa no es inusual; no obstante, el impacto de

las actividades antrópicas sobre estas especies también representa una pérdida en la funcionalidad en estos bosques, desde el enfoque de la polinización, lo que a largo plazo resulta poco beneficioso para la mantención y resiliencia de estos ecosistemas (Quesada *et al.* 2003).

Cabe resaltar la ausencia de individuos del gremio VII. Hematófagos recogedores de espacios muy densos. La única especie representante de este género en Yungas (según Pacheco *et al.* 2009 *sensu* Brack-Egg 1986) es *Desmodus rotundus*. Esta especie ha sido reportada en la mayoría de estudios en bosques del departamento Junín (Carrasco 2011, Refulio 2015, Arias 2016, Aguilar 2017). Su presencia ha sido directamente relacionada con el crecimiento de la actividad ganadera y avícola en otras regiones de Sudamérica (Delpietro y Russo 1996, Sampedro *et al.* 2008) y en Perú (Quintana y Pacheco 2007). La ausencia de este gremio podría deberse a la lejanía relativa del bosque evaluado con respecto a zonas de ganadería intensiva, puesto que el Fundo Santa Teresa, y los fundos colindantes a este, se dedican mayoritariamente a la agricultura.

Dentro del bosque secundario del fundo Santa Teresa, como en muchos otros bosques neotropicales (Willig *et al.* 2007), el uso de los recursos alimenticios aprovechados por los murciélagos difiere entre estaciones climáticas. Los periodos fenológicos de las plantas no solo ocasionan cambios en la distribución local de las especies de frugívoros presentes, sino que los afectan en distintos niveles, como: cambios en la dieta, temporalidad reproductiva, cambios en el uso de espacios e incluso migraciones (Dinerstein 1986, van Schaik *et al.* 1993). En términos generales, esta estacionalidad en este bosque secundario, al igual que en otros ambientes modificados por el hombre (Cisneros *et al.* 2015), afecta taxonómica y funcionalmente a la diversidad de quirópteros, de manera que, durante la estación seca se puede encontrar menos diversidad taxonómica pero una mayor diversidad funcional que en la estación húmeda. Se sabe que la pérdida de grupos funcionales, sea por el uso intensivo o cambio de uso de los bosques, es una de las principales causas por las que muchos bosques secundarios amazónicos están perdiendo su capacidad de resiliencia (Jakovac *et al.* 2015), por lo que un monitoreo continuo de la diversidad funcional de los murciélagos del bosque del fundo Santa Teresa ayudara a establecer mejores estrategias para su conservación.

Si bien los estudios locales, como el presente, aportan información sobre la variación estacional y el efecto de actividades antrópicas en los bosques amazónicos cercanos a comunidades o asentamiento humanos, una revisión a mayor escala permitirá analizar

patrones regionales y esclarecer el tipo de relación que tienen los murciélagos de distintos gremios con su ambiente (Stevens y Willig 2002).

V. CONCLUSIONES

- La **diversidad de quirópteros** dentro del bosque secundario del IRD – Fundo Santa Teresa, durante los años 2013, 2014 y 2015, fue **medianamente alta** y la **distribución** espacial de sus ensambles **varió entre estaciones climáticas**.
- Se registró una **riqueza total** de **27 especies de murciélagos**, distribuidas en 5 subfamilias: Carollinae, Glossophaginae, Lonchophyllinae, Phyllostomidae y Stenodermatinae. A pesar de poseer influencia antrópica, este bosque es el **tercer lugar** con mayor registro local de quirópteros en el **departamento de Junín**, Perú.
- De todos los individuos capturados, las **tres especies del género Carollia**: *C. perspicillata*, *C. brevicauda* y *C. benkeithi* representaron el **75 por ciento de la abundancia total**, como en la mayoría de bosques de la región, mientras que, las otras especies presentaron abundancias bajas. El **67 por ciento de las especies** tuvo la captura de **solo un individuo de cada una**.
- **La comunidad** de murciélagos se encuentra **altamente dominada** por un **grupo reducido de especies**, del género Carollia: *C. perspicillata*, *C. brevicauda* y *C. benkeithi*. No obstante, las demás especies parecen encontrarse en equilibrio entre ellas.
- **La diversidad alfa** de quirópteros registrada en el bosque del Fundo es **la más baja** registrada en comparación con los estudios realizados para la **región central** de las **Yungas** de Perú. Esto debido al desequilibrio que posee la comunidad de quirópteros.
- Se registraron en total **cinco gremios tróficos**: Insectívoros aéreos de espacios abiertos, Insectívoros aéreos de espacios de fondo denso, Insectívoros recogedores de espacios muy densos, Frugívoros recogedores de espacios muy densos y Nectarívoros recogedores de espacios muy densos. Siendo notoria la ausencia de los Hematófagos.

- La **distribución de los gremios tróficos** de la comunidad de quirópteros en el bosque del fundo **varió** entre la estación seca, de los años 2013 y 2014, y la estación húmeda del año 2015. Lo que podría deberse a la variación en el recurso alimenticio de estos.

VI. RECOMENDACIONES

- Efectuar un análisis de los refugios temporales y permanentes dentro del bosque del IRD - Fundo Santa Teresa con el fin de delimitar áreas sensibles a la extracción maderera o a la conversión para uso agrícola.
- Documentar y analizar la dieta de los murciélagos que residen en este bosque con el fin de poder establecer y comprender el grado de interacción que estas especies poseen en ambientes sometidos a presión por actividades antrópicas.
- Documentar los patrones reproductivos de los murciélagos presentes en el bosque del fundo con el fin de establecer temporadas de vulnerabilidad crítica para las poblaciones y generar estrategias para su conservación.
- Registrar las frecuencias ultrasónicas de la ecolocalización de las distintas especies de murciélagos; así como, monitorear los principales horarios y zonas de mayor actividad de forrajeo los murciélagos dentro de este bosque, con el fin de delimitar áreas prioritarias para alimentación y refugio.
- Ubicar y monitorear las principales fuentes de agua cercanas al área de bosque secundario del fundo con el fin de establecer y describir las relaciones hídricas que posee este bosque y como afectan estas a las poblaciones animales que allí residen.
- Establecer zonas prioritarias para la comunidad de murciélagos que reside en el bosque del fundo y documentar las principales interacciones que poseen sus poblaciones, para poder desarrollar planes de manejo y uso de este bosque, de manera que puedan ser administrados bajo un enfoque que permita la conservación.

- Evaluar la dinámica de la comunidad de murciélagos con respecto a la fragmentación de hábitat y sus distintas asociaciones relacionadas con el efecto borde generado entre el sistema agrícola y el bosque secundario donde habitan.
- Implementar un espacio y un programa de establecimiento de una colección científica zoológica, de manera que sirva de repositorio de especímenes *Voucher* y pueda ser usada para la educación de la comunidad universitaria.

VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Achard, F; DeFries, R; Eva, H; Hansen, M; Mayaux, P; Stibig, HJ. 2007. Pan-tropical monitoring of deforestation. *Environmental Research Letters* 2(4):45022.
2. Aguilar Anco, AG. 2017. Estructura de la comunidad de murciélagos en cafetales próximos al Santuario Nacional Pampa Hermosa (Junín, Perú) en noviembre 2012 y julio 2013. Tesis grado. Lima, Perú. UNALM. 126 p.
3. Aguilar, M; Reynel, C. 2011. Dinámica forestal y regeneración de un bosque montano nublado de la selva central del Perú. Asociación Peruana para la Promoción del Desarrollo Sostenible. UNALM. Lima, Perú. 167 p.
4. Akaike, H. 1974. A new look at the statistical model identification. *IEEE transactions on automatic control*, 19(6):716-723.
5. Albó, X. 2004. Ethnic identity and politics in the central Andes: The cases of Bolivia, Ecuador, and Peru. *in: Burt, J-M; Mauceri, P (eds.). Politics in The Andes: Identity, Conflict, Reform.* University of Pittsburgh Press. 336 p.
6. Altringham, JD. 2011. *Bats: From evolution to conservation.* Second Edition. Oxford, United Kingdom, Oxford University Press. 352 p.
7. Álvarez, HJG; Rodríguez, DT. 2013. Conservación de la biodiversidad en Colombia, una reflexión para una meta: Conocer y educar para conservar. *Cuadernos de Biodiversidad* 42:31-37.
8. Andersen, AN. 1995. A classification of Australian ant communities, based on functional groups which parallel plant life-forms in relation to stress and disturbance. *Journal of biogeography* 22(1):15-29.
9. Andrade, TY; Thies, W; Rogeri, PK; Kalko, EK; Mello, MA. 2013. Hierarchical fruit selection by Neotropical leaf-nosed bats (Chiroptera: Phyllostomidae). *Journal of Mammalogy* 94(5):1094-1101.
10. Antón, BD; Reynel, C. 2004. Diversidad y composición florística de la flora arbórea en un área de ladera de colinas en bosque Premontanos: Microcuenca Tirol, valle de Chanchamayo, 1000–1500 msnm. *in: Antón, D; Reynel, C (eds.). Relictos de bosque de*

11. excepcional diversidad en los Andes centrales de Perú. Perú Darwin Project – PBR – APRODES. UNALM. Lima, Perú. 221-262 pp.
12. Arias Arone, E. 2016. Dieta y estructura trófica de un ensamblaje de murciélagos en un bosque montano de los andes orientales del centro del Perú. Tesis Maestría. Lima, Perú. UNALM. 130 p.
13. Arias, E; Cadenillas, R; Pacheco, V. 2009. Dieta de murciélagos nectarívoros del Parque Nacional Cerros de Amotape, Tumbes. *Revista Peruana de Biología* 16(2): 187-190.
14. Arias, E; Pacheco, V; Cervantes, K; Aguilar, A; Álvarez, J. 2016. Diversidad y composición de murciélagos en los bosques montanos del Santuario Nacional Pampa Hermosa, Junín, Perú. *Revista Peruana de Biología* 23(2):103-116.
15. Arita, H; Fenton, B. 1997. Flight and echolocation in the ecology and evolution of bats. *Trends in Ecology* 12(2):53-58.
16. Arita, HT. 1993. Rarity in Neotropical bats: correlations with phylogeny, diet, and body mass. *Ecological Applications* 3(3):506-517.
17. Ascorra, CF; Gorchoy, DL; Cornejo, F. 1993. The bats from Jenaro Herrera, Loreto, Peru. *Mammalia* 57(4):533-552.
18. Avila-Cabadilla, LD; Sanchez-Azofeifa, GA; Stoner, KE; Alvarez-Añorve, MY; Quesada, M; Portillo-Quintero, CA. 2012. Local and landscape factors determining occurrence of phyllostomid bats in tropical secondary forests. *PLoS One* 7(4):e35228.
19. Barclay, RM; Brigham, RM. 1991. Prey detection, dietary niche breadth, and body size in bats: why are aerial insectivorous bats so small?. *The American Naturalist* 137(5):693-703.
20. Bautista, F; Palacio, JL; Delfín, H (eds.). 2011. Técnicas de muestreo para manejadores de recursos naturales. Segunda Edición. México D.F., Mexico. 790 p.
21. Begon, M; Townsend, CRH; John, L; Colin, RT; John, LH. 2006. *Ecology: from individuals to ecosystems*. Fourth edition. United Kingdom. 759 p.
22. Benton, MJ. 2009. The Red Queen and the Court Jester: species diversity and the role of biotic and abiotic factors through time. *Science* 323(5915):728-732.
23. Bernard, E. 2001. Vertical stratification of bat communities in primary forests of Central Amazon, Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 17(1):115-126.
24. Bernard, E; Fenton, MB. 2007. Bats in a fragmented landscape: species composition, diversity and habitat interactions in savannas of Santarém, Central Amazonia, Brazil. *Biological Conservation* 134(3):332-343.

25. Bilenca, DN; Kravetz, FO. 1995. Patrones de abundancia relativa en ensambles de pequeños roedores de la región pampeana. *Ecología Austral* 5(1):21-30.
26. Boyce, MS; McDonald, LL. 1999. Relating populations to habitats using resource selection functions. *Trends in Ecology & Evolution* 14(7):268-272.
27. Brack, EA; Mendiola, C. 2000. *Ecología del Perú*. Editorial Bruño, Lima. 495p.
28. Brillouin, L. 1962. *Science and information theory*. Academic Science and information theory. Second edition. 351 p.
29. Brosset, A; Charles-Dominique, P. 1990. The bats from French Guiana: a taxonomic, faunistic and ecological approach. *Mammalia* 54(4):509-560.
30. Burnham, R.J., Graham, A. 1999. The history of Neotropical vegetation: New developments and status. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 86(2):546-589.
31. Cadenillas Ordinola, RE. 2010. *Diversidad, ecología y análisis biogeográfico de los murciélagos del Parque Nacional Cerros de Amotape, Tumbes Perú*. Tesis Msc. Lima, Perú. UNMSM. 110 p.
32. CAMS (Comisión Ambiental Municipal Satipo, Perú). 2014. *Diagnostico Ambiental Local de la Provincia de Satipo*. Municipalidad Provincial de Satipo, Perú. 94 p.
33. Carpenter, G; Gillison, AN; Winter, J. 1993. DOMAIN: a flexible modelling procedure for mapping potential distributions of plants and animals. *Biodiversity and conservation* 2(6): 667-680.
34. Carrasco Rueda, FMR. 2011. *Diversidad y distribución de especies de quirópteros en relictos de bosque de la provincia de Chanchamayo, Junín*. Tesis Msc. Lima, Perú. UNALM. 102 p.
35. Carstens, BC; Lundrigan, BL; Myers, P. 2002. A phylogeny of the neotropical nectar-feeding bats (Chiroptera: Phyllostomidae) based on morphological and molecular data. *Journal of Mammalian Evolution* 9(1/2):23-53.
36. Castro-Luna, AA; Sosa, VJ; Castillo-Campos, G. 2007. Quantifying Phyllostomid bats at different taxonomic levels as ecological indicators in a disturbed tropical forest. *Acta Chiropterologica* 9(1):219-228.
37. Cayuela, L; Granzow-de la Cerda, I. 2012. Biodiversidad y conservación de bosques neotropicales. *Ecosistemas* 21(1-2):1-5.
38. Ceballos, G; Simonetti, JA (eds.). 2002. *Diversidad y Conservación de los Mamíferos Neotropicales*. México, D.F., México, Editorial CONABIO. 582 p.
39. Chao, A. 1987. Estimating the population size for capture-recapture data with unequal catchability. *Biometrics* 43(4), 783-791.

40. Chao, A; Colwell, RK; Lin, CW; Gotelli, NJ. 2009. Sufficient sampling for asymptotic minimum species richness estimators. *Ecology* 90(4):1125-1133.
41. Charles-Dominique, P. 1993. Speciation and coevolution: an interpretation of frugivory phenomena. *Vegetatio* 107(1):75-84.
42. Cisneros, LM; Fagan, ME; Willig, MR. 2015. Effects of human-modified landscapes on taxonomic, functional and phylogenetic dimensions of bat biodiversity. *Diversity and Distributions* 21(5):523-533.
43. Clarke, FM; Pio, DV; Racey, PA. 2005. A comparison of logging systems and bat diversity in the Neotropics. *Conservation Biology* 19(4):1194-1204.
44. Cleland, EE; Chuine, I; Menzel, A; Mooney, HA; Schwartz, MD. 2007. Shifting plant phenology in response to global change. *Trends in ecology & evolution* 22(7):357-365
45. Cockrum, EL. 1991. Seasonal distribution of northwestern populations of the long-nosed bats, *Leptonycteris sanborni* family Phyllostomidae. *Anales del Instituto de Biología. Serie Zoología* 62(2):181-202.
46. Cody, ML. 1975. Towards a theory of continental species diversities: bird distributions over Mediterranean habitat gradients. *in*: Cody, ML; Diamond, JM (eds.). *Ecology and evolution of communities*. Harvard: Belknap Press. 214-257 p.
47. Colwell, R.K; Mao, CX; Chang, J. 2004. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology* 85(10):2717-2727.
48. Colwell, RK. 2013. EstimateS 9.1.0. User's Guide. Connecticut: University of Connecticut.
49. Colwell, RK; Coddington, JA. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 345(1311):101-118.
50. Cosson, JF; Pons, JM; Masson, D. 1999. Effect of forest fragmentation on frugivorous and nectarivorous bats in French Guiana. *Journal of Tropical Ecology* 15(4):515-534.
51. Cunto, GC; Bernard, E. 2012. Neotropical bats as indicators of environmental disturbance: what is the emerging message?. *Acta Chiropterologica* 14(1):143-151.
52. Danchin, E; Giraldeau, L-A; Cézilly, F (eds.). 2008. *Behavioural ecology*. Oxford University Press. 874 p.
53. Dechmann, DK; Kalko, EK; Kerth, G. 2004. Ecology of an exceptional roost: energetic benefits. *Evolutionary Ecology Research* 6(7):1037-1050.
54. Dechmann, DK; Kerth, G. 2008. My home is your castle: roost making is sexually selected in the bat *Lophostoma silvicolu*m. *Journal of Mammalogy* 89(6):1379-1390.

55. Delaval, M; Henry, M; Charles-Dominique, P. 2005. Interspecific competition and niche partitioning: example of a Neotropical rainforest bat community. *Revue D'Écologie* 60:149-165.
56. Delpietro, HA; Russo, RG. 1996. Aspectos ecológicos y epidemiológicos de la agresión del vampiro y de la rabia paralítica en la Argentina y análisis de las propuestas efectuadas para su control. *Rev. Scient. Tech* 15(3):971-984.
57. Detwiler, RP; Hall, CAS. 1988. Tropical forests and the global carbon cycle. *Science* 239(4835):42-47.
58. Díaz, MM; Aguirre, LF; Barquez, RM. 2011. Clave de Identificación de los murciélagos del cono sur de Sudamérica. Cochabamba, Bolivia, Centro de Estudios en Biología Teórica y Aplicada. 94 p.
59. Díaz, MM; Solari, S; Aguirre, LF; Aguiar, LMS; Barquez, RM. 2016. Clave de identificación de los murciélagos de Sudamérica. Córdoba, Argentina, PCMA. 160 p.
60. Dinerstein, E. 1986. Reproductive ecology of fruit bats and the seasonality of fruit production in a Costa Rican cloud forest. *Biotropica* 18(4):307-318.
61. Dorazio, RM; Royle, JA; Söderström, B; Glimskär, A. 2006. Estimating species richness and accumulation by modeling species occurrence and detectability. *Ecology* 87(4):842-854.
62. Duffy, JE; Cardinale, BJ; France, KE; McIntyre, PB; Thébault, E; Loreau, M. 2007. The functional role of biodiversity in ecosystems: incorporating trophic complexity. *Ecology letters* 10(6):522-538.
63. Durham, WH. 1995. Political ecology and environmental destruction in Latin America. *in: Painter, M; Durham, WH (eds.). The social causes of environmental destruction in Latin America.* Michigan, United States of America, The University of Michigan Press. 288 p.
64. Echeverría Tello, JL. 2013. Ensamblajes de murciélagos frugívoros y nectarívoros en un gradiente altitudinal de Costa Rica y su potencial distribución bajo escenarios de cambio climático. Tesis MSc. Turrialba, Costa Rica. CATIE. 115 p.
65. Erwin, TL. 1982. Tropical forests: their richness in Coleoptera and other arthropod species. *The Coleopterists Bulletin* 36(1):74-75.
66. Estrada A; Coates-Estrada R; Merritt, JD. 1993. Bat species richness and abundance in tropical rain forest fragments and in agricultural habitats at Los Tuxtlas, Mexico. *Ecography* 16(4):309-318.

67. Estrada-Villegas, S; Meyer, CF; Kalko, EK. 2010. Effects of tropical forest fragmentation on aerial insectivorous bats in a land-bridge island system. *Biological Conservation* 143(3):597-608.
68. Falk, JJ; ter Hofstede, HM; Jones, PL; Dixon, MM; Faure, PA; Kalko, EK; Page, R. A. 2015. Sensory-based niche partitioning in a multiple predator–multiple prey community. *The Royal Society publishing* 1808(282):1-9.
69. FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations, Italia). 2010. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2010, Informe principal. Documento de trabajo, 144/S:6-8.
70. FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations, Italia). 2016. El estado de los bosques del Mundo. Booklet cap. 2, 3 y 4:8-14.
71. Farneda, FZ; Rocha, R; López-Baucells, A; Sampaio, EM; Palmeirim, JM; Bobrowiec, PE; Grelle, CEV; Meyer, CF. 2018. Functional recovery of Amazonian bat assemblages following secondary forest succession. *Biological Conservation* 218:192-199.
72. Fauth, J; Camara, B; Resetarits, J; Van Buskirk; McCollum, S. 1996. Simplifying the jargon of community ecology: a conceptual approach. *American Naturalist* 147(2):282-286.
73. Fenton, MB; Acharya, L; Audet, D; Hickey, MBC; Merriman, C; Obrist, MK; Syme, DM; Adkins, B. 1992. Phyllostomid bats (Chiroptera: Phyllostomidae) as indicators of habitat disruption in the Neotropics. *Biotropica* 24(3):440-446.
74. Finegan, B. 1992. The management potencial of neotropical secondary lowland rain forests. *Forest Ecology and Management* 47(1-4):295-321.
75. Fisher, RA. 1912. The maximum–likelihood–method. *Messenger in Mathematics*, 41, 155-160.
76. Fisher, RA; Corbet, AS; Williams, CB. 1943. The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. *The Journal of Animal Ecology* 12(1):42-58.
77. Fleming, TH. 1986a. Opportunism versus specialization: the evolution of feeding strategies in frugivorous bats. *in*: Estrada, A; Fleming, TH (eds.). *Frugivores and seed dispersal*. Chapter 9, 105-118.
78. Fleming, TH. 1986b. The structure of Neotropical bats communities: a preliminary analysis. *Revista chilena de Historia Natural* 59:135-150.
79. Fleming, TH. 1988. *The Short-Tailed fruit bat: A study in plant-animal interactions*. Chicago, United States of America, The University of Chicago Press. 365 p.

80. Fleming, TH. 1991. The relationship between body size, diet, and habitat use in frugivorous bats, genus *Carollia* (Phyllostomidae). *Journal of Mammalogy* 72(3):493-501.
81. Fleming, TH; Heithaus, ER. 1981. Frugivorous bats, seed shadows, and the structure of tropical forests. *Biotropica* 13(2):45-53.
82. Fleming, TH; Muchhala, N. 2008. Nectar-feeding bird and bat niches in two worlds: pantropical comparisons of vertebrate pollination systems. *Journal of Biogeography* 35(5):764-780.
83. Fleming, TH; Muchhala, N; Ornelas, JF. 2005. New world nectar-feeding vertebrates: community patterns and processes, cap. 15: 163-186. In: Sánchez-Cordero, V; Medellín, RA (eds.). México D.F., México, *Contribuciones mastozoológicas en homenaje a Bernardo Villa*. 706 p.
84. Freeman, PW. 1981. Correspondence of food habits and morphology in insectivorous bats. *Journal of Mammalogy* 62(1):166-173.
85. Gamito, S. 2010. Caution is needed when applying Margalef diversity index. *Ecological Indicators* 10(2):550-551.
86. García-García, JL; Santos-Moreno, A. 2014. Variación estacional en la diversidad y composición de ensamblajes de murciélagos Filostómidos en bosques continuos y fragmentados en Los Chimalapas, Oaxaca, México. *Revista mexicana de biodiversidad* 85(1):228-241.
87. Gardner, A (ed.). 2007. *Mammals of South America. Volumen 1*. Chicago, United States of America, The University of Chicago Press. 187-481.
88. Gardner, TA; Barlow, J; Chazdon, R; Ewers, RM; Harvey, CA; Peres, CA; Sodhi, NS. 2009. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Ecology Letters* 12 (6):561–582.
89. Gehring, C; Denich, M; Vlek, PLG. 2005. Resilience of secondary forest regrowth after slash-and-burn agriculture in central Amazonia. *Journal of Tropical Ecology* 21(5):519-527.
90. Gentry, AH. 1992. Tropical Forest Biodiversity: Distributional Patterns and Their Conservational Significance. *Oikos* 63(1):19-28.
91. Gill, PE; Murray, W. 1972. Quasi-Newton methods for unconstrained optimization. *IMA Journal of Applied Mathematics* 9(1):91-108.

92. Godínez-Ibarra, O; López-Mata, L. 2002. Estructura, composición, riqueza y diversidad de árboles en tres muestras de selva mediana subperennifolia. In: Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Botánica 73(2):283-314.
93. González, V; Pomares, F. 2008. La fertilización y el balance de nutrientes en sistemas agroecológicos. Valencia, España, Sociedad Española de Agricultura Ecológica. 24 p.
94. Graham, GL. 1983. Changes in bat species diversity along an elevational gradient up the Peruvian Andes. *Journal of mammalogy* 64(4):559-571.
95. Groom, MJ; Meffe, GK; Carroll, CR (eds.). 2006. *Principles of Conservation Biology*. Third Edition. Sunderland, USA, Sinauer Associates. 779 p.
96. Groombridge, B. & Jenkins, MD. 2003. *World atlas of biodiversity*. California, United States of America, University of California Press. 360 p.
97. Guariguata, MR; Ostertag, R. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management* 148(1):185-206.
98. Halffter, G; Moreno, CE. 2005. Significado biológico de las diversidades alfa, beta y gamma. In Halffter, G; Soberón, J; Koleff, P; Melic, A. eds. *Sobre diversidad biológica: El significado de las diversidades alfa, beta y gamma*. Zaragoza, ES, Imprenta GORFI. (M&T-Manuales y Tesis SEA, v. 4). p. 5-18.
99. Hall, ER. 1962. Collecting and preparing study specimens of vertebrates. *Museum of Natural History the University of Kansas*. 26 p.
100. Hammer, Ø; Harper, DA; Ryan, PD. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1):9.
101. Harrison, S; Ross, SJ; Lawton, JH. 1992. Beta diversity on geographic gradients in Britain. *Journal of Animal Ecology*, 61(1):151-158.
102. Harvey, CA; Villalobos, JAG. 2007. Agroforestry systems conserve species-rich but modified assemblages of tropical birds and bats. *Biodiversity and Conservation* 16(8):2257-2292.
103. Heithaus, ER. 1982. Coevolution between bats and plants. *in*: Kunz, TH (ed.). *Ecology of bats*. Chapter 9, 327-367.
104. Heltshe, J; Forrester, N. 1983. Estimating Species Richness Using the Jackknife Procedure. *Biometrics* 39(1):1-11.
105. Hice, C; Velazco, PM; Willig, MR. 2004. Bats of the Reserva Nacional Allpahuayo–Mishana, northeastern Peru, with notes on community structure. *Acta Chiropterologica* 6(2): 319-334.

106. Hill, MO. 1973. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology* 54(2):427-432.
107. Fachín, L. 2010. Procesamiento digital de imágenes y modelamiento SIG, informe temático. Proyecto Mesozonificación Ecológica y Económica para el Desarrollo Sostenible de la Provincia de Satipo, convenio entre el IIAP, DEVIDA y la Municipalidad Provincial de Satipo. Iquitos – Perú. 88 p.
108. Hirzel, AH; Le Lay, G; Helfer, V; Randin, C; Guisan, A. 2006. Evaluating the ability of habitat suitability models to predict species presences. *Ecological modelling* 199(2):142-152.
109. Holdridge, LR. 1967. Life zone ecology. Tropical Science Center. San Jose, Costa Rica. 206 p.
110. Hulshof, CM; Violle, C; Spasojevic, MJ; McGill, B; Damschen, E; Harrison, S; Enquist, BJ. 2013. Intra-specific and inter-specific variation in specific leaf area reveal the importance of abiotic and biotic drivers of species diversity across elevation and latitude. *Journal of Vegetation Science* 24(5):921-931.
111. Hurlbert, AH. 2004. Species–energy relationships and habitat complexity in bird communities. *Ecology Letters* 7(8):714-720.
112. Jakovac, CC; Peña-Claros, M; Kuyper, TW; Bongers, F. 2015. Loss of secondary-forest resilience by land-use intensification in the Amazon. *Journal of Ecology* 103(1):67-77.
113. Jari-Oksanen, F; Blanchet, G; Friendly, M; Kindt, R; Legendre, P; McGlinn, D; Minchin, PR; O'Hara, RB; Simpson, GL; Solymos, P; Stevens, MHH; Szoecs, E; Wagner, H. 2018. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.4-6. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
114. Jiménez Ortega, AM. 2013. Conocimiento y conservación de los murciélagos Filostómidos (Chiroptera: Phyllostomidae) y su Utilidad como bioindicadores de la perturbación de los bosques neotropicales. Tesis, Doctorado. Madrid, España. UAM 215 p.
115. Jiménez, FE; Vizhco, MÁ. 2015. Estructura y composición de la comunidad de murciélagos frugívoros y polinizadores en dos bosques altoandinos del sur del Ecuador. Tesis bachillerato. Cuenca, Ecuador. Universidad del Azuay. 37 p.
116. Jiménez-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 arcnología* (8):151-161.

117. Jiménez-Valverde, A; Lobo, JM; Hortal, J. 2008. Not as good as they seem: the importance of concepts in species distribution modelling. *Diversity and distributions* 14(6):885-890.
118. Jones, G; Jacobs, DS; Kunz, TH; Willig, MR; Racey, PA. 2009. *Carpe noctem*: the importance of bats as bioindicators. *Endangered species research* 8(1-2):93-115.
119. Jost, L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos* 113(2):363-375.
120. Kalko, EK. 1997. Diversity in tropical bats. In: Ulrich, H (ed.). *Tropical biodiversity and systematics*. Bonn, Alemania, Proceedings of the international symposium on biodiversity and systematic in tropical ecosystems. 13-43 p.
121. Kalko, EK. 1998. Organization and diversity of tropical bat communities through space and time. *Zoology* 101 (4):281-297.
122. Kalko, EK; Handley, CO. 2001. Neotropical bats in the canopy: diversity, community structure, and implications for conservation. *Plant ecology* 153(1-2):319-333.
123. Kalko, EK; Herre, EA; Handley Jr, CO. 1996. Relation of fig fruit characteristics to fruit-eating bats in the New and Old World tropics. *Journal of Biogeography* 23(4):565-576.
124. Kalko, EK; Ueberschaer, K; Dechmann, D. 2006. Roost Structure, Modification, and Availability in the White-throated Round-eared Bat, *Lophostoma silvicolu*m (Phyllostomidae) Living in Active Termite Nests 1. *Biotropica: The Journal of Biology and Conservation* 38(3):398-404.
125. Kareiva, P; Watts, S; McDonald, R; Boucher, T. 2007. Domesticated nature: shaping landscapes and ecosystems for human welfare. *Science* 316(5833):1866–1869.
126. Kaufman, DM. 1995. Diversity of New World mammals: universality of the latitudinal gradients of species and bauplans. *Journal of Mammalogy* 76(2):322-334.
127. Kingston, T. 2009. Analysis of species diversity of bat assemblages. In Kunz, TH; Parsons, S. eds. *Ecological and behavioral methods for the study of bats*. 2 ed. Baltimore, US, The Johns Hopkins University Press. 195-215 pp.
128. Klingbeil, BT; Willig, MR. 2009. Guild-specific responses of bats to landscape composition and configuration in fragmented Amazonian rainforest. *Journal of Applied Ecology* 46(1):203-213.
129. Klingbeil, BT; Willig, MR. 2010. Seasonal differences in population-, ensemble-and community-level responses of bats to landscape structure in Amazonia. *Oikos* 119(10):1654-1664.

130. Koleff, P. 2005. Conceptos y medidas de la diversidad beta. *in*: Sobre diversidad biológica: el significado de las diversidades alfa, beta y gamma. 19-40 p.
131. Körner, C; Ohsawa, M; Spehn, E; Berge, E; Bugmann, H; Groombridge, B; Thoma, H; Ives, J; Jodha, N; Messerli, B; Price, M; reasoned, M; Rodgers, A; Thonell, J; Yashino, M; Baron, J; Barry, R; Blais, J; Bradley, R; Hofstede, R; Kapos, V; Leavitt, P; Monson, R; Nagy, L; Schindler, D; Vinebrooke, R; Watanabe, T. 2005. Mountain systems. In: Hassan, R; Scholes, R; Ash, N (eds.). Ecosystems and human well-being: current state and trends. Millennium Ecosystem Assessment. Vol. 1. World Resources Institute. Island press. 681-716.
132. Korning, J; Balslev, H. 1994. Growth rates and mortality patterns of tropical lowland tree species and the relation to forest structure in Amazonian Ecuador. *Journal of Tropical Ecology*, 10(2):151-166.
133. Krebs, CJ. 1978. *Ecology: The Experimental Analysis of Distribution and Abundance*. 2nd edition. Harper & Row. 801 p.
134. Krebs, CJ. 1989. *Ecological methodology*. New York: Harper & Row. 654 p.
135. Kunz, TH (ed.). 1982. *Ecology of bats*. New York and London. United States of America and England. Plenum Press. 1-3.
136. Kunz, TH; Braun de Torrez, E; Bauer, D; Lobova, T; Fleming, TH. 2011. Ecosystem services provided by bats. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1223(1):1-38.
137. Kunz, TH; Parsons, S (eds.). 2009. *Ecological and behavioral methods for the study of bats*. The Johns Hopkins University Press. USA. 901 p.
138. Kunz, TH; Whitaker, JO. 1983. An evaluation of fecal analysis for determining food habits of insectivorous bats. *Canadian Journal of Zoology* 61(6):1317-1321.
139. Lande, R. 1996. Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *Oikos* 76(1):5-13.
140. Laurance, WF; Vasconcelos, HL; Lovejoy, TE. 2000. Forest loss and fragmentation in the Amazon: implications for wildlife conservation. *Oryx* 34(1):39-45.
141. LaVal, R. 2004. Impact of global warming and locally changing climate on tropical cloud forest bats. *Journal of Mammalogy* 85(2):237-244.
142. Lemke, TO. 1985. Pollen carrying by the nectar-feeding bat *Glossophaga soricina* in a suburban environment. *Biotropica* 17(2):107-111.
143. Llorente-Bousquets, J; Morrone, JJ (eds.). 2001. *Introducción a la biogeografía en Latinoamérica: teorías, conceptos, métodos y aplicaciones*. Instituto de Ecología Ecosur. UNAM. Mexico. 277 p.

144. Llorente-Bousquets, J; Morrone, JJ (eds.). 2001. Introducción a la biogeografía en Latinoamérica: teorías, conceptos, métodos y aplicaciones. Instituto de Ecología Ecosur. UNAM. Mexico. 277 p.
145. López-Baucells, A; Rocha, R; Bobrowiec, PED; Palmeirim, JM; Meyer, CFJ. 2016. Field guide to Amazonian Bats. National Institute of Amazonian Research, Manaus, Brazil. 174 p.
146. MacSwiney GMC; Clarke, FM; Racey, PA. 2008. What you see is not what you get: the role of ultrasonic detectors in increasing inventory completeness in Neotropical bat assemblages. *Journal of applied Ecology* 45(5):1364-1371.
147. Magurran, A. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Oxford, RU: Blackwell Publishing. 256 p.
148. Magurran, AE. 1988. Diversity indices and species abundance models. In: Magurran, AE. *Ecological diversity and its measurement*. Springer Netherlands. 7-42 p.
149. Marcelo-Peña, JL. 2009. *Diversidad y composición florística de un relicto de bosque secundario tardío, sector Santa Teresa, río Negro, Satipo, Junín*. Tesis Maestría. Lima, Perú. UNALM. 94 p.
150. Marcelo-Peña, JL; Reynel Rodríguez, C. 2014. Diversity patterns and floristic composition of permanent evaluative plots in the peruvian central forest. *Rodriguésia* 65(1):35-47.
151. Margalef, R. 1957. Information theory in ecology. *Memorias de la Real Academia de Ciencias y Artes de Barcelona* 32 (13): 373–449.
152. Marinho-Filho, JS; Sazima, I. 1998. Brazilian bats and conservation biology: a first survey. In: Kunz, TH; Racey, PA (eds.). *Bat biology and conservation*. Smithsonian Institution Press. 365 p.
153. Marín-Vasquez, A; Aguilar-González, AV. 2005. Murciélagos (Chiroptera) del departamento de Caquetá-Colombia. *Biota Colombiana* 6(2):211-218.
154. Martínez Mercado, PL. 2013. *Estudio de la composición de la comunidad de quirópteros en el puesto de control “El Churo” del Parque Nacional del Río Abiseo, durante la época lluviosa del año 2012*. Tesis grado. Lima, Perú. UNALM. 86 p.
155. McCain, C; Colwell, R. 2011. Assessing the threat to montane biodiversity from discordant shifts in temperature and precipitation in a changing climate. *Ecology Letters* 14(12):1236-1245.

- 156.** McCain, CM. 2007. Could temperature and water availability drive elevational species richness patterns? A global case study for bats. *Global Ecology and Biogeography* 16(1):1-13.
- 157.** McNaughton, SJ. 1977. Diversity and stability of ecological communities: a comment on the role of empiricism in ecology. *The American Naturalist* 111(979):515-525.
- 158.** MEA (Millenium Ecosystem Assessment). 2005. *Ecosystems and human well-being: biodiversity synthesis*. World Resources Institute, Washington D.C., USA.
- 159.** Medellín, R.A. 1993. Estructura y diversidad de una comunidad de murciélagos en el trópico húmedo mexicano. In: Medellín, RA; Ceballos, G. *Avances en el estudio de los mamíferos de México. Publicaciones especiales. Asociación Mexicana de Mastozoología, A. C. Vol. 1.* 333-354.
- 160.** Medellín, RA; Equihua, M; Amin, MA. 2000. Bat diversity and abundance as indicators of disturbance in Neotropical rainforests. *Conservation biology* 14(6):1666-1675.
- 161.** Medina, CE; Zeballos, H; López, E. 2012. Diversidad de mamíferos en los bosques montanos del valle de Kcosñipata, Cusco, Perú. *Mastozoología neotropical* 19(1):85-104.
- 162.** Mello, MA; Kalko, EK; Silva, WR. 2008. Diet and abundance of the bat *Sturnira lilium* (Chiroptera) in a Brazilian montane Atlantic Forest. *Journal of Mammalogy* 89(2):485-492.
- 163.** Mello, MA; Marquitti, FM; Guimaraes, PR; Kalko, E; Jordano, P; Martinez de Aguiar, MA. 2011. The missing part of seed dispersal networks: Structure and robustness of Bat-Fruit interactions. *PLoS One* 6(2):e17395.
- 164.** Mello, MAR; Schittini, GM; Selig, P; Bergallo, HG. 2004. Seasonal variation in the diet of the bat *Carollia perspicillata* (Chiroptera: Phyllostomidae) in an Atlantic Forest area in southeastern Brazil. *Mammalia* 68(1):49-55.
- 165.** Mena, JL. 2010. Respuestas de los murciélagos a la fragmentación del bosque en Pozuzo, Perú. *Revista Peruana de Biología* 17(3):277-284.
- 166.** Mena, JL; Williams M. 2002. Diversidad y patrones reproductivos de quirópteros en un área urbana de Lima, Perú. *Ecología Aplicada* 1(1-2):1-8.
- 167.** Mendoza, ZA; Linares-Palomino, R; Kvist, LP. 2006. Especies leñosas y formaciones vegetales en los bosques estacionalmente secos de Ecuador y Perú. *Arnaldoa* 13(2):324-350.

168. Meyer, CF; Kalko, E. 2008. Assemblage-level responses of phyllostomid bats to tropical forest fragmentation: land-bridge islands as a model system. *Journal of Biogeography* 35(9):1711-1726.
169. MINAM (Ministerio del ambiente, Perú). 2011. El Perú de los bosques. Ministerio del Ambiente. Programa Nacional de Conservación de Bosques para la Mitigación del Cambio Climático. Perú. 140 pp.
170. MINAM (Ministerio del ambiente, Perú). 2012. Memoria descriptiva del mapa de cobertura vegetal del Perú. Ministerio del Ambiente. Dirección General de Evaluación, Valoración y Financiamiento del Patrimonio Natural. Perú. 76 pp.
171. MINAM (Ministerio del Ambiente, Perú). 2015a. Guía de inventario de la Fauna silvestre. Dirección general de Evaluación, Valoración y Financiamiento del Patrimonio Natural, Ministerio del Ambiente, Perú. 21-25 p.
172. MINAM (Ministerio del Ambiente, Perú). 2015b. Mapa Nacional de Cobertura Vegetal, Memoria Descriptiva. Ministerio del Ambiente. Dirección General de Evaluación, Valoración y Financiamiento del Patrimonio Natural. Perú. 108 pp.
173. SNIA (Sistema Nacional de Información Ambiental, Perú). 2015. Memoria descriptiva del estudio climático y zonas de vida del departamento de Junín a escala 1:100000. Ministerio de Ambiente. Sistema Nacional de Información Ambiental. Perú. 57 p.
174. Mittermeier, RA; Myers, N; Thomsen, JB; Da Fonseca, GA; Olivieri, S. 1998. Biodiversity hotspots and major tropical wilderness areas: approaches to setting conservation priorities. *Conservation biology* 12(3):516-520.
175. Montero, J; Espinoza, C. 1999. Murciélagos filostómidos (Chiroptera, Phyllostomidae) como indicadores del estado del hábitat en el Parque Nacional Piedras Blancas, Costa Rica. General technical report. 24 p.
176. Moreno, CE. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T- Manuales y Tesis SEA. Vol. 1. Zaragoza, España. 84 pp.
177. Moreno, CE; Barragán, F; Pineda, E; Pavón, NP. 2011. Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82(4):1249-1261.
178. Moreno, CE; Barragán, F; Pineda, E; Pavón, NP. 2011. Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista mexicana de biodiversidad* 82(4):1249-1261.
179. Moreno, CE; Halffter, G. 2001. On the measure of sampling effort used in species accumulation curves. *Journal of Applied Ecology* 38(2):487-490.

- 180.** Moreno, CE; Rodríguez, P. 2010. A consistent terminology for quantifying species diversity? *Oecologia* 163:279-282
- 181.** Morim, RL; Menezes, LF; Duarte, AC; Soares, AC. 2010. Consumo de *Psychoctria suterella* Muell. Arg. (Rubiacea) por morcegos no sudeste do Brazil. *Chiroptera Neotropical* 16(1):535-538.
- 182.** Mulder, CPH; Bazeley-White, E; Dimitrakopoulos, PG; Hector, A; Scherer-Lorenzen, M; Schmid, B. 2004. Species evenness and productivity in experimental plant communities. *Oikos* 107(1):50–63.
- 183.** Munin, RL; Fischer, E; Gonçalves, F. 2012. Food habits and dietary overlap in a Phyllostomid bat assemblage in the Pantanal of Brazil. *Acta Chiropterologica* 14(1):195-204.
- 184.** Muscarella, R; Fleming, TH. 2007. The role of frugivorous bats in tropical forest succession. *Biological reviews* 82(4):573-590.
- 185.** Myers, N; Mittermeier, RA; Mittermeier, CG; Da Fonseca, GA; Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403(6772):853-858.
- 186.** Nabhan, GP. 1990. Wild Phaseolus ecogeography in the Sierra Madre Occidental, Mexico: areographic techniques for targeting and conserving species diversity. 35 p.
- 187.** Nagorsen, DW; Peterson, RL. 1980. Mammal collector's manual. Life Sciences Miscellaneous Publications, Royal Ontario Museum. 36-60 p.
- 188.** Nowak, RM; Walker, EP; Kunz, TH; Pierson, ED. 1994. Walker's bats of the world. Johns Hopkins University Press. 2-3.
- 189.** O'Farrell, MJ; Gannon, WL. 1999. A comparison of acoustic versus capture techniques for the inventory of bats. *Journal of Mammalogy* 80(1):24-30.
- 190.** Olaya, V. 2014. Sistemas de Información geográfica. 854 p.
- 191.** Olson, DM; Dinerstein, E. 2002. The Global 200: priority ecoregions for global conservation. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 89:199-224.
- 192.** Olson, DM; Dinerstein, E; Wikramanayake, ED; Burgess, ND; Powell, GVN; Underwood, EC; D'Amico, JA; Itoua, I; Strand, HE. 2001. Terrestrial ecoregions of the World: a new map of life on Earth: A new global map of terrestrial ecoregions provides an innovative tool for conserving biodiversity. *Bioscience* 51(11):933-938.
- 193.** ONERN (Oficina Nacional de Evaluación de Recursos Naturales, Perú). 1976. Mapa ecológico del Perú. Guía explicativa. Lima. 151 p.
- 194.** Oreja, JG; de la Fuente-Díaz-Ordaz, AA; Hernández-Santín, L; Buzo-Franco, D; y Bonache-Regidor, C. 2010. Evaluación de estimadores no paramétricos de la riqueza de

- especies. Un ejemplo con aves en áreas verdes de la ciudad de Puebla, México. *Animal biodiversity and conservation* 33(1):31-45.
- 195.** Pacheco, V. 2002. Mamíferos del Perú. *in*: Ceballos, G; Simonetti, J (eds.). *Diversidad y Conservación de los Mamíferos Neotropicales*. CONABIO-UNAM. México, D.F. 503-550 pp.
- 196.** Pacheco, V; Cadenillas, R; Salas, E; Tello, C; Zeballos, H. 2009. Diversidad y Endemismo de los mamíferos del Perú. *Revista Peruana de biología* 16(1):5-32.
- 197.** Pacheco, V; Márquez, G; Salas, E; Centty, O. 2011. Diversidad de mamíferos en la cuenca media del río Tambopata, Puno, Perú. *Revista Peruana de Biología* 18(2):231-244.
- 198.** Pacheco, V; Salas, E; Cairampoma, L; Noblecilla, M; Quintana, H; Ortiz, F; Palermo, P; Ledesma, R. 2007. Contribución al conocimiento de la diversidad y conservación de los mamíferos en la cuenca del río Apurímac, Perú. *Revista Peruana de Biología* 14(2):169-180.
- 199.** Pacheco, V; Solari, S. 1997. Manual de los murciélagos peruanos con énfasis en las especies hematófagas. Organización Panamericana de la Salud. 3-34.
- 200.** Papavero, N; Llorente, J; Abe, JM. 1994. Formal definitions of some new biological and geological terms for use in biogeography. *Biogeographica* 70(4):193-203.
- 201.** Parker, S. P. 1982. *Synopsis and classification of living organisms*. McGraw-Hill, New York. 2424 p.
- 202.** Patterson, B; Pacheco, V; Solari, S. 1996. Distributions of bats along an elevational gradient in the Andes of south-eastern Peru. London. *Journal of Zoology* 240(4):637-658.
- 203.** Patterson, B; Willig, M; Stevens, R. 2003. Trophic strategies, niche partitioning, and patterns of ecological organization. *In*: Kunz, T; Fenton, B (eds.). *Bat Ecology*. The University of Chicago press. United States. 536-579.
- 204.** Pech-Canche, JM; Estrella, E; Lopez-Castillo, D; Hernández-Betancourt, S; Moreno, C. 2011. Complementary and efficiency of bat capture methods in a lowland tropical dry forest of Yucatán, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82(3):896-903.
- 205.** Peet, RK. 1974. The measurement of species diversity. *Annual review of ecology and systematics* 5(1):285-307.
- 206.** Peet, RK. 1975. Relative diversity indices. *Ecology* 56(2):496-498.
- 207.** Peña-Claros, M. 2003. Changes in Forest Structure and Species Composition during Secondary Forest Succession in the Bolivian Amazon 1. *Biotropica* 35(4):450-461.

- 208.** Pennington, RT; Lavin, M; Prado, DE; Pendry, CA; Pell, SK; Butterworth, CA. 2004. Historical climate change and speciation: Neotropical seasonally dry forest plants show patterns of both Tertiary and Quaternary diversification. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Biological Sciences* 359(1443): 515-538.
- 209.** Perales Vargas, CE. 2017. Dinámica forestal en un área de bosque húmedo Premontano, Fundo Santa Teresa, distrito de Río Negro, región Junín. Tesis Grado. Lima, Perú. UNALM. 120 p.
- 210.** Pérez-Torres, J; Ahumada, JA. 2004. Murciélagos en bosques alto-andinos, fragmentados y continuos, en el sector occidental de la sabana de Bogotá (Colombia). *Universitas Scientiarum* 9:33-46.
- 211.** Perovic, P., C. Trucco, A. Tálamo, V. Quiroga, D. Ramallo, A. Lacci, A. Baungardner y F. Mohr. 2008. Guía técnica para el monitoreo de la biodiversidad. Programa de Monitoreo de Biodiversidad - Parque Nacional Copo, Parque y Reserva Provincial Copo, y Zona de Amortiguamiento. Salta, Argentina. 74 p.
- 212.** Peters, SL; Malcolm, JR; Zimmerman, BL. 2006. Effects of selective logging on bat communities in the southeastern Amazon. *Conservation Biology* 20(5):1410-1421.
- 213.** Pielou, EC. 1977. *Mathematical ecology*. Second Edition. John Wiley & Sons. New York. 385 p.
- 214.** Pimentel, D; Stachow, U; Takacs, D; Brubaker, H; Dumas, A; Meaney, JJ; O'Neil, JAS; Onsi, DE; Corzilius, DB. 1992. Conserving Biological Diversity in Agricultural/Forestry Systems. *BioScience* 42(5):354-362.
- 215.** Pinheiro, F; Diniz, IR; Coelho, D; Bandeira, MPS. 2002. Seasonal pattern of insect abundance in the Brazilian cerrado. *Austral Ecology* 27(2):132-136.
- 216.** Presley, SJ; Cisneros, LM; Patterson, BD; Willig, MR. 2012. Vertebrate metacommunity structure along an extensive elevational gradient in the tropics: a comparison of bats, rodents and birds. *Global Ecology and Biogeography* 21(10):968-976.
- 217.** Puig-Montserrat, X; Torre, I; López-Baucells, A; Guerrieri, E; Monti, MM; Ràfols-García, R; Ferrer, X; Gisbert, D; Flaquer, C. 2015. Pest control service provided by bats in Mediterranean rice paddies: linking agroecosystems structure to ecological functions. *Mammalian Biology-Zeitschrift für Säugetierkunde* 80(3):237-245.
- 218.** Pulgar-Vidal, J. 1981. *Geografía del Perú: Las ocho regiones naturales del Perú*. Editorial Universo. Lima, Perú.

219. Quesada, M; Stoner, KE; Rosas-Guerrero, V; Palacios-Guevara, C; Lobo, JA. 2003. Effects of habitat disruption on the activity of nectarivorous bats (Chiroptera: Phyllostomidae) in a dry tropical forest: implications for the reproductive success of the neotropical tree *Ceiba grandiflora*. *Oecologia* 135(3):400-406.
220. Quintana, H; Pacheco, V. 2007. Identificación y distribución de los murciélagos vampiros del Perú. *Revista Peruana de Medicina Experimental y Salud Publica* 24(1):81-88.
221. R Core Team. 2017. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
222. Ramírez-Pulido, JL; Lira, I; Gaona, S; Müdspacher, C; Castro, A. 1989. Manejo y mantenimiento de colecciones mastozoológicas. Universidad Autónoma Metropolitana. México. 17-22 p.
223. Ramos-Pereira, MJVDC. 2010. Amazonian bats: structuring of a megadiverse mammalian community. Tesis PhD. Lisboa, Portugal, Universidad de Lisboa, Portugal. 174 p.
224. Rapoport, HE; Monjeau, A. 2001. Aerografía. In: Llorente-Bousquets, J; Morrone, JJ (eds.). *Introducción a la biogeografía en Latinoamérica: teorías, conceptos, métodos y aplicaciones*. Instituto de Ecología Ecosur. UNAM. Mexico. 23-30 p.
225. Rasweiler, JJ; Cretkos, CJ; Behringer, RR. 2009. Feeding short-tailed fruit bats (*Carollia perspicillata*). *Cold Spring Harbor Protocols* 2009(3):1-6.
226. Refulio Coronado, SM. 2015. Diversidad de murciélagos a lo largo de una gradiente altitudinal en las yungas de la cuenca del Río Pampa Hermosa (Junín, Perú). Tesis grado. Lima, Perú. UNMSM. 86 p.
227. RELCOM (Red Latinoamericana para la Conservación de Murciélagos). 2012. *Boletín RELCOM* 3(1):1-2.
228. Renner, SS. 1989. A survey of reproductive biology in Neotropical Melastomataceae and Memecylaceae. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 76(2):496-518.
229. RIC (Resources Inventory Committee, Canada). 1999. Voucher specimen collection, preparation, identification and storage protocol: plants & fungi. *Standards for Components of British Columbia's Biodiversity* No. 4b.
230. Ríos Blanco, MC. 2010. Dieta y dispersión efectiva de semillas por murciélagos frugívoros en un fragmento de bosque seco tropical. Tesis Grado. Córdoba, Colombia. Pontificia Universidad Javeriana. 54 p.

- 231.** Rocha, R; Ovaskainen, O; López-Baucells, A; Farneda, FZ; Sampaio, EM; Bobrowiec, PE; Cabeza, M; Palmeirim, JM; Meyer, CF. 2018. Secondary forest regeneration benefits old-growth specialist bats in a fragmented tropical landscape. *Scientific reports* 8(1):3819.
- 232.** Rodríguez, E. 2010. Clima, informe temático. Proyecto Mesozonificación Ecológica y Económica para el Desarrollo Sostenible de la Provincia de Satipo, convenio entre el IIAP, DEVIDA y la Municipalidad Provincial de Satipo. Iquitos – Perú. 2: 24-26
- 233.** Romero, V. 2018. *Sturnira tildae*. En: Brito, J; Camacho, MA; Romero, V; Vallejo, AF (eds.). Mamíferos del Ecuador. Versión 2018.0. Museo de Zoología, Pontificia Universidad Católica del Ecuador. <https://bioweb.bio/faunaweb/mammaliaweb/FichaEspecie/Sturnira%20tildae>, acceso martes, 26 de junio de 2018.
- 234.** Root, RB. 1967. The niche exploitation pattern of the Blue-Gray Gnatcatcher. *Ecological Monographs* 37(4):317-350.
- 235.** Routledge, RD. 1977. On Whittaker's components of diversity. *Ecology*, 58(5):1120-1127.
- 236.** Saldaña-Vázquez, RA. 2014. Intrinsic and extrinsic factors affecting dietary specialization in Neotropical frugivorous bats. *Mammal Review* 44(3-4):215-224.
- 237.** Sampedro, AC; Martínez CM; Mercado, AM; Osorio, SC, Fuentes; Otero, YL; Santos, LM; Díaz, R. 2008. Refugios, período reproductivo y composición social de las poblaciones de *Desmodus rotundus* (Geoffroy, 1810) (Chiroptera: Phyllostomidae), en zonas rurales del departamento de Sucre, Colombia. *Caldasia* 30(1):127-134.
- 238.** Sasaki, N; Asner, GP; Pan, Y; Knorr, W; Durst, PB; Ma, HO; Abe, I; Lowe, AJ; Koh, LP; Putz, FE. 2016. Sustainable management of tropical forests can reduce carbon emissions and stabilize timber production. *Frontiers in Environmental Science* 4:1-13.
- 239.** Schulze, MD; Seavy, NE; Whitacre, DF. 2000. A Comparison of the Phyllostomid Bat Assemblages in Undisturbed Neotropical Forest and in Forest Fragments of a Slash-and-Burn Farming Mosaic in Petén, Guatemala. *Biotropica* 32(1):174-184.
- 240.** SERNANP (Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado, Perú). 2015. Manejo básico de QGIS para el uso en sistemas de información geográfica en ANP. Ministerio del Ambiente. Documento de trabajo. Perú. 104 p.
- 241.** Shannon, CE. 1948. A mathematical theory of communication. *The Bell System Technical Journal* 27:379–423.

- 242.** Siemers, BM; Kalko, EK; Schnitzler, HU. 2001. Echolocation behavior and signal plasticity in the Neotropical bat *Myotis nigricans* (Schinz, 1821) (Vespertilionidae): a convergent case with European species of *Pipistrellus*?. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 50(4):317-328.
- 243.** Sikes, R.S. & ACUC (Animal Care and Use Committee of the American Society of Mammalogist, United States of America). 2016. Guidelines of the American Society of Mammalogists for the use of wild mammals in research and education. *Journal of Mammalogy* 97(3):663-688.
- 244.** Simmons NB. 2005. Order Chiroptera. In: Wilson DE, Reeder DM. *Mammal species of the world. A taxonomic and geographic reference.* 3rd edition. Baltimore: Johns Hopkins University Press; 2005:312–529.
- 245.** Simmons, NB; Seymour KL; Habersetzer, J; Gunnell, GF. 2008. Primitive Early Eocene bat from Wyoming and the evolution of flight and echolocation. *Nature* 451(7180):818– 821.
- 246.** Simpson, EH. 1949. Measurement of diversity. *Nature* 163:688.
- 247.** Skole, D; Tucker, C. 1993. Tropical deforestation and habitat fragmentation in the Amazon: satellite data from 1978 to 1988. *Science* 260(5116):1905-1910.
- 248.** Soberon, J; Llorente, J.1993. The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conservation Biology* 7:480-488.
- 249.** Solari, S; Martínez-Arias, V. 2014. Cambios recientes en la sistemática y taxonomía de murciélagos Neotropicales (Mammalia: Chiroptera). *Therya* 5(1):167-196.
- 250.** Solari, S; Pacheco, V; Luna, L; Velazco, PM; Patterson, BD. 2006. Mammals of the Manu biosphere reserve. *in*: Patterson, BD; Stotz, DF; Solari, S. *Mammals and birds of the Manu Biosphere Reserve, Peru.* *Fieldiana Zoology* 110:13-22.
- 251.** Solari, S; Vivar, E; Velazco, PM; Rodríguez, JJ; Wilson, DE; Baker, RJ; Mena, JL. 2001. The Small Mammal Community of the Lower Urubamba Region, Peru. *in*: Alonso, A; Dallmeier, F; Campbell, P (eds.). *Urubamba: The biodiversity of a Peruvian rainforest* 7. 171-181 p.
- 252.** Soriano, PJ. 2000. Functional structure of bat communities in tropical rainforests and Andean cloud forests. *Ecotropicos*, 13(1):1-20.
- 253.** Stevens RD; Willig MR. 2002. Geographical ecology at the community level: perspectives on the diversity of New World bats. *Ecology* 83 (2):545-560.

- 254.** Stevens, RD. 2013. Gradients of bat diversity in Atlantic Forest of South America: environmental seasonality, sampling effort and spatial autocorrelation. *Biotropica* 45(6):764-770.
- 255.** SUNARP (Superintendencia Nacional de los Registros Públicos, Perú); SNCP (Sistema Nacional Integrado de Información Catastral Predial, Perú). 2012. Estándares Cartográficos Aplicados al Catastro. 138 p.
- 256.** Tello, JS; Stevens, RD. 2010. Multiple environmental determinants of species richness: energy, heterogeneity, and seasonality. *Ecography* 33:796-808.
- 257.** Terborgh, J. 1971. Distribution on environmental gradients: theory and a preliminary interpretation of distributional patterns in the avifauna of the Cordillera Vilcabamba, Peru. *Ecology* 52(1):23-40.
- 258.** Thies, W; Kalko, E. 2004. Phenology of neotropical pepper plants (Piperaceae) and their association with their main dispersers, two short-tailed fruit bats, *Carollia perspicillata* and *C. castanea* (Phyllostomidae). *Oikos* 104(2):362-376.
- 259.** Thomas, C. 2005. Recent evolutionary effects of climate change. In: Lovejoy, E; Hannah, L (eds.). *Climate change and biodiversity*. Yale University press. United States. 75-88.
- 260.** Tóthmérész, B. 1995. Comparison of different methods for diversity ordering. *Journal of Vegetation Science*, 6:283-290.
- 261.** Tovar Narváez, A; Tovar Ingar, C; Saito Díaz, J; Soto Hurtado, A; Regal Gastelumendi, F; Cruz Burga, Z; Veliz Rosas, C; Vásquez Ruesta, P; Rivera Campos, G. 2010. Yungas Peruanas – Bosques montanos de la vertiente oriental de los Andes del Perú: Una perspectiva ecorregional de conservación. CDC-UNALM. Lima, Perú. 150 p.
- 262.** Ugland, KI; Gray, JS; Ellingsen, KE. 2003. The species–accumulation curve and estimation of species richness. *Journal of Animal Ecology* 72(5):888-897.
- 263.** UNEP (United Nations Environment Programme). 2011. *Forests and trees*. Tunza Vol. 9(1):1-24.
- 264.** van Schaik, CP; Terborgh, JW; Wright, SJ. 1993. The phenology of tropical forests: adaptive significance and consequences for primary consumers. *Annual Review of ecology and Systematics* 24(1):353-377.
- 265.** Vargas Espinoza, A; Aguirre, L; Galarza, MI; Gareca, E. 2008. Ensamble de murciélagos en sitios con diferente grado de perturbación en un bosque montano del Parque Nacional Carrasco, Bolivia. *Mastozoología neotropical* 15(2):297-308.

- 266.** Vargas, J; Simonetti, JA. 2004. Small mammals in a tropical fragmented landscape in Beni, Bolivia. *Mammalian Biology-Zeitschrift für Säugetierkunde* 69(1):65-69.
- 267.** Vásquez, R; Rojas, R; Monteagudo, A; Meza, K; Van Der Werff, H; Ortiz-Gentry, R; Catchpole, D. 2005. Flora Vascular de la selva central del Perú: Una aproximación de la composición florística de tres Áreas Naturales Protegidas. *Arnaldoa* 12(1-2): 112-125.
- 268.** Vivar Pinares, SE. 2006. Análisis de distribución altitudinal de mamíferos pequeños en el Parque Nacional Yanachaga-Chemillén, Pasco, Perú. Tesis Msc. Lima, Perú. UNMSM. 114 p.
- 269.** Voigt CC; Kingston T. 2016. Bats in the Anthropocene. *in*: Voigt, CC; Kingston T (eds.). *Bats in the Anthropocene: Conservation of Bats in a Changing World*. Vol. 606. New York: Springer Open. 601 p.
- 270.** Vold, T; Buffett, DA. 2008. *Ecological Concepts, Principles and Applications to Conservation*, BC. 36 p.
- 271.** Voss, RS; Emmons, LH. 1996. Mammalian diversity in Neotropical lowland rainforest: a preliminary assessment. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 230:1-115.
- 272.** Voss, RS; Fleck, DW; Strauss, RE; Velazco, PM; Simmons, NB. 2016. Roosting Ecology of Amazonian Bats: Evidence for Guild Structure in Hyperdiverse Mammalian Communities. *American Museum Novitates* 3870:1-43.
- 273.** Vygotski, LS. 1978. *El desarrollo de los procesos psicológicos superiores*. Editorial Crítica. Barcelona, España. 215 pp.
- 274.** Wallace, AR. 1876. *The Geographical Distribution of Animals: With a Study of the Relations of Living and Extinct Faunas as Elucidating the Past Changes of the Earth's Surface: In Two Volumes*.
- 275.** Wetterer, AL; Rockman, MV; Simmons, NB. 2000. Phylogeny of phyllostomid bats (Mammalia: Chiroptera): data from diverse morphological systems, sex chromosomes, and restriction sites. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 248:1-200.
- 276.** Whittaker, RH. 1960. Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs* 30:279-338.
- 277.** Whittaker, RH. 1965. Dominance and diversity in land plant communities. *Science* 147(3655):250-260.
- 278.** Whittaker, RH. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* (21):213-251.

- 279.** Whittaker, RH. 1977. Evolution of species diversity in land communities. *in:* Hecht, MK; Steere, WC; Wallace, B (eds.). Birds and vascular plants. Evolutionary biology. 1-67 p.
- 280.** Willig, MR; Presley, SJ; Bloch, CP; Hice, CL; Yanoviak, SP; Díaz, MM; Arias Chauca, L; Pacheco, V; Weaver, SC. 2007. Phyllostomid bats of lowland Amazonia: effects of habitat alteration on abundance. *Biotropica* 39(6):737-746.
- 281.** Wilson, DE. 1973. Bat faunas: a trophic comparison. *Systematic Zoology* 22(1):14-29.
- 282.** Wilson, DE; Ascorra CF; Solari, S. 1996. Bats as indicators of habitat disturbance. *in:* Wilson, DE; Sandoval, A (eds.). *Manu: The Biodiversity of Southeastern Peru.* Smithsonian Institution Press/Ed. Horizonte, Lima. Perú. 613-625.
- 283.** Wilson, DE; Ascorra CF; Solari, S. 1996. Bats as indicators of habitat disturbance. *In:* Wilson, DE; Sandoval, A (eds.). *Manu: The Biodiversity of Southeastern Peru.* Smithsonian Institution Press/Ed. Horizonte, Lima. Perú. 613-625.
- 284.** Wilson, DE; Reeder, DM (eds.). 2005. *Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference.* The Johns Hopkins University Press. 1945 p.
- 285.** Wilson, EO. 1988a. The current state of biological diversity. *Biodiversity* 521(1):3-18.
- 286.** Wilson, EO. 1988b. The diversity of life. *In:* DeBlij, HJ (ed.). *Earth '88: Changing Geographic Perspectives.* National Geographic Society, Washington, D C. 68-81.
- 287.** Wilson, MV; Shmida, A. 1984. Measuring beta diversity with presence-absence data. *The Journal of Ecology*, 72(3):1055-1064.
- 288.** Winter, Y; von Helversen, O. 2003. Operational tongue length in Phyllostomid nectar-feeding bats. *Journal of mammalogy* 84(3):886-896.
- 289.** Wolda, H. 1988. Insect seasonality: Why?. *Annual review of ecology and systematics* 19(1):1-18.
- 290.** Woodman, N; Timm, RM; Arana, C; Pacheco, V; Schmidt, CA; Hooper, ED; Pacheco, AC. 1991. Annotated checklist of the mammals of Cuzco Amazonico, Peru. *Occasional papers of The Museum of Natural History, The University of Kansas* 145:1-12.
- 291.** Xuan-Mao, C; Colwell, RK; Chang, J. 2005. Estimating the species accumulation curve using mixtures. *Biometrics* 61(2):433-441.
- 292.** Young, B. 2007. *Distribución de las especies endémicas en la vertiente oriental de los andes en Perú y Bolivia.* NatureServe Arlington, Virginia, USA.
- 293.** Zohar, I; Belmaker, M. 2005. Size does matter: methodological comments on sieve size and species richness in fishbone assemblages. *Journal of Archaeological Science* 32(4):635-641.

- 294.** Zortéa, M; Alho, CJR. 2008. Bat diversity of a Cerrado habitat in central Brazil. *Biodiversity and Conservation* 17(4):791-805.

VIII. ANEXOS

ANEXO 1: Sectores de evaluación, coordenadas UTM, altitud y características de la locación de cada red.

Nombre de grupo	Número de Red	Fechas de evaluación	Zona	Este (m)	Sur (m)	Altura (m.s.n.m)
Bosque Alto (BA)	Red 1	8 al 14 de agosto 2013 (Seca), 6 al 12 de enero (Húmeda)	18 L	538180	8766020	945
	Red 2			538260	8765980	956
	Red 3			538330	8765960	970
	Red 4			538440	8765950	991
	Red 5			538480	8765890	979
	Red 6			538560	8765830	968
Quebrada (Q)	Red 1	8 al 11 de agosto 2013 (Seca), 9 al 11 de marzo (Húmeda)	18 L	538640	8765790	957
Claro (Cl)	Red 1	9 al 13 de agosto 2013 (Seca), 9 al 15 de marzo 2015 (Húmeda)	18 L	538070	8765830	879
	Red 2			538110	8765850	888
	Red 3			538070	8765860	886
Camino Bosque Alto (CBa)	Red 1	23 al 28 de julio 2014 (Seca), 6 al 10 de enero 2015 (Húmeda)	18 L	538880	8765850	998
	Red 2			538830	8765840	985
	Red 3			538760	8765820	971
	Red 4			538720	8765780	965
Camino Bosque Bajo (CBb)	Red 1	23 al 28 de julio 2014 (Seca), 28 de febrero al 3 de marzo 2015 (Húmeda)	18 L	538470	8765660	936
	Red 2			538540	8765660	938
	Red 3			538590	8765690	942
	Red 4			538630	8765730	949
Quebrada Vrae (QVr)	Red 1	29 de julio al 2 de agosto 2014 (Seca), 28 de febrero al 3 de marzo 2015 (Húmeda)	18 L	538380	8765290	881
	Red 2			538410	8765310	885
	Red 3			538460	8765340	896
Monte bajo (MB)	Red 1	29 de julio al 2 de agosto 2014 (Seca), 5 al 9 de marzo 2015 (Húmeda)	18 L	538340	8765670	926
	Red 2			538320	8765710	924
Desviación Camino (DC)	Red 1	29 de julio al 2 de agosto 2014 (Seca), 5 al 9 de marzo 2015 (Húmeda)	18 L	538400	8765565	922
	Red 2			538390	8765530	916
	Red 3			538390	8765490	909

ANEXO 2: Esfuerzo de muestreo realizado en cada sector evaluado.

Nombre de grupo	Fecha de muestreo	Largo de Red (m)	Cantidad de redes	Metros de Red total (m)	Tiempo de exposición (h)	Repeticiones (Noches)	Tiempo de exposición total (h)	Esfuerzo total (m*h)	Esfuerzo total (Red*Noche)
Bosque Alto	8 al 14 de agosto 2013 (Seca)	12	6	72	6	5	30	2160	30
	6 al 12 de enero (Húmeda)	12	6	72	6	5	30	2160	30
Quebrada	8 al 11 de agosto 2013 (Seca)	12	1	12	6	2	12	144	2
	9 al 11 de marzo (Húmeda)	12	1	12	6	2	12	144	2
Claro	9 al 13 de agosto 2013 (Seca)	12	3	36	6	4	24	864	12
	9 al 15 de marzo 2015 (Húmeda)	12	3	36	6	4	24	864	12
Camino Bosque Alto	23 al 28 de julio 2014 (Seca)	12	4	48	6	4	24	1152	16
	6 al 10 de enero 2015 (Húmeda)	12	4	48	6	4	24	1152	16
Camino Bosque Bajo	23 al 28 de julio 2014 (Seca)	12	4	48	6	4	24	1152	16
	28 de febrero al 3 de marzo 2015 (Húmeda)	12	4	48	6	4	24	1152	16
Quebrada Vrae	29 de Julio al 2 de agosto 2014 (Seca)	12	3	36	6	4	24	864	12
	28 de febrero al 3 de marzo 2015 (Húmeda)	12	3	36	6	4	24	864	12
Monte bajo	29 de Julio al 2 de agosto 2014 (Seca)	12	2	24	6	4	24	576	8
	5 al 9 de marzo 2015 (Húmeda)	12	2	24	6	4	24	576	8
Desviación Camino	29 de Julio al 2 de agosto 2014 (Seca)	12	3	36	6	4	24	864	12
	5 al 9 de marzo 2015 (Húmeda)	12	3	36	6	4	24	864	12

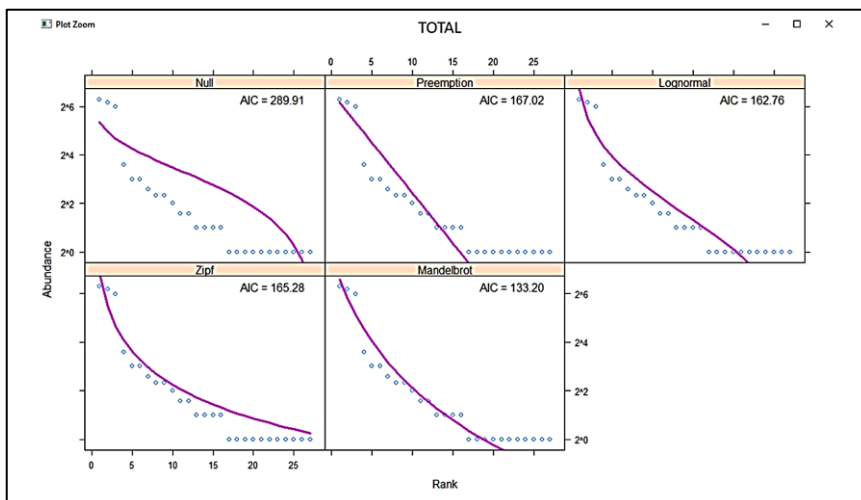
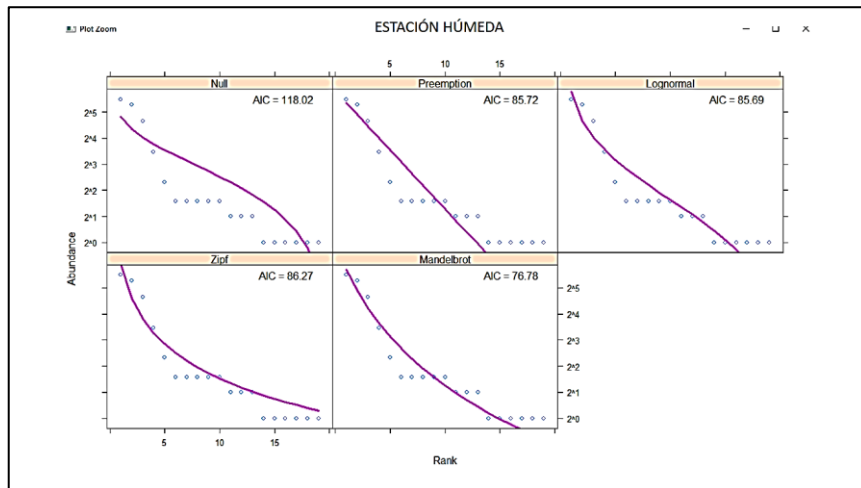
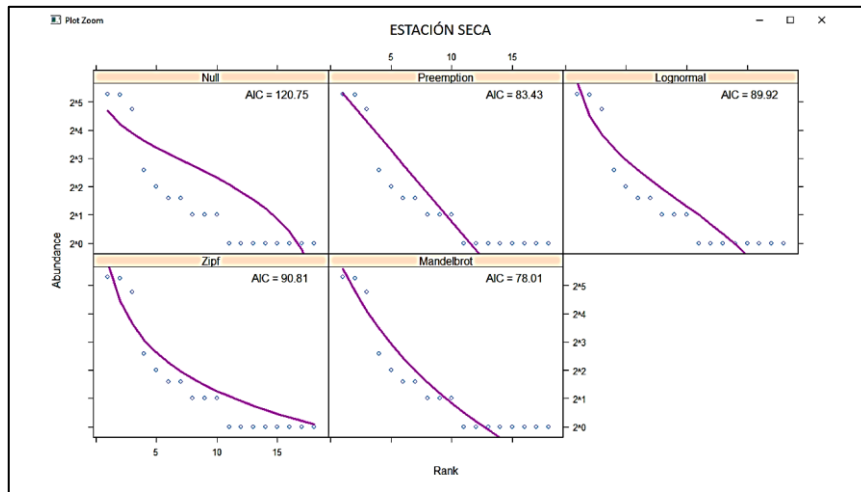
ANEXO 3: Lista de especies con sus nombres comunes, abundancias relativas y estado de conservación nacional e internacional.

Familia	Subfamilia	Especies	N° Ind.	Nacional	IUCN
Phyllostomidae	Stenodermatinae	<i>Artibeus lituratus</i>	4	-	LC
		<i>Artibeus planirostris</i>	12	-	LC
		<i>Dermanura anderseni</i>	1	-	LC
		<i>Dermanura gnoma</i>	1	-	LC
		<i>Dermanura glauca</i>	6	-	LC
		<i>Sturnira lilium</i>	8	-	LC
		<i>Sturnira erythromos</i>	1	-	LC
		<i>Sturnira magna</i>	5	-	LC
		<i>Sturnira oporaphilum</i>	2	-	LC
		<i>Sturnira tildae</i>	8	-	LC
		<i>Mesophylla macconnelli</i>	1	-	LC
		<i>Platyrrhinus infuscus</i>	3	-	LC
		<i>Platyrrhinus masu</i>	3	-	LC
		<i>Uroderma bilobatum</i>	5	-	LC
		<i>Vampyriscus bidens</i>	2	-	LC
		<i>Vampyressa thylene</i>	2	-	LC
		<i>Vampyrodes caraccioli</i>	1	-	LC
		<i>Enchisthenes hartii</i>	1	-	LC
		Carolliinae	<i>Carollia benkeithi</i>	63	-
	<i>Carollia brevicauda</i>		72	-	LC
<i>Carollia perspicillata</i>	78		-	LC	
Glossophaginae	<i>Glossophaga soricina</i>	1	-	LC	
Lonchophyllinae	<i>Hsunycteris thomasi</i>	1	-	LC	
Phyllostominae	<i>Lophostoma silvicolum</i>	2	-	LC	
Vespertilionidae	Vespertilioninae	<i>Eptesicus andinus</i>	1	-	LC
	Myotinae	<i>Myotis keaysi</i>	1	-	LC
		<i>Myotis riparius</i>	1	-	LC

ANEXO 4: Lista de especies presentes en cada estación climáticas evaluadas.

Especies	Seca	Húmeda	Ambas Estaciones
<i>Artibeus lituratus</i>	X	X	X
<i>Artibeus planirostris</i>	X	X	X
<i>Dermanura anderseni</i>	-	X	-
<i>Dermanura gnoma</i>	X	-	-
<i>Dermanura glauca</i>	X	X	X
<i>Sturnira lilium</i>	X	X	X
<i>Sturnira erythromos</i>	-	X	-
<i>Sturnira magna</i>	X	X	X
<i>Sturnira oporophilum</i>	X	-	-
<i>Sturnira tildae</i>	X	X	X
<i>Mesophylla macconnelli</i>	-	X	-
<i>Platyrrhinus infuscus</i>	-	X	-
<i>Platyrrhinus masu</i>	-	X	-
<i>Uroderma bilobatum</i>	X	X	X
<i>Vampyriscus bidens</i>	-	X	-
<i>Vampyressa thyone</i>	-	X	-
<i>Vampyrodes caraccioli</i>	-	X	-
<i>Enchisthenes hartii</i>	-	X	-
<i>Carollia benkeithi</i>	X	X	X
<i>Carollia brevicauda</i>	X	X	X
<i>Carollia perspicillata</i>	X	X	X
<i>Glossophaga soricina</i>	X	-	-
<i>Hsunycteris thomasi</i>	X	-	-
<i>Lophostoma silvicolium</i>	X	-	-
<i>Eptesicus andinus</i>	X	-	-
<i>Myotis keaysi</i>	X	-	-
<i>Myotis riparius</i>	X	-	-

ANEXO 5: Resultados de la comparación de modelos de curvas de Rango-Abundancia para cada estación climática y para el total del muestreo.



ANEXO 6: Tabla de especies, sus gremios tróficos y la referencia de documentación previa de su dieta.

Especies	Gremio Trófico	Referencia	Seca	Húmeda
<i>Artibeus lituratus</i>	VIII	Kalko <i>et al.</i> (1996)	x	X
<i>Artibeus planirostris</i>	VIII	Kalko <i>et al.</i> (1996)	x	X
<i>Dermanura anderseni</i>	VIII	Kalko <i>et al.</i> (1996)	-	X
<i>Dermanura gnoma</i>	VIII	Kalko <i>et al.</i> (1996)	x	-
<i>Dermanura glauca</i>	VIII	Muñoz <i>et al.</i> (2018)	x	X
<i>Sturnira lilium</i>	VIII	Flores-Saldaña (2008)	x	X
<i>Sturnira erythromos</i>	VIII	Jarrín-V y Fonseca (2001)	-	X
<i>Sturnira magna</i>	VIII	Arguero <i>et al.</i> (2012)	x	X
<i>Sturnira oporaphilum</i>	VIII	Flores-Saldaña (2008)	x	-
<i>Sturnira tildae</i>	VIII	Flores-Saldaña (2008)	x	X
<i>Mesophylla macconnelli</i>	VIII	Kalko <i>et al.</i> (1996)	-	X
<i>Platyrrhinus infuscus</i>	VIII	Kalko <i>et al.</i> (1996)	-	X
<i>Platyrrhinus masu</i>	VIII	Kalko <i>et al.</i> (1996)	-	X
<i>Uroderma bilobatum</i>	VIII	Kalko <i>et al.</i> (1996)	x	X
<i>Vampyriscus bidens</i>	VIII	Kalko y Handley (2001)	-	X
<i>Vampyressa thyone</i>	VIII	Muñoz <i>et al.</i> (2018)	-	X
<i>Vampyrodes caraccioli</i>	VIII	Kalko <i>et al.</i> (1996)	-	X
<i>Enchisthenes hartii</i>	VIII	Jarrín-V y Fonseca (2001)	-	X
<i>Carollia benkeithi</i>	VIII	Flores-Saldaña (2008)	x	X
<i>Carollia brevicauda</i>	VIII	Kalko <i>et al.</i> (1996)	x	X
<i>Carollia perspicillata</i>	VIII	Flores-Saldaña (2008)	x	X
<i>Glossophaga soricina</i>	IX	Kalko <i>et al.</i> (1996)	x	-
<i>Hsunycteris thomasi</i>	IX	Kalko y Handley (2001)	x	-
<i>Lophostoma silvicolium</i>	IV	Flores-Saldaña (2008)	x	-
<i>Eptesicus andinus</i>	I	Iñiguez (1993)	x	-
<i>Myotis keaysi</i>	II	Jarrín-V y Fonseca (2001)	x	-
<i>Myotis riparius</i>	I	Kalko <i>et al.</i> (1996)	x	-

ANEXO 7: Registro fotográfico de la evaluación en campo y las especies encontradas.

Foto 1: Caminata de búsqueda de sitios de posible pase de murciélagos.



Foto 2: Instalación de redes de niebla a nivel Sotobosque.



Foto 3: Zona de borde donde se evidencia la presión antrópica sobre el bosque del Fundo.



Foto 4: Bosque secundario del IRD – Fundo Santa Teresa.



Foto 5: Panorama de los cultivos y el bosque del IRD – Fundo Santa Teresa.



Foto 6: Campos de cultivo en limpio de ajíes del IRD – Fundo Santa Teresa.



Foto 7: Enseñando el proceso de determinación de especies en campo.



Foto 8: Manipulando a un murciélago capturado en redes de niebla.



Foto 9: Murciélago atrapado en una de las bolsas de la red de niebla.



Foto 10: Analizando las características morfológicas de un individuo para su determinación a nivel específico, utilizando guías de identificación especializadas.



Foto 11: Analizando la condición reproductiva de *Carollia benkeithi* capturado.



Foto 12: Fotografiando a un individuo para su posterior análisis en gabinete.



Foto 13: Un individuo hembra de *Artibeus lituratus* junto a su cría.



Foto 14: Individuo de *Artibeus planirostris*.



Foto 15: Individuo de *Carollia perspicillata*.



Foto 16: Individuo de *Sturnira lilium*.



Foto 17: Individuo de *Lophostoma silvicolum*.



Foto 18: Individuo de *Dermanura glauca*.



Foto 19: Individuo de *Sturnira oporaphilum*.



Foto 20: Individuo de *Myotis keaysi*.



Foto 21: Individuo de *Eptesicus andinus*.



Foto 22: Individuo de *Vampyressa thyone*.



Foto 23: Individuo de *Hsunitycteris thomasi*.



Foto 24: Individuo de *Sturnira erythromos*.



Foto 25: Individuo de *Sturnira magna*.



Foto 26: Individuo de *Uroderma bilobatum*.

