

Títol del treball:

Estudi de la diversitat de quiròpters de sotabosc de la Comunitat amazònica de Sant Rafael i la seva Reserva comunal

Estudiant: Júlia Mayol Pérez

Grau en Biologia

Correu electrònic: u1928128@campus.udg.edu

Tutor: Sílvia Abril

Cotutor*: Neus Collado Alsina

Empresa/institució: Evergreen Institute

Vistiplau tutor (i cotutor*):

Nom del tutor: Sílvia Abril

Nom del cotutor*: Neus Collado Alsina

Empresa/institució: Evergreen Institute

Correu(s) electrònic(s): neuscoal@gmail.com; silvia.abril@udg.edu

*si hi ha un cotutor assignat

Data de dipòsit de la memòria a secretaria de coordinació:

Agraïments

Voldria agrair als membres d'Evergreen Institute per donar-me l'oportunitat d'haver pogut realitzar aquest estudi i haver viscut aquesta gran experiència a Sant Rafael. Primer de tot al biòleg Esteban Fong per haver-me ajudat en tot moment, tan dins la comunitat com fora facilitant-me ajuda i informació, i a la Dra. Neus Collado per donar-me totes les facilitats per poder iniciar aquest estudi, ja que amb ella va començar tot.

També m'agradaria donar les gràcies a totes les persones que van estar a la Comunitat i van participar en els mostrejos junt amb l'Esteban, ja que sense ells no hagués pogut realitzar aquest projecte, en especial als estudiants de biologia de la UNAP, Ítalo i Maicon.

També a la Lígia, a l'Andrea i a l'Orson, que junt amb totes les famílies de la Comunitat que ens van acollir, em van ajudar en tot moment i em van fer sentir com si estigués a casa.

I per descomptat a la Dra. Sílvia Abril, per prestar-me la seva ajuda i orientar-me en tot moment durant l'elaboració de la memòria. I a l'Alba i a l'Inés, per ajudar-me amb l'anglès.

Abstract

The Amazon jungle is a zone of great importance in regards of its diversity; due to its climatic characteristics it offers optimal conditions to a big number of species, animal and vegetal. In particular the chiropters, present an elevated diversity and abundance in the neotropic zones and their populations are fundamental to the good functioning of the communities and even the ecosystem. Especially those that belong to the family Phyllostomidae, the majority frugivorous who have a huge importance in the seed dispersion and, with that, they intervene in the regeneration and succession of the forest. The population of chiropters it's in decline due to being subjugated to a combination of menaces occasioned mainly by human activity, the majority of said menaces are related to the alteration of nature, and so, directly related with the bat's habitat perturbation.

The main objective of this study is to determine the diversity of the chiropters of two sampled zones in Sant Rafael, the Community and its communal Reserve. To be able to determine if there are differences between both studied zones and analyze if said differences have been occasioned by the anthropization of the area.

This study took place between the months of April through May of 2017 in which the capturing of bat specimens found in 5 points of the Community of Sant Rafael and in 3 points of its Communal Reserve during 24 nights of sampling was conducted. 384 individuals from 6 different subfamilies were captured, those were: Carollinae, Glossophaginae, Lonchophyllinae, Phyllostominae, Stenodermatinae and Stenodermatinae (Sturnirini). The subfamily that dominates the population of chiropters in the Community (45% in regards of wealth and 62% in abundance) and in the Reserve (47% and 56% respectively) it's the Stenodermatinae.

In the Community the species that exceed are those with generalistic diets and an elevated capacity to adapt to perturbed habitats, the ones who were mostly captured were *Uroderma bilibatum*, *Carollia brevicauda* and *Carollia perspicillata*. However in the Reserve the species that exceed are those who have a preference for primary forests with an elevated vegetal cover, in this case the species of the *Artibeus* genre

More than 65% of the individuals of both studied zones were adults. In the Community there was a bigger diversity of males (68%) than females (32%) due to those being more vulnerable to perturbations, whereas in the Reserve it's the opposite

A bigger wealth and diversity was obtained in the Reserve with a bigger dominance, and so less fairness than in the Community, but the differences between both zones are not taken into account due to those not being statistically significant.

Lastly two groups are clearly differentiated; those zones belonging to the Community have more resemblance between each other, in regards of number of species and relative abundance, than with those zones in the Reserve that at the same time also have bigger indexes of similarity. Both groups gather with an index of similarity of 0'214 in the Jaccard index and 0'237 in the Sørensen index quantitative.

Resum

La selva amazònica és una zona de gran importància en quan a diversitat, ja que per les característiques climàtiques ofereix unes condicions òptimes per una gran quantitat d'espècies tant animals com vegetals. En concret els quiròpters, presenten una elevada diversitat i abundància en les zones del neotròpic i les seves poblacions són fonamentals pel bon funcionament de les comunitats i inclús dels ecosistemes. Sobretot aquells que pertanyen a la família Phyllostomidae, la majoria frugívors, que tenen un paper clau en la dispersió de llavors i per tant intervenen en la regeneració i successió dels boscos. Les poblacions de quiròpters es troben en declivi perquè es veuen sotmeses a tot un conjunt d'amenaques ocasionades principalment per l'activitat dels éssers humans, i la majoria d'aquestes amenaces estan relacionades amb l'alteració del medi natural, per tant, directament relacionades amb la pertorbació de l'hàbitat dels ratpenats.

El principal objectiu d'aquest estudi va ser la determinació de la diversitat de quiròpters de dues zones mostrejades de Sant Rafael, la Comunitat i la seva Reserva comunal. Per poder determinar si hi havia diferències entre aquestes dues zones estudiades i analitzar si aquestes diferències havien sigut ocasionades per l'antropització de la zona.

Aquest estudi va tenir lloc entre els mesos d'abril i maig del 2017 on es va realitzar la captura dels espècimens de ratpenats que hi havia en 5 punts de la Comunitat de Sant Rafael i en 3 punts de la seva Reserva comunal durant 24 nits de mostreig. Es van capturar 384 individus de 6 subfamílies diferents: Carollinae, Glossophaginae, Lonchophyllinae, Phyllostominae, Stenodermatinae i Stenodermatinae (Sturnirini). La subfamília que dominava les poblacions de quiròpters de la Comunitat (45% en termes de riquesa i 62% en abundància) i de la Reserva (47% i 56% respectivament) era Stenodermatinae.

En la Comunitat dominaven espècies amb dietes generalistes i una elevada capacitat per adaptar-se a hàbitats pertorbats, les més capturades van ser *Uroderma bilibatum*, *Carollia brevicauda* i *Carollia perspicillata*. En canvi en la Reserva dominaven les espècies que tenen una preferència per els boscos primaris amb una elevada cobertura vegetal, en aquest cas les espècies del gènere *Artibeus*.

Més del 65% dels individus de les dues zones estudiades eren adults. En la Comunitat hi havia més diversitat de mascles (68%) que de femelles (32%) perquè aquestes són més vulnerables a les pertorbacions, en canvi en la Reserva a la inversa.

Es va obtenir una major riquesa i diversitat en la Reserva amb una major dominància, per tant menor equitativitat que en la Comunitat però les diferències entre les dues zones no es tenen en compte perquè no són estadísticament significatives, excepte la riquesa.

Per últim es diferencien clarament dos grups, aquells punts que pertanyen a la Comunitat tenien més semblança entre ells, en quant a número de espècies i abundància relativa, que amb els punts de la Reserva que alhora aquests també tenen uns índexs de similitud major. Els dos grups s'agrupaven amb un índex de similitud de 0'214 en el cas de l'índex de Jaccard i 0'237 en l'índex de Sørensen quantitatiu.

Resumen

La selva amazónica es una zona de gran importancia en cuanto a diversidad se refiere, dado a sus características climáticas que ofrecen unas condiciones idóneas para una gran cantidad de especies tanto animales como vegetales. En concreto los quirópteros, presentan una elevada diversidad y abundancia en las zonas del neotrópico i sus poblaciones son fundamentales para el buen funcionamiento de las comunidades e incluso de los ecosistemas. Sobretudo aquellos que pertenecen a la familia Phyllostomidae, la mayoría frugívoros que tienen un papel clave en la dispersión de semillas y por tanto intervienen en la regeneración i sucesión de los bosques. Las poblaciones de quirópteros se encuentran en declive porque se encuentran sometidas a un conjunto de amenazas ocasionadas principalmente por la actividad del ser humano, y la mayoría de estas amenazas están relacionadas con la alteración del medio natural, es decir, están directamente relacionadas con la perturbación del hábitat de los murciélagos.

El principal objetivo de este estudio fue la determinación de la diversidad de quirópteros de dos zonas muestreadas de San Rafael, la Comunidad y su Reserva comunal. Para poder determinar si había diferencias entre estas dos zonas estudiadas y analizar si estas diferencias habían sido ocasionadas por la antropización de la zona.

Este estudio tuvo lugar entre los meses de abril y mayo del 2017 donde se realizó la captura de los especímenes de murciélagos que había en 5 puntos de la Comunidad de San Rafael y 3 puntos de su Reserva comunal durante 24 noches de muestreo. Se capturaron 384 individuos de 6 subfamilias diferentes: Carollinae, Glossophaginae, Lonchophyllinae, Phyllostominae, Stenodermatinae i Stenodermatinae (Sturnirini). La subfamilia que dominaba las poblaciones de quirópteros de la Comunidad (45% en términos de riqueza y 62% en abundancia) y de la Reserva (47% i 56% respectivamente) es Stenodermatinae.

En la Comunidad dominaban especies con dietes generalistas y una elevada capacidad para adaptarse a hábitats perturbados, las más capturadas fueron *Uroderma bilibatum*, *Carollia brevicauda* y *Carollia perspicillata*. En cambio en la Reserva dominaban especies que tienen una preferencia por los bosques primarios con una elevada cobertura vegetal, en este caso las especies del genero *Artibeus*.

Más del 65% de los individuos de las dos zonas estudiadas eran adultos. En la Comunidad había más diversidad de machos (68%) que de hembras (32%) porque estas son más vulnerables a las perturbaciones, en cambio en la Reserva a la inversa.

Se obtuvo una mayor riqueza y diversidad en la Reserva con una mayor dominancia, por lo tanto, una menor equitatividad que en la Comunidad pero las diferencias entre las dos zonas no se tienen en cuenta porque no son estadísticamente significativas, excepto la riqueza.

Por último se diferencian claramente dos grupos, aquellos puntos que pertenecen a la Comunidad tienen más parecido entre ellos, en cuanto a número de especies y abundancia relativa, que con los puntos de la Reserva, que a la vez, estos también tienen unos índices de similitud mayor. Los dos grupos se agrupan en un índice de similitud de 0'214 en el caso del índice de Jaccard y 0'237 en el índice de Sørensen cuantitativo.

Índex

1. Introducció	1
1.1 Riquesa de Sud Amèrica	1
1.2 Classificació dels ratpenats.....	1
1.3 Característiques dels ratpenats	2
1.3.1 El vol	2
1.3.2 L'ecolocalització	3
1.3.3 La reproducció.....	3
1.3.4 L'alimentació	4
1.3.5 Organització social	5
1.4 Problemàtica dels ratpenats.....	5
1.4.1 Aplicacions dels quiròpters	7
2. Objectives	8
3. Metodologia	9
3.2 Captura i manipulació dels quiròpters	10
3.2.1 Col·locació de les xarxes.....	11
3.2.2 Retirada dels ratpenats	12
3.2.3 Identificació i mesura dels quiròpters.....	12
3.2.4 Anàlisi estadística	13
4. Resultats	14
4.1 Subfamílies capturades	14
4.2 Acumulació d'espècies	16
4.3 Abundància relativa.....	18
4.4 Abundància del Bosc secundari.....	19
4.5 Abundància i Riquesa de subfamílies	19
4.6 Proporció sexes.....	21
4.7 Proporció edats	21
4.8 Diversitat	22
4.8.1 Diversitat α	22
4.8.2 Diversitat β	24
4.9 Dendogrames	25
4.9.1 Dendograma Jaccard	25

4.9.2 Dendograma Sørensen quantitatiu	25
4.10 Distinció taxonòmica	26
5. Discussió	27
5.1 Discussió de resultats	27
5.2 Ètica i sostenibilitat.....	29
6. Conclusions	30
7. Bibliografia	30

1. Introducció

1.1 Riquesa de Sud Amèrica

Sud Amèrica és una regió amb una gran riquesa i diversitat d'espècies de mamífers, en especial els boscos tropicals, que són un dels ecosistemes terrestres més importants en quant a la conservació de la biodiversitat i el manteniment ambiental del planeta, gràcies al seu paper en el cicle hidrològic i del carboni (Jiménez-Ortega *et al.*, 2008). En el neotròpic, els ratpenats són un dels grups de mamífers més abundants, junt amb els rosegadors i marsupials, representen el 24% de les espècies del món (Voss i Emmons, 1996). Meserve l'any 2007 va estimar que hi havia 219 espècies de ratpenats -equivalent al 22% del total reconegut en aquell moment-, i actualment es coneixen 9 famílies, 80 gèneres i aproximadament 302 espècies (Díaz *et al.*, 2016).

Perú és un dels països amb major diversitat de ratpenats en tot el món (Pacheco *et al.*, 2009; Lim *et al.*, 2010; Velasco i Cadenillas, 2011). Concretament, Loreto, que és la regió de Perú que es troba dins la regió amazònica, és la que té més riquesa d'espècies (Flect *et al.*, 2009; Hice *et al.*, 2004). La ciutat d'Iquitos (vegeu la Figura 1), capital del departament de Loreto, és la ciutat més gran i poblada de l'Amazònia peruana. A causa de trobar-se rodejada de vegetació, té el desplaçament permanent de ratpenats entre les àrees naturals i les urbanes, fet que permet trobar espècies típicament d'ambients naturals a la ciutat i a l'inversa (Díaz i Linares, 2012).

Figura 1. Mapa amb la localització de la ciutat d'Iquitos, dins el Departament de Loreto, Perú. **Extret de: Google Maps.**



La regió amazònica és tan rica en espècies gràcies a les seves condicions ambientals. És una zona òptima per a un gran nombre d'espècies donat que no troben una estacionalitat molt marcada. Dins d'aquesta trobem l'època seca i els períodes de pluges, produint que la disponibilitat de nutrients variï segons el període de l'any. Cal remarcar, però, que els factors temperatura i humitat globals són més estables que en la majoria del planeta. A part de considerar que les condicions són més constants, aquestes són idònies per les activitats vitals de gran part de les espècies animals. L'elevada temperatura i humitat, característica d'aquestes zones, junt amb la pluviositat present en època de pluges, afavoreix tant la presència d'espècies endèmiques com d'espècies migratòries, on aquestes últimes en presència de condicions desfavorables es desplacen cap als boscos tropicals (Serra *et al.*, 2008).

1.2 Classificació dels ratpenats

Els ratpenats són mamífers de l'ordre Chiroptera (Blumenbach, 1779), és per aquesta raó que normalment també se'ls anomena quiròpters. Hi ha més de 1100 espècies vivents descrites (Simmons, 2005) i són els únics mamífers que tenen capacitat de volar. Aquest grup de mamífers va aparèixer fa entre 50 i 65 milions d'anys, durant l'eocè, però la història evolutiva que es va seguir per arribar a la seva diversificació és encara

una incògnita; pel moment, només hi ha teories especulatives degut a l'escassetat de fòssils (Fenton i Ratcliffe, 2010).

Els ratpenats són organismes, la majoria petits, amb ossos molt fràgils, fet que no ha facilitat la seva conservació (Tirira, 1998). Es col·loca la seva aparició a l'eocè, ja que s'han trobat fòssils a Wyoming i Alemanya de parts pectorals d'ancestres de ratpenats datats d'aquesta època. En aquests ja es poden observar indicis de capacitat de vol, on aquesta característica distintiva es creu que va aparèixer una sola vegada en la línia evolutiva, donat que no s'han trobat fòssils o espècies vivents que no tinguin aquesta qualitat

La seva mida és molt variable, l'envergadura alar està entre els 2 cm en l'espècie més petita i els 2 metres la més gran enregistrada. El seu pes corporal adult va dels 1'5 grams a 1'5 quilograms respectivament, tot i que la majoria de les espècies tenen un pes que oscil·la al voltant dels 50 grams.

Fa aproximadament uns 10 anys els ratpenats es classificaven en Microchiroptera i Megachiroptera, però aquesta agrupació es va descartant a mesura que es realitzen més estudis morfològics i sobretot genètics. La nova classificació els diversifica en dos subordres: els Yinpterochiroptera i els Yangochiroptera. Tots tenen la capacitat de volar i la majoria també tenen un sistema d'orientació basat en l'ecolocalització, excepte els Pteropodidae, que són els que antigament anomenaven Megaquiròpters.

A continuació es nombren les famílies que s'han determinat fins l'actualitat a Sud Amèrica. Aquest llistat s'ha extret a partir de la recopilació d'espècies que van fer Simmons *et al.*, 2005 i de l'actualització taxonòmica per a Sud Amèrica (Gardner, 2008).

Família	Emballonuridae	Família	Mormoopidae
Família	Phyllostomidae	Família	Nonctiliodontidae
Subfamília	Carollinae	Família	Furipteridae
	Desmodontinae	Família	Thyropteridae
	Glossophaginae	Família	Natalidae
	Lonchophyllinae	Família	Molossidae
	Phyllostominae	Família	Vespertilionidae
	Stenodermatinae		
	Stenodermatinae (Sturnirini)		

Taula 1. Llistat de les famílies de ratpenats de Sud Amèrica determinades fins l'actualitat.

De les 302 espècies estudiades a Sud Amèrica, 20 pertanyen a la família Emballonuridae, 175 corresponen a la família Phyllostomidae, 7 Mormoopidae, 2 Nonctiliodontidae, 2 Furipteridae, 5 Thyropteridae, 3 Natalidae, 40 Molossidae i per últim, 48 que pertanyen a la família Vespertilionidae.

1.3 Característiques dels ratpenats

1.3.1 El vol

Les adaptacions al vol tenen una semblança a la de les aus a causa dels processos de convergència evolutiva entre ambdós grups per l'explotació del medi aeri. La seva àrea de distribució és molt àmplia gràcies a aquesta capacitat de recórrer grans distàncies, fet que porta a caracteritzar ratpenats en tots els hàbitats terrestres excepte l'alt Àrtic, l'Antàrtida i algunes illes oceàniques remotes.

Tenen les extremitats anteriors amb una membrana alar anomenada patagi (Figura 2), que uneix tots els dits excepte el polze. Aquesta és la característica principal que els distingeix de la resta d'espècies de la classe Mammalia (Fenton i Ratcliffe, 2010).

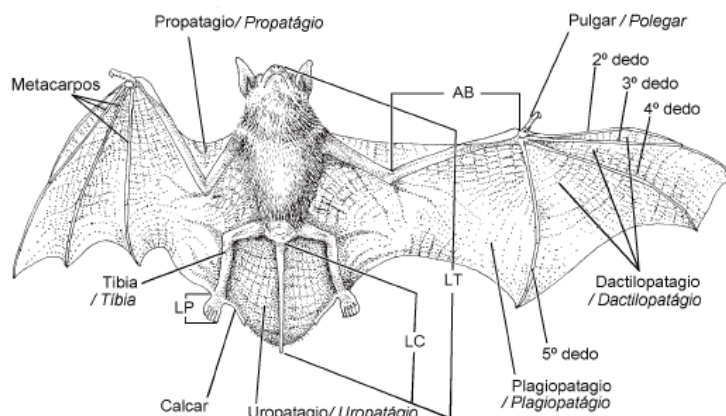


Figura 2. Il·lustració on es mostren les parts del cos d'un ratpenat. "AB" és l'avantbraç, "LT" la longitud total del cos, "LC" la longitud de la cua i "LP" correspon a la longitud de la pota.

Extret de: Díaz *et al.*, 2016.

1.3.2 L'ecolocalització

Una altra característica molt important en els quiròpters, que junt amb la capacitat de volar pot haver sigut la causa de la gran radiació adaptativa que han patit, és l'ecolocalització laríngea. L'ecolocalització és el procés que utilitzen els ratpenats per tenir consciència de l'espai que ocupen les preses o obstacles que hi ha pel camí i orientar-se. Aquesta característica es produeix emetent ultrasons amb les cordes vocals, els quals no són perceptibles pels éssers humans. Quan els ultrasons reboten contra un obstacle o individu, el ratpenat pot determinar la distància a la qual es troba l'obstacle o presa en qüestió, així com la seva mida i velocitat relativa, gràcies a la freqüència i intensitat dels ultrasons que li arriben de tornada. Per poder captar les ones sonores necessiten del sentit de l'oïda, a més d'ésser necessari per desplaçar-se i orientar-se en el vol, tal i com van demostrar Spallanzani i Jurine al 1793. No va ser, però, fins a l'any 1941 que Griffin i Galambos utilitzen el concepte d'ecolocalització per definir com un animal pot localitzar objectes que no pot veure ni tocar a partir de l'emissió de senyals acústiques i anàlisis dels seus ecos.

El seu origen en l'evolució es desconeix, ja que els fòssils més antics es troben aplanats i no informen sobre aquest tret, creient que aquesta qualitat junt al vol, poden haver sigut essencials en l'ús d'una font d'aliments que no havia estat explotada prèviament, que són els insectes nocturns. D'aquesta manera, aconsegueixen eliminar la competència per l'aliment i a més redueixen el risc de depredació dels ocells predadors. Hi ha 3 escoles de pensament sobre l'evolució dels dos trets claus dels ratpenats, la que defensa que primer va aparèixer el vol, els que diuen que primer va ser l'ecolocalització, i finalment, els que defensen l'evolució simultània de les dues característiques (Serra *et al.*, 2008).

1.3.3 La reproducció

Les comunitats de ratpenats són molt complexes i és difícil estudiar-les, però el que sí s'ha determinat ha sigut el cicle reproductiu. Són freqüents les espècies neotropicals que tenen un patró bimodal, podent arribar a fer tres gestacions a l'any, però d'una única cria en cada una.

Altres presenten un cicle anual d'una cria, que en alguns casos, les femelles estan sincronitzades per parir en un interval de poques setmanes a totes les cries del refugi. Els nounats pesen entre un 25% i un 30% de la massa corporal post-part de la mare (Figura 3), i el part i la lactància de les cries requereix una pèrdua d'energia molt gran (Willing, 1985).



Figura 3. Individu de *Carollia brevicauda* amb la seva cria. **Extret de: Font pròpia.**

Medellín *et al.*, 1993, va concloure que la majoria d'espècies estudiades presentaven un patró estacional, com per exemple els insectívors, que són gestants en la època seca i la lactància de les cries comença al final de la sequera. Una possible explicació és que el final d'aquest període de sequera incrementa el nombre d'insectes de manera que hi ha més disponibilitat d'aliment per les femelles en lactància i juvenils en dispersió. En canvi, aquelles espècies dominants que es capturen durant tot l'any en una elevada proporció, no mostren cap estacionalitat, ja que la quantitat d'aliment no varia notablement al llarg de l'any. D'aquesta manera, la seva reproducció no es veu condicionada per aquest factor, com per exemple algunes espècies frugívores com *Carollia* spp., la qual és una espècie més generalista.

Un altre factor estudiat sobre la reproducció és que algunes espècies poden utilitzar una fertilització retardada o aturar la gestació (Figura 4) durant un període de temps per assegurar-se que les cries neixen quan les condicions ambientals són idònies. Els ratpenats tot i que tenen unes taxes de reproducció molt baixes, degut a que tenen poques cries cada any, tenen unes taxes de mortalitat elevades. Tenen una esperança de vida de 20 anys, amb el rècord de 41 anys (Serra *et al.*, 2008).



Figura 4. Femella de *Carollia brevicauda* embarassada. **Font pròpia.**

1.3.4 L'alimentació

Pel que fa a l'alimentació, tot i que l'Amazònia no és una zona amb una estacionalitat tan marcada com podria ser la regió mediterrània, són poques les espècies que presenten un cicle continuat sense fluctuacions rítmiques anuals, donat que pocs recursos alimentaris no varien notablement al llarg de l'any. Els casos que tenen un cicle més continuat solen ser els ratpenats vampirs o alguns ratpenats de cua curta. El seu règim alimentari varia segons les característiques biòtiques i abiòtiques del lloc, de la variabilitat estacional dels recursos i de la competència interespecífica (Fleming, 1998).

Donada la gran diversitat de dietes, els ratpenats es poden organitzar en gremis alimentaris. Es poden distingir sis tipus de gremis: carnívors que s'alimenten de granotes, rèptils, ocells, petits mamífers i inclús d'altres ratpenats; piscívors; insectívors; nectarívors; frugívors i hematòfags. A les zones tropicals hi ha moltes espècies que mengen material vegetal com fulles, fruits, nèctar i pol·len. En el neotròpic la família més diversa de ratpenats és Phyllostomidae, que correspon a més del 60% de les espècies de ratpenats de Sud Amèrica (Fenton *et al.*, 1992). Degut a la seva amplia radiació ecològica, mostren una elevada diversitat tant taxonòmica com ecològica.

1.3.5 Organització social

La organització social dels ratpenats està principalment influïda pels refugis i el seu comportament reproductiu. Hi ha espècies que habiten en colònies on hi ha més de 1000 individus en un únic refugi, en canvi altres són solitàries. Aquestes últimes, s'organitzen en un refugi on com a màxim hi ha una femella i un o dos joves dependents de la mare.

En algunes unitats socials els individus comparteixen informació sobre zones d'aliment o maneres d'explotar-ne noves fonts, maximitzant així les probabilitats de supervivència d'aquells que no s'han pogut alimentar. Dins d'un mateix refugi hi poden haver individus d'una mateixa espècie, d'espècies diferents, o inclús, individus provinents de diferents famílies taxonòmiques.

L'organització social associada al comportament reproductiu va des de la monogàmia i la poligàmia fins la promiscuïtat (Fenton i Ratcliffe, 2010).

Els refugis són essencials pels ratpenats perquè passen més de la meitat de la seva vida en ells (Rodríguez-Herrera, 2007), en aquests és on realitzen la hibernació (en els casos que hibernin), la reproducció, la cria, el descans o l'alimentació. També els hi ofereix protecció contra depredadors i proporcionen un ambient estable (Kunz, 1982). Els refugis poden ser naturals, com coves, troncs o esquerdes, o naturals modificats, com per exemple en aquells casos que excaven en nius de termites o manipulen una fulla per tal de construir una tenda. I per últim, es poden trobar en refugis artificials, on els individus aprofiten les estructures humanes com ponts o cases per viure. La selecció i l'ús dels refugis està influït tant per factors intrínsecs, com són les preferències per necessitats metabòliques, els llocs tancats o oberts, l'economia energètica en relació a la mida, la organització social o la selecció sexual, com per factors extrínsecs, dins dels quals hi ha la forma del refugi, l'abundància i disponibilitat dels llocs, o el risc de depredació, entre altres (Fenton, 1970).

1.4 Problemàtica dels ratpenats

Moltes poblacions de ratpenats es troben en declivi degut a que s'han d'enfrontar a diverses amenaces, la majoria fruit de l'acció de l'home. Les principals causes que perjudiquen la supervivència d'aquests mamífers són la urbanització, la difusió de pesticides, la desforestació i els incendis forestals. Totes aquestes accions produeixen una alteració de les condicions ambientals de la zona, un canvi de les condicions concretes dels refugis o directament la seva desaparició, alteració dels hàbitats d'alimentació i una disminució dels recursos tròfics, com per exemple, les comunitats d'insectes (Serra *et al.*, 2008).

S'ha estimat que l'àrea que ocupaven els boscos tropicals plujosos al segle XX era de 16 milions de Km². Al 1982 aquesta àrea es va reduir a 9,5 milions de Km² i al 1991 va disminuir a 6,4 milions de Km² (Myers, 1991; Sayer i Whitmore, 1991), dada que correspon a menys de la meitat de la superfície inicial.

És molt important ser conscient que les àrees de boscos tropicals estan desapareixent a una gran velocitat. Actualment s'estan perdent 140000 Km² de boscos plujosos a l'any, degut a la desforestació massiva que estem realitzant els humans per l'expansió agrícola i la urbanització, en resposta a una tendència de desenvolupament relacionada amb el creixement de la població i les seves necessitats de consum (Serra *et al.*, 2008).

Aquesta pèrdua progressiva de l'hàbitat que està originant modificacions en la seva configuració i disponibilitat, dona lloc a un greu problema per totes les espècies d'animals que hi habiten. A més, qualsevol alteració de les condicions naturals dels boscos tropicals té un efecte sobre els processos ecològics a

diferents nivells (poblacions, comunitats i ecosistemes) i en la composició, riquesa i abundància de les espècies.

Perú és un dels països a Sud Amèrica que té la major extensió de boscos primaris, però presenta pèrdues importants degut a la desforestació (FAO, 2010). Aquesta pèrdua i fragmentació dels boscos és una de les amenaces més importants que afecten a la supervivència dels ratpenats (Kunz, 1982). Aquest problema no perjudica a totes les espècies per igual degut a que hi ha espècies que s'adapten millor a les perturbacions que altres, on aquelles més sensibles són les que es veuen més afectades per les modificacions (Cosson *et al.*, 1999; Estrada *et al.*, 1993). Per exemple, les espècies que presenten una major flexibilitat en els seus requeriments d'hàbitat i, per tant, s'adapten millor a les perturbacions i a les zones antropitzades, fragmentades i amb un gran efecte de marge, són les oportunistes, concretament les frugívores. Hi ha un patró aplicable a diferents àrees del neotròpic on la proporció d'aquestes espècies sol incrementar en boscos intervinguts, tal i com demostren Wilson *et al.*, 1996. En canvi, les espècies animalívores (carnívores, piscívores i insectívores) són més abundants en boscos madurs i en bon estat de conservació que presenten més cobertura vegetal i arbòria, ja que desenvolupen la major part de la seva activitat a l'interior dels boscos estratificats, tal i com va evidenciar Mena (2010). La pròpia estratificació dels recursos, sobretot d'aquells que s'alimenten de grans artròpodes i petits vertebrats, fa que degut a la degradació del bosc es restringeixi el rang d'acció d'aquests gremis i els converteixi en grups més propensos a l'extinció local (Arita *et al.*, 1997).

Tot i així, altres estudis com els de Evelyn i Stiles (2003) rebel·len que algunes espècies adaptades a les zones antropitzades, a camps agrícoles i a una vegetació secundària, prefereixen tenir les zones de descans en un bosc madur. Aquest fet ressalta la importància dels boscos en la conservació dels ratpenats, sobretot en paisatges rurals tropicals formats a partir de desforestació, com és el nostre cas d'estudi.

Aquells grups que són més sensibles a la freqüentació humana i a l'increment urbanístic amb la conseqüent disminució o total eliminació de la vegetació, són les cries, les espècies en període d'hibernació i les espècies que utilitzen refugis naturals. En els dos primers casos, és degut a que són individus més assidus a residir en els refugis, i una alteració de les seves condicions ambientals els afecta de manera més notable. En el cas estudiat no hi ha casos d'hibernació perquè en viure en un hàbitat amb clima tropical, no es produeixen fluctuacions de temperatura que obliguin als ratpenats a adoptar aquest tipus d'estratègia. En altres regions, en canvi, una perturbació en els refugis durant el període d'hibernació pot provocar un increment de la temperatura corporal de l'individu amb la conseqüent activació del seu metabolisme, produint un consum de les seves reserves, i per tant, afectant a la seva supervivència. En el cas de les espècies que utilitzen refugis naturals, aquestes són més vulnerables a la desforestació i fragmentació de l'hàbitat, ja que aquests factors afecten directament als seus refugis (Díaz i Linares 2012).

És essencial mantenir en bon estat els boscos i ecosistemes tropicals per tal de poder conservar totes les poblacions d'espècies animals que hi habiten, i en aquest cas en concret, per conservar la gran diversitat de quiròpters que existeix. Dins el grup dels quiròpters hi ha una gran varietat d'espècies, tant oportunistes com especialitzades, que promou l'existència d'una gran varietat de gremis alimentaris. Aquesta diversitat afavoreix l'aparició d'una elevada proporció d'interaccions, tant intraespecífiques com interespecífiques, que són essencials pel bon funcionament dels ecosistemes. Si van desapareixent espècies de ratpenats, es perdran una gran quantitat de funcions que són fonamentals per poder mantenir els boscos, donat que tenen un rol ecològic molt important com a dispersors de llavors, pol·linitzadors i agents controladors de les poblacions d'insectes. Els processos de successió i regeneració del bosc sense els ratpenats serien diferents

perquè ni l'anemocòria ni la dispersió de llavors per part de les aus substituiria la dispersió pels ratpenats (Gardner, 1977).

1.4.1 Aplicacions dels quiròpters

Indicadors de l'estat ambiental.

Perquè una espècie o grups de fauna siguin considerats un bon indicador biològic de l'estat ambiental d'un ecosistema, aquests han de complir requeriments molt específics pel que fa al tipus d'hàbitat que ocupen o a la qualitat del mateix. És per aquest motiu, que els canvis en les seves poblacions reflecteixen canvis en l'estat d'aquests hàbitats o ecosistemes.

Els grups bioindicadors han de complir cinc requisits principals (Noss, 1990):

- Ser abundants.
- Tenir una àmplia distribució.
- Ser diversos en quant a ecologia, taxonomia i posició en la cadena tròpica.
- Ser fàcils de capturar o observar.
- Que la seva resposta als canvis sigui quantificable i notable o demostrable.

En el neotròpic, les comunitats de ratpenats responen a les modificacions ecològiques tant en composició taxonòmica com en la repartició d'espècies en gremis alimentaris (Jiménez-Ortega *et al.*, 2008). Jhons *et al.*, l'any 1985 són els primers en mencionar els ratpenats tropicals com a bioindicadors. Així mateix, s'han realitzat diversos estudis en zones modificades per l'ésser humà en els quals s'han utilitzat els ratpenats com a indicadors de la intervenció de l'hàbitat en el neotròpic, i en cada un d'ells s'han tingut en compte diferents aspectes de les poblacions de ratpenats per demostrar canvis d'aquestes poblacions degut a les perturbacions. Alguns exemples són els estudis de Fenton *et al.* (1992), on l'objectiu era l'abundància local de ratpenats, Medellín *et al.* (2000), els quals van estudiar la riquesa d'espècies de la zona mostrejada, Wilson *et al.* (1996), on van tenir en compte la diversitat ecològica de la zona estudiada i Jiménez-Ortega *et al.* (2008) que van utilitzar la composició de les poblacions. En tots els casos van veure una relació entre la perturbació i la diversitat de ratpenats, donat que aquesta és sensible a la desforestació afectant sobretot a les espècies animalívores reconegudes per Baker *et al.*, (2003), que com ja s'ha mencionat anteriorment, són les espècies que menys s'adapten a les perturbacions. Aquest fet, juntament amb l'evidència que els ratpenats responen a la recuperació del bosc en indicadors ecològics (com la riquesa o les variacions en la dieta), demostra un elevat grau de complexitat taxonòmica i estructural dels boscos i una sensibilitat dels quiròpters als canvis espacials i temporals del seu hàbitat, permet determinar que aquests són útils com a bioindicadors de l'estat ambiental d'un ecosistema.

Regeneradors dels boscos.

El 80% de les espècies llenyoses de les selves humides neotropicals depenen dels vertebrats frugívors per la dispersió de les seves llavors (Howe i Smallwood, 1982), on s'ha descrit que més de la meitat dels arbres i arbustos tropicals tenen fruits carnosos com adaptació per ser consumits pels vertebrats (Muscarella i Fleming, 2007). Entre els mamífers, els quiròpters són els dispersors més importants (Bonaccorso i Humphrey, 1984; Fleming i Sosa, 1994), sobretot a llargues distàncies, participant en la regeneració dels boscos en especial en els ecosistemes tropicals modificats per l'activitat humana. Es creu que la quiropterocòria (consisteix en la dispersió de llavors per part dels ratpenats) s'ha desenvolupat independentment en almenys 180 espècies vegetals en tot el món (Janzen *et al.*, 1976; van der Pijl, 1957).

La capacitat de dispersió de les llavors per part dels ratpenats frugívors es calcula en funció dels seus hàbits alimentaris i els moviments i les distàncies nocturnes que realitzen entre els seus refugis i les zones on troben l'aliment, encara que també influeix el temps que passen les llavors ingerides en el trànsit intestinal o les taxes de defecació (Galindo-González, 1998).

Els ratpenats frugívors recol·lecten els fruits de les zones d'aliment i els porten als seus refugis nocturns, que poden estar a prop de les àrees d'alimentació (August, 1981) o a gran distància d'aquestes. Les distàncies que recorren depenen no només de la diversitat i la distribució de les plantes amb fruits, sinó que també influeix les condicions de l'hàbitat, el moment del dia i l'època de l'any. No només regeneren els boscos, sinó que també permeten una connectivitat entre boscos fragmentats gràcies a la seva capacitat de vol que pot cobrir quilòmetres de distància per nit d'activitat (Medellin i Gaona, 1999). Tot i que és poc probable, pot ser que el fruit caigui durant el trajecte. Tanmateix, el més comú és que els ratpenats arribin al refugi, es mengin el fruit i el digereixin juntament amb la llavor si aquesta és petita. En aquest cas, la llavor és defecada o bé en la zona de descans o bé en un dels seus trajectes nocturns. Si el fruit té llavors grans, com que aquestes no poden ser ingerides, els ratpenats es mengen la polpa i deixen la llavor al refugi nocturn. Malgrat que moltes llavors es dipositen en els refugis, els ratpenats són considerats agents de dispersió idonis per la disseminació de llavors que incrementen la seva probabilitat de germinació si abans passen pel trànsit intestinal del frugívor. En alguns casos al no haver-hi polpa aquesta no pot ser habitada per fongs que poden matar la llavor perquè no troben el seu substrat (Howe i Smallwood, 1982).

A l'Amazonia peruana, els ratpenats i les aus són essencials per la regeneració dels boscos tropicals i subtropicals i per tant són determinants en l'estructura i composició de les comunitats vegetals (Gorchov *et al.*, 1995). Els ratpenats frugívors són un dels principals elements per una ràpida col·lonització de la vegetació i participen d'una manera important en la successió ecològica en clars de selva o àrees desforestades, ja que dispersen una gran quantitat de llavors d'espècies pioneres que s'estableixen amb èxit en les zones sense vegetació. Amb el temps creixen, originen ombra i creen un ambient idoni que aprofiten els propis ratpenats per dipositar llavors d'espècies primàries tolerants a l'ombra. Foster i Jonson l'any 1985, van descobrir un patró de dispersió de llavors per aquelles espècies de plantes que eren pioneres o colonitzadores de clars de selva. Aquestes espècies produeixen una gran quantitat de llavors petites amb una dispersió molt eficient, fet que explicaria una possible evolució conjunta dels ratpenats i les plantes colonitzadores, ja que s'han descrit casos de gran especificitat i interaccions de mutualisme on només una espècie de ratpenat s'alimenta dels fruits d'una determinada planta (Galindo-González, 1998).

2. Objectives

The main objective of this work is to determine the diversity of Chiroptera in the community of San Rafael and its communal reserve by capturing specimens in different zones and nights of sampling. Through this primary objective, different studies are being carried out to improve the knowledge about behaviour of said bat populations in the area:

- To determine the abundance and wealth of all the points sampled.
- To determine the diversity α and β of bats from the community and from the reserve, by treating the results separately, differentiating all the sampled areas or just by distinguishing between secondary forest (community) and primary forest (reserve), in order to provide basic information for future studies on the area and to observe if there have or haven't been changes.

- To analyse if there are any differences between the reserve and the community, with the ultimate goal of achieving results on the effect that anthropization has on the populations of the bats.
- To determine the male/female ratio and the proportion of young/adults bats that are in the community as well as in the reserve, to analyse the structure of the population at the time of the year in which the sampling is carried out.
- To raise awareness within the population of San Rafael and the neighbouring communities about the importance and benefits of the bats, in order to avoid the elimination of those who take refuge in their homes and to minimize the deforestation of the communal reserve.

3. Metodologia

3.1 Àrea d'estudi

Sant Rafael és una comunitat rural ubicada a la regió de Loreto, província de Maynas i Districte d'Indiana, es troba situada sobre la riba del riu Amazonas propera a la ciutat amazònica d'Iquitos. Està conformada per dues unitats cadastrals (U.C), la primera considerada l'àrea utilitzada amb una finalitat d'ecoturisme és una zona de boscos primaris productius de manera que és cedida amb fins de protecció, U.C. 41227. La segona pertany a la comunitat de Sant Rafael, aquesta és una àrea amb fins agrícoles identificada com la U.C. 41278.

La Comunitat de Sant Rafael té adjudicada una superfície de 567 Ha i 5200 m² que són terres aptes per cultiu. 339 Ha, 600 m² són terres de producció forestal subjectes a protecció, les mateixes que són cedides a ús a favor de la comunitat.

La ubicació de les dues zones corresponents a la comunitat de Sant Rafael es presenta a la Figura 5, i les coordenades d'ubicació d'ambdues es presenta en les Taules 2 i 3.

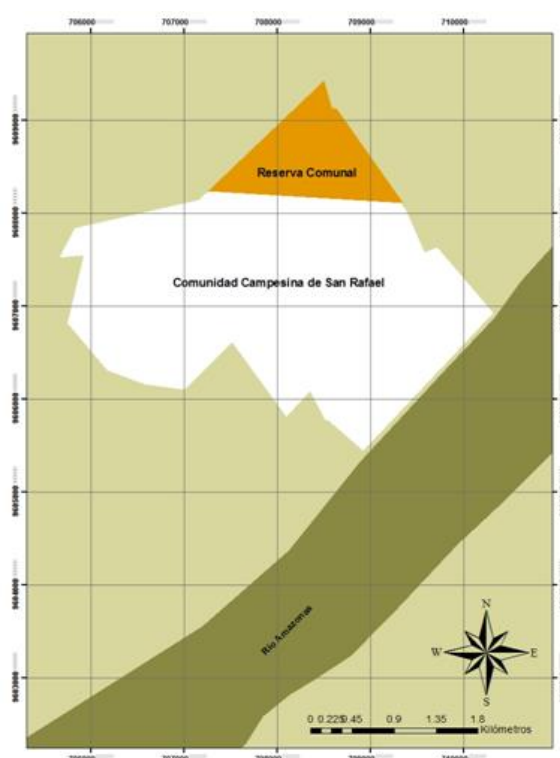


Figura 5. Mapa on es mostren les unitats cadastrals de Sant Rafael del 2016 i la seva posició respecte el riu Amazonas. **Extret de: PETT-Loreto.**

Vèrtexs	Est (E)	Nord (N)	Costat	Distància (m)
PP	707217.00000	9608179.00000	PP-2	1731,21 m
2	708493.00000	9609349.00000	2-3	295,25 m
3	708587.00000	9609067.00000	3-4	36,01 m
4	708623.00000	9609066.00000	4-5	1248,59 m
5	709381.72278	9608074.38043	5-P.P	2167,25 m
Superfície : 128 Ha y 5177'11 m ²			Perímetre : 5480'31 m.	

Taula 2. Coordenades UTM de les unitats cadastrals 41277 del bosc primari, de la reserva. **Extret de: PETT-Loreto.**

Vèrtexs	Est (E)	Nord (N)	Vèrtexs	Est (E)	Nord (N)
PP	708918	9605526	11	705780	9607548
2	708548	9605862	12	706030	9607579
3	708521	9605846	13	705939	9607869
4	708369	9606160	14	707217	9608179
5	708129	9605897	15	708493	9609349
6	707545	9606676	16	708587	9609067
7	707058	9606180	17	708623	9609066
8	706674	9606232	18	709672	9607695
9	706270	9606389	19	709553	9607627
10	705864	9606880	20	710258	9607001
Superfície : 339 Ha y 600 m ²					

Taula 3. Coordenades UTM de les unitats cadastrals 41278, Comunitat de Sant Rafael. Extret de: PETT-Loreto.

Sant Rafael té un clima tropical, càlid, humit i plujós. Amb una temperatura mitjana de 27'5°C, una humitat relativa promig del 95% i una precipitació mitjana anual de 2900mm (Rengifo, 2001). Consta d'una estació plujosa entre els mesos de novembre i abril, i una estació seca entre els mesos de maig i octubre.

En aquest estudi es van identificar tres tipus d'hàbitat diferents. Dins la Comunitat, que és bosc secundari, es va diferenciar entre les anomenades *purmas* que corresponen a les zones de cultiu abandonades i en regeneració (Cementiri i BoNi), i la part de bosc secundari que es troba al costat de zona poblada (Cases, Carmelita i Gelatines). El tercer hàbitat és bosc primari que correspon a la Reserva comunal.

L'àrea del bosc cedida en ús està formada majoritàriament per turons baixos, de lleugera a moderadament tallada, amb elevacions del terreny fins els 80 m sobre el nivell dels rius.

3.2 Captura i manipulació dels quiròpters

Primer de tot es va triar cada un dels punts a mostrejar, es van ubicar cinc punts d'estudi a la Comunitat i 3 punts a la Reserva comunal. El treball efectiu de camp va constar de 24 dies de mostreig, donat que per cada punt es van realitzar 3 dies d'estudi, durant els mesos d'abril i maig del 2017. Aquest mostreig es va realitzar en l'època creixent, és un estudi que engloba únicament una estació de les dues presents a l'Amazònia (Sioli, 1984). Es van destinar un total de 115 hores únicament a la captura dels individus en l'època de pluges.

Cada un dels punts escollits dins la Comunitat tenia una distància determinada respecte el riu Amazonas o a una altra font d'aigua, com per exemple, llacunes. I els punts de la reserva van ser determinats en relació a la distància d'aquests amb la comunitat (Taula 4). Els noms escollits per cada punt són a l'atzar i fàcils per tal de recordar a quina zona corresponia cada un.

Punt	Coordenades UTM	Punt	Coordenades UTM
Carmelita	709012 9605872	Entrada	709035 9606126
Carmelita	709018 9605883	Entrada	708964 9606151
Gelatines	709064 9605950	Entrada	708943 9606109
Gelatines	709125 9605974	Taràntules	709152 9606174
Cases	709012 9606018	Taràntules	709192 9606162
Cases	708919 9606001	Taràntules	709185 9606062
Cases	708847 9606035	Supaychacra	708852 9606026
BoNi	708945 9606108	Supaychacra	709009 9606017
BoNi	708943 9606146	Supaychacra	708909 9606000
BoNi	709013 9606133		
Cementiri	709199 9606106		
Cementiri	709153 9606158		
Cementiri	709149 9606189		

Taula 4. Coordenades UTM dels punts mostrejats a la Comunitat i a la Reserva.

3.2.1 Col·locació de les xarxes

Un cop feta l'elecció dels punts a mostrejar, es va realitzar la col·locació de les xarxes. La organització que es va seguir per escollir l'ordre dels mostrejos va ser purament logístic, donat que a la comunitat hi havia més possibilitat de tenir ajuda d'altres investigadors i estudiants, el mostreig era més accessible i es van haver d'utilitzar les mateixes xarxes en les dues zones analitzades. L'ordre va ser, fer 3 punts de la Comunitat, que van ser els "Cementiri", "BoNi" i "Cases", posteriorment es va realitzar el mostreig dels de la Reserva, que corresponen als punts "Supaychacra", "Entrada" i "Taràntules". Per últim es va efectuar l'estudi de les dues últimes zones que quedaven de la comunitat, "Gelatinés" i "Carmelita".

En selva baixa, es recomana principalment utilitzar xarxes japoneses a nivell de sotabosc en les diferents unitats de cobertura vegetal, a excepció d'aquelles zones exemptes de vegetació arbrada. El procés va ser: col·locar les xarxes en un punt, realitzar el mostreig durant 3 dies i posteriorment procedir a treure les estructures d'aquella zona per posar-les en el següent punt. Les xarxes que es van utilitzar tenien una mida de 12 metres de llarg per 2'5 d'alçada.

La manera de col·locar les xarxes i els metres utilitzats d'aquestes va ser diferent en els punts de la comunitat i en els de la reserva, vegeu Taula 5. En el primer cas es van utilitzar sistemes de xarxes horitzontals, és a dir, es col·locaven tubs metàl·lics enclavats al terra per poder lligar les xarxes i aquestes es posicionaven una al costat de l'altra (Figura 6). Es van crear sistemes de una a quatre xarxes.

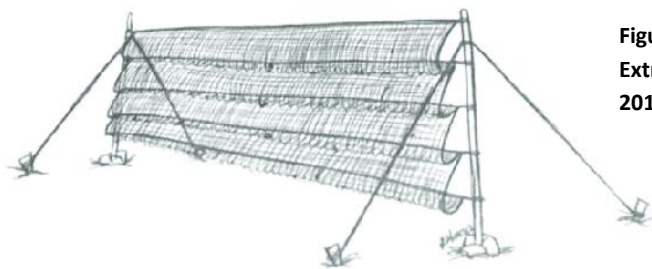


Figura 6. Il·lustració de la posició de les xarxes en la comunitat. Extret de: **Aves y mamíferos** - Scientific Figure on ResearchGate, 2010.

En canvi, en la reserva es van utilitzar sistemes de xarxes verticals, ja que degut a la vegetació en algunes zones hi havia una limitació d'espai. Es van col·locar sogues que anaven des de la copa dels arbres fins al terra, com es mostra en la Figura 7, d'aquesta manera es podien posicionar les quatre xarxes una sobre l'altra.

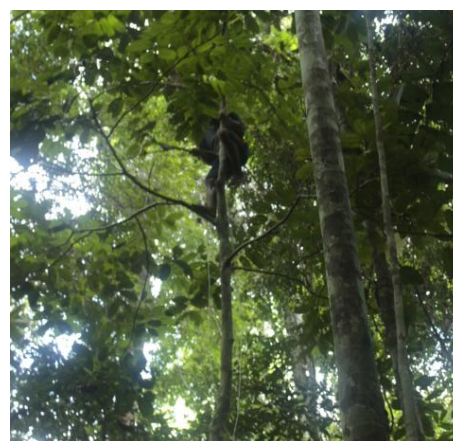


Figura 7. Imatge de com un habitant de la comunitat col·locava les cordes d'un dels punts mostrejats del bosc primari.

Font pròpia: captura extreta per Italo Celis.

Punt	Sistemes	Metres de xarxa
Cementiri	Dos sistemes de 3 xarxes i un sistema de 1 xarxa	210
BoNi	Un sistema de 3 xarxes i dos sistemes de 2 xarxes	210
Cases	Un sistema de 3 xarxes i dos sistemes de 2 xarxes	210 (dos dies) i 90 (un dia)
Carmelita	Un sistema de 4 xarxes i un sistema de 2 xarxes	180 (dos dies) i 60 (un dia)
Gelatinés	Dos sistemes de 2 xarxes	120
Supaychacra	Tres sistemes de 4 xarxes	360
Entrada	Dos sistemes de 4 xarxes	240
Taràntules	Dos sistemes de 4 xarxes	240

Taula 5. Punts mostrejats amb els corresponents sistemes i metres de xarxa utilitzats a cada un.

3.2.2 Retirada dels ratpenats

Un cop col·locades les xarxes, es va procedir a la captura dels ratpenats. Aquesta s'havia de fer durant el moment de màxima activitat dels quiròpters, que era durant la recerca de l'aliment (Jones et al., 1996), per això, les xarxes havien d'estar instal·lades i obertes entre les 17:30 i les 18:00 hores, per capturar aquelles espècies que inicien la seva activitat abans de la posta de sol.

El temps de revisió de les xarxes no podia ser superior als 30 minuts (Kunz et al., 2009) i es va realitzar mínim entre dues persones per evitar danys a les xarxes i un excés d'estrès als animals, agilitzant el procés d'extracció dels ratpenats (Aguirre, 2007). Per evitar el descens de les xarxes col·locades als nivells superiors durant cada revisió, sobretot en el cas de la reserva que les quatre xarxes es trobaven una sobre l'altra, aquestes es van revisar mitjançant llanternes amb una il·luminació de llarga distància per visualitzar els ratpenats capturats en les parts altes del bosc. Degut a que les espècies presenten pics d'activitat en diferents horaris, es recomanava l'obertura de la xarxa fins les 00:00 hores, complint com a mínim cinc nits de mostreig efectiu: 1 nit efectiva = 6 (Aguirre, 2007). En aquest estudi, no es van complir el mínim de nits de mostreig ja que a partir de la tercera nit ja no es capturaven tants individus com en les dues primeres, donat que els ratpenats s'acostumaven a la presència de les xarxes i evitaven el pas per la zona i així evitàvem menys recaptures (Arias, 1997). Es va decidir mostrejar més punts i dedicar menys esforç a cada un.

Cada mitja hora es van revisar les xarxes per procedir a la retirada dels espècimens que havien quedat atrapats. Per fer-ho, primer de tot amb els frontals de llum es revisaven tots els individus que hi havia i es començava a treure un per un els ratpenats, començant per les xarxes més properes al terra per poder anar baixant les parts de xarxa o les xarxes que es trobaven a més alçada sense perjudicar als animals. Si no es feia d'aquesta manera, es provocava que els ratpenats de les xarxes de menys alçada quedessin més atrapats produint-los més estrès i amb la conseqüent complicació de la seva extracció.

El mètode de retirada dels ratpenats es va realitzar sense guants, d'aquesta manera es tenia més sensibilitat a l'hora de manipular-los. Primer es buscava per quina part de la xarxa s'havia quedat atrapat l'individu, per tal de facilitar la seva retirada per el mateix forat pel qual havia accedit, posteriorment es col·locava el ratpenat en posició ventral amb una bossa de tela d'aquesta manera amb el polze se li podia subjectar el cap per evitar que mosseguessin, com es mostra en la Figura 8. Per últim, amb molta cura s'extreien les parts de l'animal de la xarxa.



Figura 8. Espècimen de *Chiroderma trinitatum* durant el procés d'identificació i mesura de l'individu. **Font pròpia.**

Un cop ja es tenia l'animal, era col·locat en la mateixa bossa de tela amb la qual s'havia fet la retirada de l'individu i es deixava penjant fins el moment de la seva identificació.

3.2.3 Identificació i mesura dels quiròpters

Un cop feta la retirada de tots els ratpenats, es procedia a la identificació d'aquests. Per fer-ho primer de tot es va obtenir el pes de cada individu posant la bossa junt amb l'individu a la balança i restant al pes obtingut el pes de la bossa. Un cop es va tenir el pes, es va extreure l'individu de la bossa de tela on havien estat col·locats prèviament i es van mantenir agafats com en la Figura 8.

Les dades dels individus capturats es van registrar en una fitxa tècnica de camp considerant les següents dades: la massa corporal mitjançant una balança, mides morfomètriques de l'avantbraç i la tibia mitjançant un peu de rei com es mostra en la Figura 9, el sexe observant l'aparell reproductor i l'estat reproductiu. En el cas dels mascles aquest va ser enregistrat segons si tenien els testicles abdominals quan són madurs sexualment (Figura 10) o escrotals quan encara no han assolit la maduresa sexual, aquesta característica és ambigua ja que hi ha espècies que sempre tenen els testicles abdominals. I les femelles si tenien la vagina oberta (madures sexualment) o tancada (no han assolit la maduresa sexual) o si estaven embarassades.

També es va determinar l'edat mitjançant un frontal que es col·locava sota les epífisis metacarpals i segons el grau de fusió de la llum es decidia si era un individu jove, subadult o adult. I per últim es va identificar el gènere i l'espècie a partir de la clau dicotòmica d'identificació de ratpenats de Sud Amèrica de Díaz *et al.*, 2016, es fotografiaven els exemplars i eren alliberats.



Figura 9. Imatge de com es van mesurar, amb el peu de rei, els ratpenats capturats. També es pot observar la balança que s'utilitzava per pesar els individus.

Font pròpia: captura realitzada per Esteban Fong.

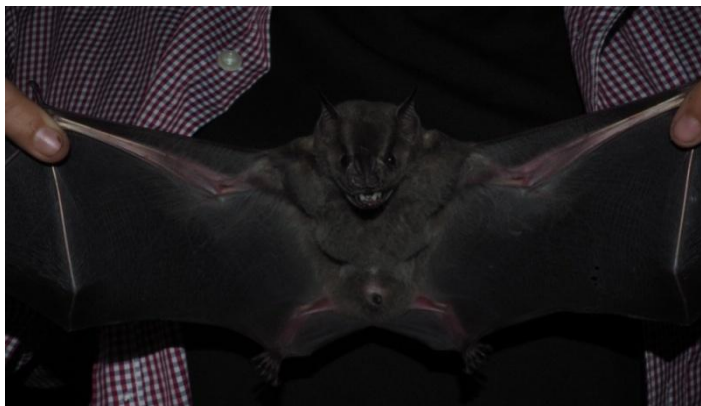


Figura 10. Espècimen d'*Artibeus obscurus* trobat a la comunitat. En la imatge es pot apreciar el seu aparell reproductor, en el qual veiem que té els testicles abdominals. **Font pròpia: captura feta per Esteban Fong.**

Font pròpia: captura realitzada per Esteban Fong.

3.2.4 Anàlisi estadística

Un cop recollida tota la informació en l'estudi de camp, es va realitzar l'anàlisi estadística dels valors obtinguts. Per fer-ho es va tenir en compte l'esforç de mostreig que es va realitzar en cada punt de mostreig, i en el total de les dues zones diferenciades, bosc primari i bosc secundari.

Per quantificar l'esforç de captura en el mostreig de ratpenats (Taula 6) es va calcular el producte total de metres de xarxa operatives per nit d'inventari (RN), sumant els de cada nit d'avaluació considerant xarxes estàndards de 12m de llarg x 2'5 m d'ample, per el total d'hores mostrejades (Pacheco *et al.*, 2007; Medina *et al.*, 2012), la qual cosa va permetre obtenir el total de metres de xarxa per hora (M·H). Aquest valor va servir per estimar l'abundància relativa per espècie, al dividir el número d'animals capturats per M·H. Per tant, els resultats estan expressats en número de ratpenats per metre de xarxa per hora.

Punt	Metres de xarxa	Hores	Nits	M·H	Captures	Espècies	Esforç de mostreig total (M·H)
Cementiri	210	13'5	3	8505	24	6	36405
BoNi	210	18	3	11340	43	14	
Cases	210 (dos dies) i 90 (un dia)	12	3	6120	22	12	
Carmelita	180 (dos dies) i 60 (un dia)	12	3	5040	41	8	
Gelatines	120	15	3	5400	22	8	
Supaychaca	360	16	3	17280	68	23	
Entrada	240	14	3	10080	87	15	
Taràntules	240	14,5	3	10440	76	15	37800

Taula 6. Cada un dels punts mostrejats amb els corresponents metres de xarxa que es van utilitzar, les hores i les nits mostrejades de cada punt. A partir d'aquests valors es va obtenir l'esforç de mostreig de cada punt (M·H) per poder calcular l'esforç total que es va destinar a cada zona.

Un cop tractat els resultats en relació a l'esforç de mostreig es van fer tot un seguit d'anàlisis per poder determinar l'estructura de les poblacions de ratpenats tan de la comunitat com de la reserva, i identificar si existeixen diferències entre les dues zones. Aquests anàlisis van consistir en una corba d'acumulació d'espècies i en l'estudi de l'abundància i la riquesa de cada una de les espècies per separat i d'aquestes agrupades en subfamílies per poder determinar quines eren més comunes i quines rares o difícils de capturar. Per avaluar la qualitat de l'inventari, és a dir, per saber si l'esforç de mostreig va ser suficient es va fer a partir de 5 estimadors que són: ICE, ACE, CHAO 1, CHAO 2 I JACK 1 (Soberón i Llorente, 1993).

El més adequat és revisar la tendència de més d'un estimador per comparar els valors observats. Si els valors del conjunt d'estimadors es comporten de forma similar i presenten valors semblants als observats, amb seguretat es pot dir que s'ha realitzat un bon mostreig.

CHAO 1 i ACE es basen en abundàncies, ICE té en compte les presències i absències, CHAO 2 té en compte i diferencia entre aquelles espècies que només són presents en un inventari i aquelles que apareixen en els dos. I per últim, JACHNIFE considera el número d'espècies que hi ha en un inventari (Villareal *et al.*, 2006).

També es van fer dos estudis de proporcions, un en relació al sexe (mascle i femella) i l'altre en funció de l'edat (jove, subadult i adult) per poder conèixer l'estructura poblacional de l'estació de l'any estudiada.

A partir de les dades d'abundància i riquesa es van calcular els índexs de diversitat Margalef, Simpson, Shannon-Wiener, Equitativitat i Berge-Parker per determinar la diversitat α . I els índexs de Whittaker, Coby, Wilson i Shmida, Jaccard, Sørensen i Sørensen quantitativu per obtenir la diversitat β . En tots els casos es va realitzar de dues maneres diferents, primer de cada punt de mostreig i a continuació agrupant aquells punts que pertanyien a la Comunitat i els de la Reserva. A partir d'un test estadístic d'ANOVA, fet amb el programa estadístic R, amb un valor de significació de 0'05 es va poder determinar si hi havia diferències significatives entre els 8 punts mostrejats. Per últim, a partir dels índexs de similitud de Jaccard i Soensen quantitativu, es van crear dos dendogrames per tal de representar gràficament aquells punts que més s'assemblaven i els que més diferien entre ells, ja que és una manera visual per indicar tots els índexs de similitud calculats comparant els punts dos a dos. Si el p-valor obtingut de l'ANOVA era superior a 0'05, s'acceptava la hipòtesi nul·la per tan es conclouïa que no hi havia diferències significatives entre el bosc primari i el bosc secundari. Si el p-valor era inferior a 0'05 s'acceptava que sí existien diferències significatives entre la Reserva i la Comunitat.

4. Resultats

El mostreig va comprendre un total de 5070 metres de xarxa amb 115 hores treballades durant 24 nits (Taula 6). Es van capturar 384 individus de 41 espècies diferents, 21 gèneres i 3 famílies. La família amb més espècies va ser Phyllostomidae amb 40 espècies capturades entre les dues zones, i d'aquesta la més diversa va ser de la subfamília Stenodermatinae amb 23 espècies. De les dues zones mostrejades, la que va registrar un major nombre d'espècies va ser la reserva.

4.1 Subfamílies capturades

A les següents 8 imatges es presenta un o dos individus de cada una de les subfamílies capturades tan en la reserva com en la comunitat, per poder observar les característiques morfològiques principals de cada un d'ells.



Carollinae

Figura 11. Espècimen de *Rhynophylla pumilio*. Pertany a la família Phyllostomidae, en concret a la subfamília Carollinae.

Font pròpia: captura feta per Italo Celis.



Figura 12. Individu de *Carollia brevicauda*. Pertany a la família Phyllostomidae, en concret a la subfamília Carollinae. **Font pròpia.**

Glossophaginae



Figura 14. *Choeroniscus minor*, espècie de la família Phyllostomidae i subfamília Glossophaginae. La característica que els defineix és la llargada del musell, que és més pronunciat que el d'altres espècies donat que són nectarívors i tenen una llengua estreta i molt llarga.

Font: Esteban Fong.

Lonchophyllinae



Figures 15 i 16. *Lonchophylla thomasi*, espècie de la família Phyllostomidae i subfamília Lonchophyllinae. Com en l'espècie de la figura 14, tenen un musell més allargat que la resta de fillostòmids amb una llengua molt llarga. **Font pròpia.**

Phyllostominae



Figura 17. Exemples de *Lonchophylla silvicolum* (esquerra) i *Lonchophylla occidentalis* (dreta). Pertanyen a la família Phyllostomidae i a la subfamília Phyllostominae. Destaquen per la gran mida de les orelles comparat amb la resta d'espècies i la seva gran capacitat per l'ecolocalització. **Font pròpia: captures fetes per Italo Celis.**

Stenodermatinae



Figura 18. Espècimens de la família Phyllostomidae, que pertanyen a la subfamília Stenodermatinae. La majoria de les espècies d'aquesta subfamília es distingeixen per les línies facials. *Uroderma bilobatum* (esquerra) i *Artibeus planirostris* (dreta). **Font pròpia.**

Stenodermatinae (Sturnirini)



Figura 19. Individu de la subfamília Stenodermatinae (Sturnirini). **Font pròpia: captura Italo Celis.**

Myotinae



Figura 20. Exempler de la subfamília Myotinae que pertany a la família Vespertilionidae. La particularitat d'aquest grup és que no tenen fulla nasal. **Font pròpia.**

4.2 Acumulació d'espècies

Amb els resultats obtinguts de les captures en els mostrejos de camp, el primer que es va realitzar va ser els gràfics d'acumulació d'espècies per avaluar la qualitat de l'inventari amb els estimadors JACK1, ACE, CHAO 1, CHAO 2 i ICE. Es va mirar quantes espècies es van capturar la primer nit de mostreig tant en la Comunitat com en la Reserva i al valor obtingut es van sumar les noves espècies que es trobaven la resta de nits mostrejades.

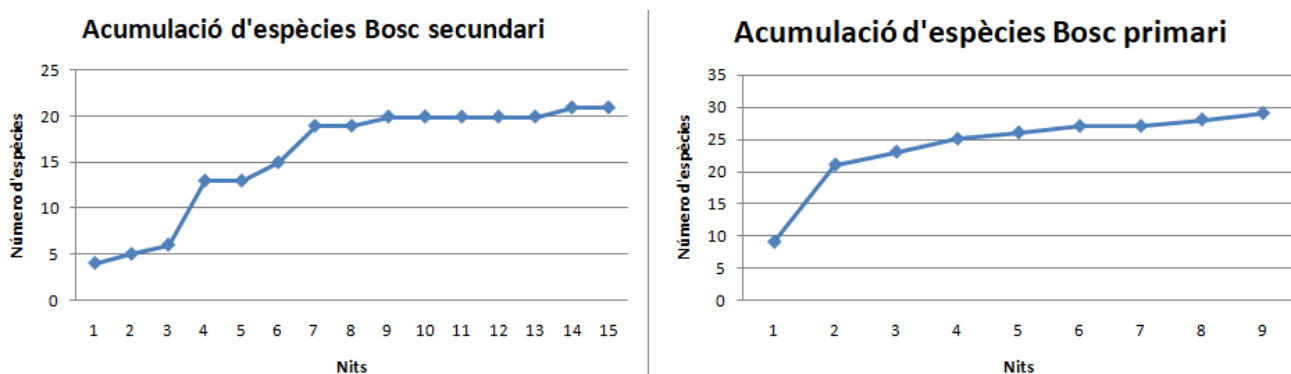


Figura 21. Corbes d'acumulació del nombre d'espècies per nit mostrejada. Esquerra de la Comunitat i dreta de la Reserva

En el bosc primari la primera nit i la segona van ser les que més espècies diferents es van capturar, a més en una proporció elevada donat que es van capturar 9 i 12 espècies diferents respectivament, en canvi la resta de nits es van registrar entre 2 i cap espècie nova. En el cas del bosc secundari es van necessitar més nits per arribar a un nombre elevat d'espècies donat que des de la primera nit fins la setena de mostreig va anar incrementant de forma notable el nombre d'espècies, amb 4 espècies noves en la primera i en la setena nit de mostreig.

A la Figura 22 es mostren les gràfiques de corbes d'acumulació obtingudes dels estimadors no paramètrics. A l'eix de coordenades hi ha representat el número d'espècies acumulades i a l'eix d'abscisses el número d'unitats de mostreig o l'increment del número d'individus. Quan una corba d'acumulació és asimptòtica indica que encara que s'augmenti el número d'unitats de mostreig o d'individus censats, és a dir, augmenti l'esforç de mostreig, no incrementarà el nombre d'espècies per tant el mostreig és adequat i les dades obtingues són fiables (Villareal, 2006).

Es va considerar que els estimadors de riquesa més adequats serien aquells que les corbes d'acumulació tinguessin una taxa de creixement inicial alta i una asímptota definida (Chazdon *et al.*, 1998; Gotelli i Colwell, 2001).

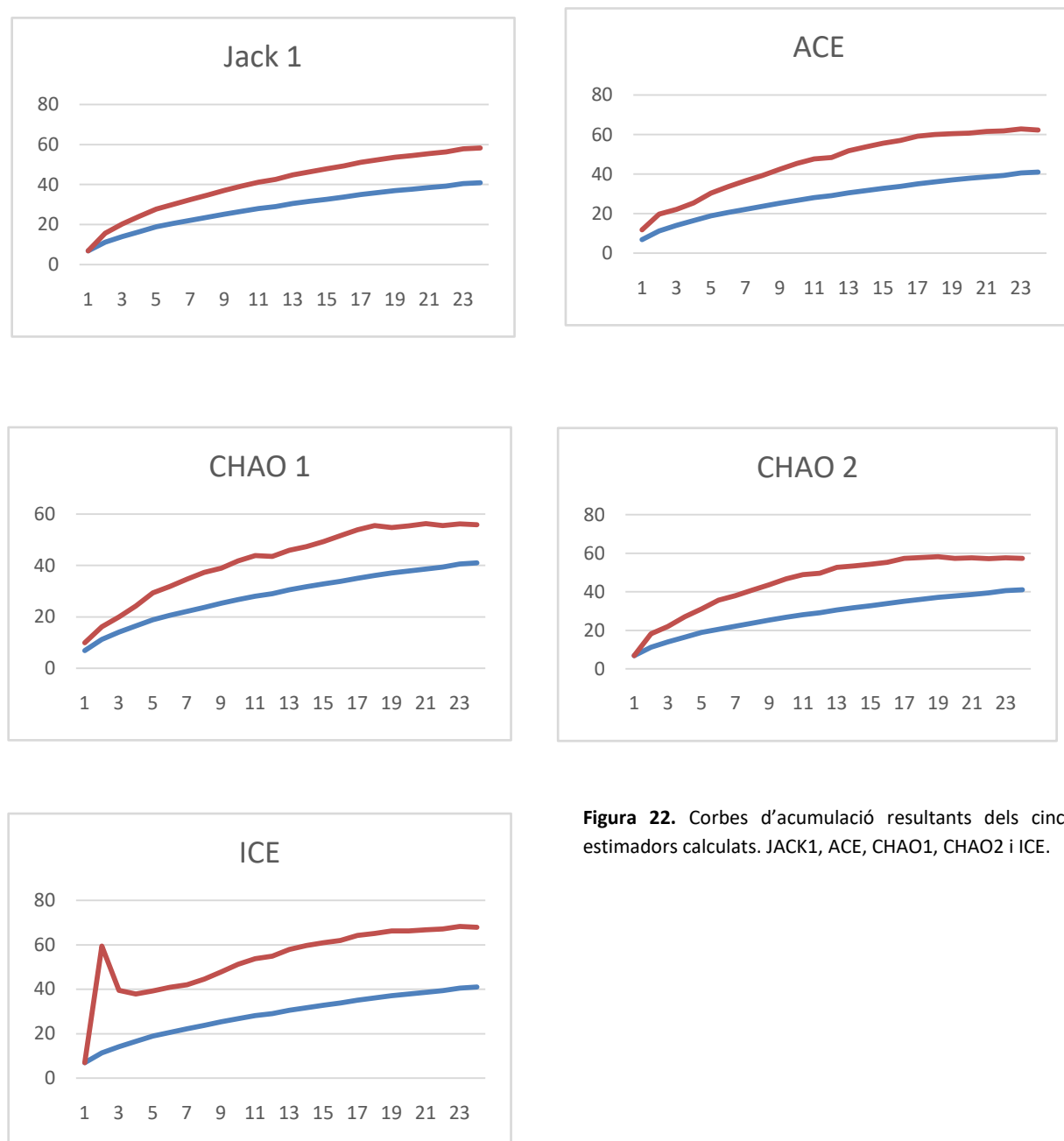


Figura 22. Corbes d'acumulació resultants dels cinc estimadors calculats. JACK1, ACE, CHAO1, CHAO2 i ICE.

A la Taula 7 es mostra la riquesa i el percentatge estimats de cada un dels estimadors calculats.

Estimador	Riquesa Estimada	% Observat Estimat
ICE Mean	67'77 ± 0.04	60'50
ACE Mean	62'18 ± 0	65'34
Chao 1 Mean	55'96 ± 10'31	73'27
Chao 2 Mean	57'29 ± 10'25	71'57
Jack 1 Mean	58'25 ± 7'09	70'39

Taula 7. Mitjanes obtingudes de la riquesa estimada i el percentatge d'espècies o individus estimats en els cinc estimadors calculats.

En relació a la Taula 7, l'interval de riquesa total estimada per els estimadors no paramètrics calculats es troba entre 55 i 67 espècies. Els estimadors ACE, ICE, Jacknige 1 senyalen una insuficient quantitat de mostrejos realitzats evidenciant en els gràfics una asímtota poc definida. Tot i que els estimadors CHAO 1 i CHAO 2 són els que mostren un percentatge d'espècies observat estimat més alt, no es tenen en compte, ja que la teoria suggereix la necessitat d'un número més elevat de mostrejos per utilitzar aquests estimadors amb major confiança. Tots els estimadors no paramètrics de riquesa d'espècies utilitzats en aquest treball es comporten de manera similar. Les corbes d'assimilació d'espècies mostren un creixement inicial alt amb una posterior tendència a arribar a una asímtota no gaire definida. En termes generals, aplicant els estimadors no paramètrics, els resultats del mostreig realitzat resulten insuficients considerant un número d'espècies esperat per l'àrea. D'aquí la necessitat de continuar amb mostrejos i considerar les temporades de creixen i sequera en l'Amazones, fonamentalment en la dinàmica de les espècies.

4.3 Abundància relativa

Un cop obtingudes les corbes d'acumulació d'espècies, es va calcular l'abundància de cada espècie estudiada per poder determinar quines espècies són més comunes, o més fàcils de capturar amb el mètode de xarxa japonesa, i quines són més difícils de detectar. En aquest cas no es va tenir en compte l'esforç de mostreig ja que es tractaven les dades de la Comunitat de la Reserva per separat.

Un cop obtinguts els rangs d'abundància de les dues zones, per poder comparar el bosc primari amb el bosc secundari es van calcular les abundàncies relatives. Per fer-ho, es va dividir el nombre d'individus de cada espècie per l'esforç de mostreig (M·H) de manera que es va obtenir individus per metre de xarxa per hora.

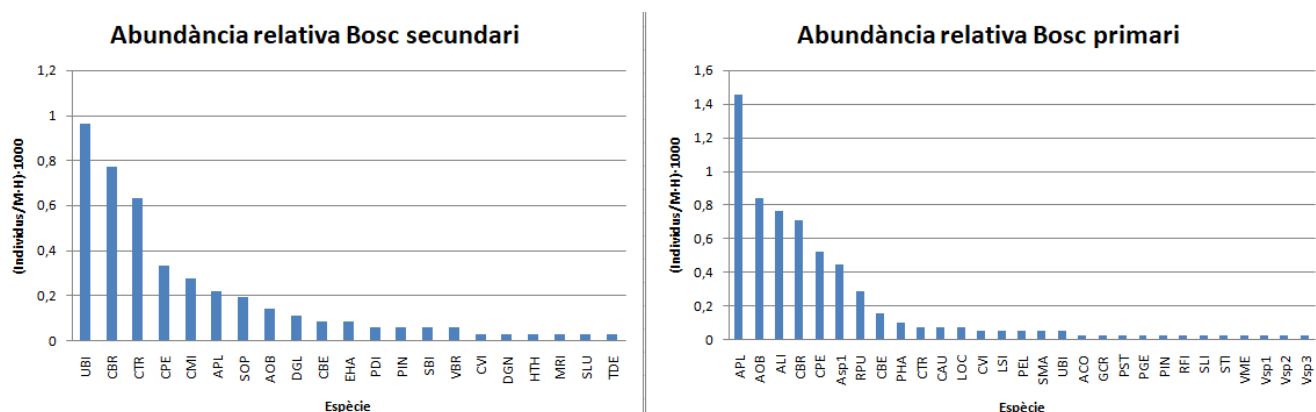


Figura 23. Histograma d'abundàncies relatives de les espècies de quiròpters capturats a la Comunitat (esquerra) i a la Reserva (dreta), basats en el número d'individus per metre per hora, multiplicat per mil. En l'eix de les abscisses hi ha representades les espècies i en l'eix de coordenades el (nombre d'individus/M·H)·1000.

Finalment es va multiplicar tots els valors per mil per una millor apreciació dels valors.

A partir dels histogrames d'abundància relativa (Figura 23) s'observa que existeixen 3 espècies dominants a la Comunitat (*Uroderma bilobatum*, *Carollia brevicauda* i *Chiroderma trinitatum*). En el cas de la Reserva, aquesta està dominada per 4 espècies que són, *Artibeus planirostris*, *Artibeus obscurus*, *Artibeus lituratus* i *Carollia brevicauda*. En els dos casos, les espècies més comunes representen més del 60% del total de captures i les sis espècies més abundants són frugívores, i la majoria com per exemple *U. bilobatum*, *C. brevicauda* o *Artibeus* spp. són generalistes. Completen la seva alimentació amb insectes, flors i/o nèctar.

4.4 Abundància del Bosc secundari

A partir de les abundàncies obtingudes de la comunitat es van comparar aquells punts que són zones de cultiu en regeneració *purmas* amb aquells que són bosc secundari intervingut perquè s'han convertit en zones poblades. Per fer-ho es van calcular les abundàncies relatives dels punts "BoNi" i "Cementiri" a partir del número d'individus i l'esforç de mostreig realitzat en aquests dos punts conjuntament, i es va fer el mateix pels punts "Cases" "Carmelita" i "Gelatinas" amb els respectius esforços de mostreig. Els resultats es mostren en la Figura 24.

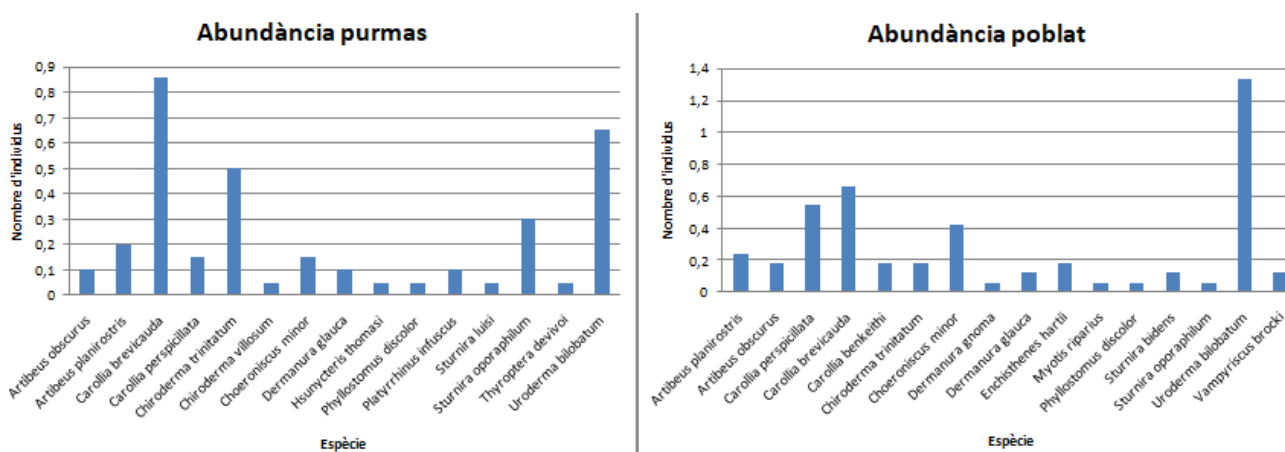


Figura 24. Abundància relativa dels punts de la Comunitat que són zones de cultiu en regeneració (esquerra) i dels punts de la Comunitat que són zones poblades (dreta).

Es poden veure diferències entre les dues zones diferenciades que hi ha a la Comunitat, en la zona de *purmas* les tres espècies més abundants són *Carollia brevicauda* amb 17 individus, *Uroderma bilobatum* (13) i *Chiroderma trinitatum* (10). En canvi en la zona habitada l'espècie més comuna és *U. bilobatum* amb 22 individus capturats, seguit de *Carollia brevicauda* amb 11 espècimens i *Carollia perspicillata* (9). On més es veu la diferència és amb les espècies *U. bilobatum* i *C. brevicauda* donat que passen de 0'655 (13individus/19845 M·H) i 0'857 (17 individus /19845 M·H) individus en les zones en regeneració a 1'329 (22 individus/16560 M·H) i 0'543 (9 individus/16560 M·H) en les zones habitades, respectivament.

Una altra espècie que varia notablement és *C. trinitatum* que passa de 0'504 (10/19845) en les *purmas* a 0'181 (3/16560) en les zones poblades.

4.5 Abundància i Riquesa de subfamílies

Per calcular la proporció de cada subfamília dins de les dues zones de mostreig, es va organitzar cada espècie dins la subfamília a la qual pertany, de manera que es va obtenir quantes espècies es van capturar de cada subfamília i es van realitzar els gràfics circulars de la Figura 25.

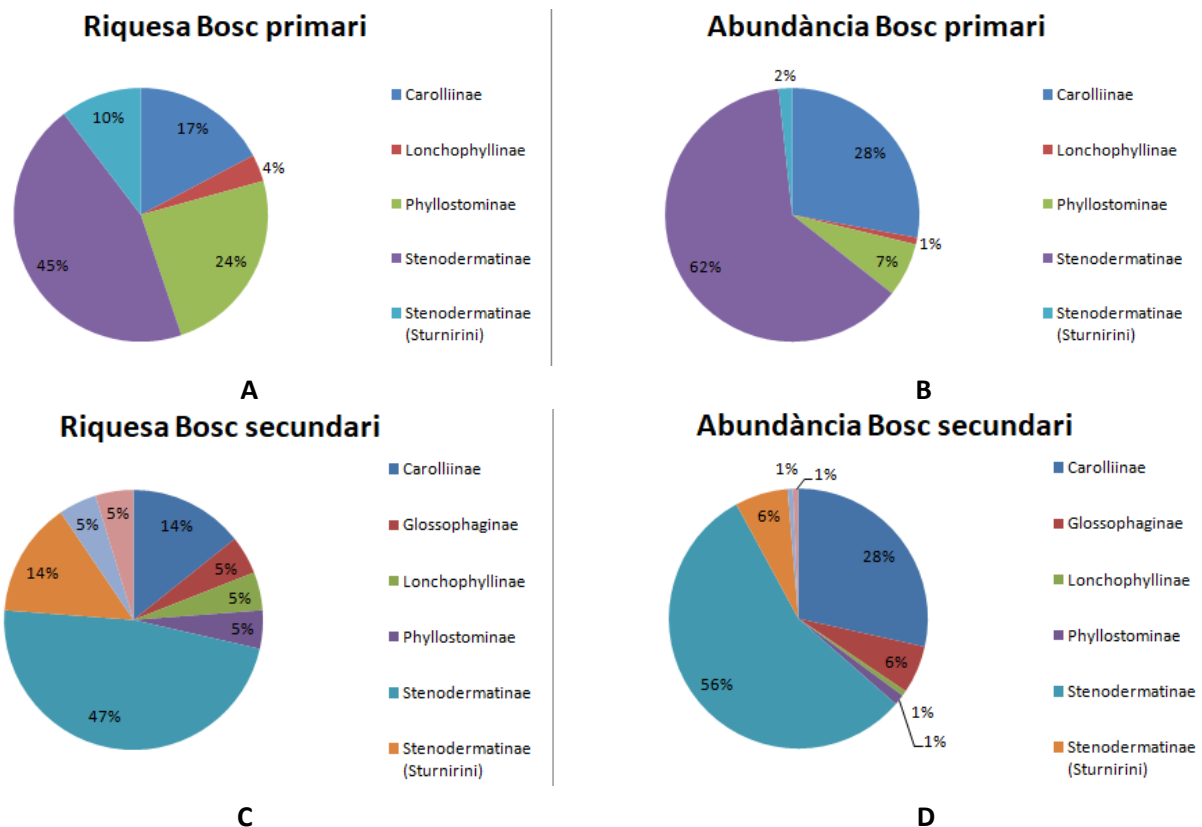


Figura 25. Representació gràfica del percentatge del nombre d'espècies (A de la Comunitat i C de la Reserva) i el número d'individus (B de la Comunitat i D de la reserva) de cada subfamília registrada.

La Comunitat està formada per 6 subfamílies i la Reserva per 5. Tots els gràfics de la Figura 25 mostren que la subfamília més comuna o de la qual és més fàcil capturar els individus, tan en nombre d'individus com en nombre d'espècies, és Stenodermatinae en les dues zones estudiades. Els ratpenats d'aquest grup representen entre un 45% i un 63% del total de captures.

En el cas de la Comunitat, aquesta està formada per 10 individus de la subfamília Stenodermatinae que representen el 47% del total de captures de la zona, seguida per Stenodermatinae (Sturnirini) i Carolliinae amb 3 individus cada una (14%) i la resta de subfamílies totes amb un individu capturat (5%), Glossophaginae, Lonchophyllinae, Phyllostominae, Thyropteridae (família) i Myotinae (Figura 25.A).

En tenir en compte l'abundància d'espècies capturades en el bosc secundari, Stenodermatinae torna a ser la que va presentar el major número de captures amb 84 captures que equival a un 56%; seguida per Carolliinae amb 43 captures (28%), Glossophaginae i Stenodermatinae (Sturnirini) amb 10 individus (6%) i la resta amb un individu (1%), Lonchophyllinae, Thyropteridae i Myotinae (Figura 25.B).

Si s'observen els gràfics dels resultats obtinguts de la Reserva, es veu que com en la Comunitat, la subfamília amb més nombre d'espècies capturats és Stenodermatinae amb 13 espècies identificades (45%), seguit de Phyllostominae amb 7 espècies (24%), Carolliinae amb una representació del 17% amb 5 espècies, Stenodermatinae (Sturnirini) amb 3 espècies (10%) i per últim Lonchophyllinae el 4% amb una captura (Figura 25.C).

Per últim, en relació al número d'individus capturats en la Reserva, en major representació hi ha Stenodermatinae amb 146 individus (63%), en segon lloc Carolliinae amb 65 espècimens capturats (28%) i la resta amb 16 (7%), 4 (2%) i 1 (1%) individus, Phyllostominae, Stenodermatinae (Sturnirini) i Lonchophyllinae respectivament (Figura 25.D).

4.6 Proporció sexes

A continuació es va calcular la proporció de sexes que habiten en les dues zones estudiades en l'època de l'any que es va realitzar l'estudi, per determinar l'estructura de la població de ratpenats o per conèixer la proporció de mascles i femelles, per tal de poder fer comparacions amb futurs estudis de la mateixa zona en altres èpoques de l'any. Per fer-ho, es van segregar els individus de les 15 nits de mostreig de la Comunitat i de les 9 de la Reserva per sexes, i es van obtenir els resultats de la Figura 26.

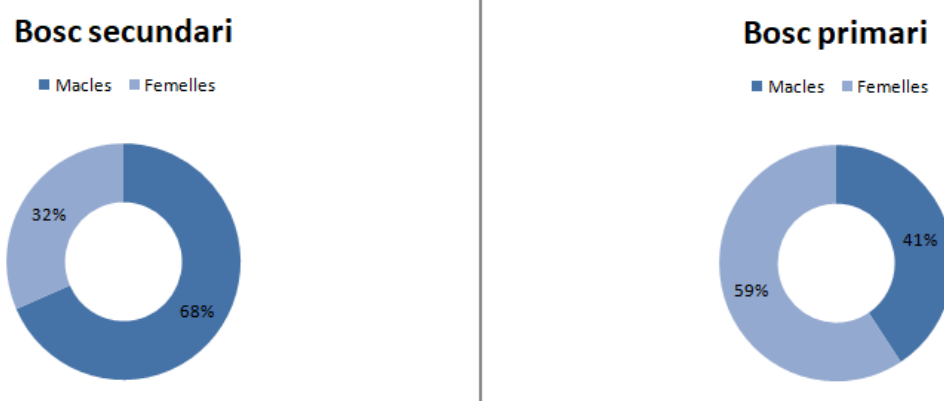


Figura 26. Proporció de mascles i femelles que hi ha a la Comunitat (esquerra) i a la Reserva (dreta).

Com es pot veure en la Figura 26 la proporció mascle-femella de les dues zones és oposada. En el cas de la Comunitat, la màxima representació és dels mascles amb un 68% que correspon a 104 individus i 48 femelles (32%). En canvi, en la Reserva hi ha més femelles que mascles, les primeres amb una proporció del 59% (138 individus) i 95 mascles que correspon al 41%.

4.7 Proporció edats

Una altra manera que es va utilitzar per caracteritzar les poblacions de ratpenats de les dues zones estudiades va ser calculant la proporció d'edats. Per fer-ho es van reordenar tots els individus segons si eren adults, subadults o joves i els resultats obtinguts són els de la Figura 27.

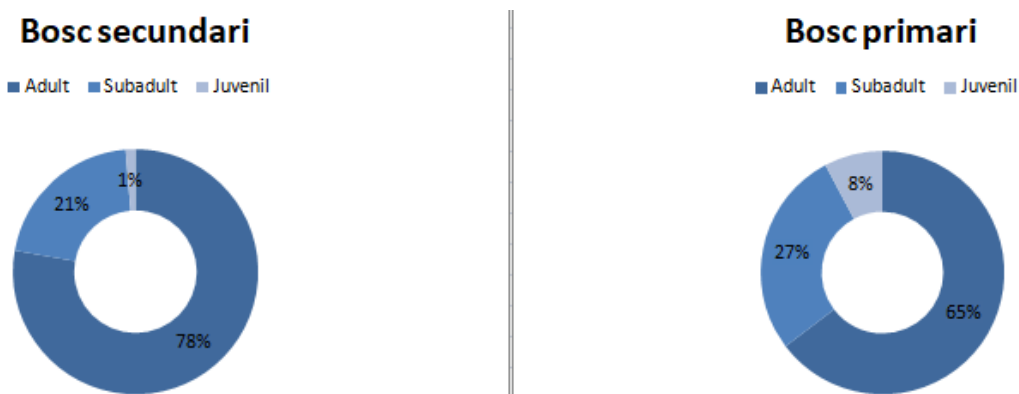


Figura 27. Proporció d'edats (adult, subadult i jove) que hi ha a la Comunitat (esquerra) i a la Reserva (dreta)

En aquest cas, a diferència de la proporció de sexes, els resultats obtinguts en les dues zones estudiades són similars. Tant en el bosc primari com en el bosc secundari la majoria d'individus eren adults, en el primer cas 150 individus que representa el 65% i en el segon el 78% són adults, amb 119 individus capturats. Pel que fa a la resta d'edats, en la Reserva es van trobar 64 espècimens subadults (27%) i 18 joves (8%) i a la Comunitat 32 subadults (21%) i 2 joves (1%).

4.8 Diversitat

Un cop determinades les característiques de les poblacions de ratpenats que habiten en la Comunitat de Sant Rafael i en la seva Reserva comunal, es va procedir a determinar la diversitat α i β de les dues zones. Per fer-ho, es van calcular 5 índexs de diversitat alfa (índex de Margalef, de Simpson, de Shannon-Wiener, d'equitativitat i la dominància de Berger-Parker) i sis índexs de diversitat beta, tres de diversitat Whittaker, Cody i Wilson-Shmida i tres de similitud, Jaccard, Sørensen i Sørensen quantitativ.

4.8.1 Diversitat α

Els índexs de diversitat α serveixen per comparar quantitativament les poblacions de ratpenats de la Comunitat i de la Reserva a partir de la riquesa específica (S) i l'abundància relativa de cada espècie. Un cop calculats tots els índexs es va realitzar un test estadística d'ANOVA per saber si les diferències entre les dues zones són significatives o no. Tant els valors obtinguts de cada un dels índexs com els supòsits de normalitat de Shapiro-Wilk, com els resultats de l'ANOVA es mostren en la Taula 9.

- **Índex de Margalef.** Es basa en la riquesa específica i és un dels índexs més importants, però el principal inconvenient d'aquest índex és que no considera l'abundància relativa de cada una de les espècies i que el seu valor dependrà en gran mesura de l'esforç de mostratge realitzat.

Els següents índexs que es van calcular consideren la contribució que cada espècie fa a la diversitat, ponderant cada espècie segons la seva abundància (N_i) en relació al nombre total d'individus (N) de manera que l'abundància relativa (p_i) de cada espècie serà: $p_i = N_i/N$

- **Índex de Simpson.** Aquest índex es basa sobretot en el conjunt de les abundàncies relatives i molt poc en la riquesa específica a diferència de l'índex de Margalef.

- **Índex de Shannon-Wiener.** En aquest cas es té en compte tan la riquesa com l'abundància relativa de cada espècie, és a dir la diferència entre les diferents proporcions relatives p_i . Per aquest motiu és un dels més utilitzats.

- **Equitativitat.** Ens indica la diversitat que presenta la comunitat respecte la total que podria tenir, és igual a la relació entre la diversitat real H' i la diversitat teòrica màxima.

- **Dominància de Berger-Parker.** Es tracta d'un índex basat exclusivament en la dominància de l'espècie més abundant, i, per tant, tampoc integra en el càlcul la riquesa específica. És independent de la riquesa però està molt influenciat per la grandària de la mostra.

Per poder realitzar un test estadístic d'ANOVA amb els valors dels índexs de diversitat, es va comprovar que aquests complien els supòsits de normalitat de variàncies amb el test de Shapiro-Wilk. Com tots els índexs complien el supòsit de normalitat es va procedir a realitzar l'ANOVA. Els valors obtinguts dels índexs, dels supòsits de normalitat i els p-valor resultants de l'ANOVA es mostren en la Taula 8.

Punt	Zona	S	D_{MG}	D	H'	E	D
Carmelita	1	8	1'898	0'304	2'169	0'723	0'45
Gelatines	1	8	2'265	0'182	2'681	0'894	0'273
Cases	1	12	3'559	0'107	3'391	0'946	0'182
Cementiri	1	6	1'573	0'271	2'158	0'835	0'417
BoNi	1	14	3'478	0'155	3'134	0'823	0'238
Entrada	2	15	3'135	0'139	3'184	0'815	0'253
Taràntules	2	14	3'002	0'123	3'274	0'859	0'184
Supaychacra	2	23	5'196	0'125	3'687	0'815	0'275
p-valor ANOVA		0'0353	0'155	0'176	0'103	0'789	0'342
p-valor Shapiro-Wilk		0'3921	0'6186	0'279	0'06778	0'1228	0'7376

Taula 8. Valors de diversitat α dels 8 punts mostrejats. La riquesa (S), l'índex de diversitat de Margalef (D_{MG}), índex de Simpson (D), diversitat de Shannon-Wiener (H'), equitativitat (E) i la dominància de Berger-Parker (d). També es mostra els p-valor obtinguts en el test estadístic d'ANOVA i en el test de normalitat de Shapiro-Wilk.

A partir dels valors de la Taula 8 es pot afirmar que tots els índexs de diversitat calculats complien els supòsits de normalitat ja que el p-valor que es va obtenir del test de Shapiro-Wilk en tots els casos era superior a 0'05.

Per determinar si les diferències dels valors dels índexs de diversitat α de les dues zones estudiades (bosc primari i bosc secundari) són significatives, es té en compte el p-valor obtingut del test d'**ANOVA**. Es partia de les hipòtesis següents:

Hipòtesi nul·la (H_0). Sí hi ha diferències significatives de la diversitat entre les dues zones.

Hipòtesi alternativa (H_a). No hi ha diferències significatives entre les dues zones estudiades, en quan a diversitat es refereix.

L'únic valor del test d'**ANOVA** que és inferior al valor de significació establert de 0'05 és la riquesa (0'0353). És en l'únic punt que es pot acceptar la hipòtesi alternativa, sí hi ha diferències significatives en la riquesa del bosc primari i del bosc secundari. La resta d'índexs calculats tenen un valor superior al de significació i per tant s'accepta la hipòtesi nul·la i no s'evidencien diferències significatives.

Per poder fer una comparació directa entre el bosc primari i el bosc secundari, es van calcular els índexs de diversitat α de les dues zones i es mostren en la Taula 9.

	Bosc secundari intervingut	Bosc primari
S	21	29
D_{Mg}	3'981	5'141
D	0'123	0'118
H'	3'464	3'595
E	0'789	0'740
D	0'230	0'237

Taula 9. Valors de diversitat α de les dues zones estudiades. La riquesa (S), l'índex de diversitat de Margalef (D_{Mg}), índex de Simpson (D), diversitat de Shannon-Wiener (H'), equitativitat (E) i la dominància de Berger-Parker (d).

Per l'esforç de mostreig realitzat, els punts del bosc primari tenen més **riquesa** (29) d'espècies per tant, tenen un índex de **Margalef** més elevat (5'141) que el bosc secundari, 21 i 3'981 respectivament. El valor màxim que pot prendre aquest índex per a una riquesa determinada correspon al moment en què cada espècie és representada per un sol individu. El fet que la Reserva tingui un índex més alt és perquè té un nombre més elevat d'espècies.

En relació als índexs de **Simpson**, en aquest cas el bosc secundari té un valor més elevat (0'123), quan més elevat és el valor significa que les abundàncies estan més distribuïdes entre les diferents espècies, és a dir, en el cas del bosc secundari (0'118) hi ha més dominància per tant, les poblacions de ratpenats són menys diverses. Però els valors de les dues zones difereixen molt poc.

A partir de l'índex de **Shannon-Wiener**, es pot concloure que els dos valors són semblants però concorda amb la resta d'índexs ja mencionats, en la Reserva es mostra més diversitat (3'595) que en la Comunitat (3'464). Quan més alt és aquest índex, més diversitat presenta la zona, ja que totes les p_i són iguals. L'efecte de la grandària de la mostra sobre el valor de l'índex és baix donat que les espècies més rares participen menys en el valor total.

En el cas de l'**equitativitat** els valors també són molt semblants entre ells però igual que en l'índex de Simpson, el valor més elevat és el de la Comunitat (0'789). Això és degut a que la Comunitat la dominància està repartida entre més espècies, en canvi en la Reserva (0'740) hi ha una espècie que té un nombre d'individus

molt superior a la resta. El rang de valors d'aquest índex va de 0 a 1 (1 és la màxima equitativitat = màxima diversitat).

En quan a la dominància de **Berger-Parker**, el bosc primari té un valor més elevat (0'237) ja que la dominància en aquella zona es centra més en una espècie, no està tan repartida entre diverses espècies com en la Comunitat (0'230). El seu rang és [0,1], assolint el valor 1 quan només apareix una espècie.

4.8.2 Diversitat β

Un cop calculada la diversitat α es va procedir a calcular la diversitat β . En aquest cas hi ha dos tipus d'índexs diferents, els que mesuren la semblança i els que indiquen la diferència que existeix entre les estructures (composició i abundàncies relatives) de diverses comunitats. Els resultats obtinguts de cada un d'aquests índexs es mostra a la Taula 8.

a) Càlcul de la diversitat β : índexs de diversitat

- **Índex de Whittaker.** És una de les primeres mesures de diversitat β que es va utilitzar i és una de les més senzilles. Només té en compte les espècies presents a cada hàbitat o a cada comunitat, en el nostre cas, en cada zona estudiada i la riquesa mitjana.

- **Índex de Cody.** És un índex idoni per mesurar la rotació o recanvi de les espècies (espècies guanyades i perdudes). Té en compte el número d'espècies guanyades, és a dir, aquelles que es troben en la Reserva i en la Comunitat no, i el nombre d'espècies perdudes, en aquest cas, aquelles que es troben a la Comunitat i a la Reserva no.

- **Índex de Wilson & Shmida.** Aquest índex fa la mateixa funció que l'índex de Cody, fa una bona mesura de la rotació o recanvi de les espècies (espècies absents i presents). Igual que en l'índex de Cody es tenen en compte les espècies que es troben en la Reserva i en la Comunitat no i a la inversa, aquesta més té en compte la riquesa mitjana d'espècies de les dues zones.

b) Càlcul de la diversitat β : índexs de similitud. Mesuren la semblança que hi ha entre dos inventaris diferents. Hi ha índexs de similitud per dades qualitatives (presència/absència), però també n'existeixen per dades quantitatives.

		INVENTARI COMUNITAT		
		Nombre d'espècies presents	Nombre d'espècies absents	
INVENTARI RESERVA	Nombre d'espècies presents	a	b	a+b = B
	Nombre d'espècies absents	c	d	
		a+c = A		

- **Índex de Jaccard**

$$J = \frac{a}{A+B-a}$$

- **Índex de Sørensen**

$$So = \frac{2a}{2a+b+c} = \frac{2a}{A+B}$$

- **Índex de Sørensen quantitatiu.**

$$Soq = \frac{2Na}{N_A + N_B}$$

on N_a és la suma de les abundàncies menors (del parell d'abundàncies d'una espècie, una de cada inventari) de les espècies coincidents en els dos inventaris, N_A l'abundància total de l'inventari de la Comunitat i N_B és l'abundància total de l'inventari de la Reserva.

Diferències entre bosc secundari i bosc primari			
Índexs de diversitat		Índexs de similitud	
β_w	1'64	J	0'2195
β_c	16	So	0'36
β_{w-s}	0'64	Soq	0'2488

Taula 10. Valors dels índex de similitud i diversitat β entre les dues zones estudiades. Els índexs de diversitat són β -Whittaker (β_w), β -Cody (β_c), β Wilson & Shmida (β_{w-s}). I els índexs de similitud són, l'índex de Jaccard (J), Sørensen (So) i Sørensen quantitatiu (Soq).

Quan més elevats són els índexs de diversitat i més petits els valors de similitud, més diferents són les poblacions de ratpenats que habiten al bosc primari i al bosc secundari.

4.9 Dendogrames

No només es van comparar els índexs de diversitat del bosc primari amb el bosc secundari, també es van calcular els índexs de diversitat i de similitud comparant tot els punts mostrejats dos a dos. Un cop obtinguts el valors de tots els índexs es van triar dos dels tres índexs de similitud per crear els dendogrames, un d'ells quantitatiu. D'aquesta manera es va obtenir una representació visual de la similitud dels 9 punts estudiats.

4.9.1 Dendograma Jaccard

Primer de tot es va realitzar un dendograma a partir dels índexs de Jaccard obtinguts de totes les comparacions possibles dels 9 punts mostrejats i analitzats dos a dos (Figura 27).

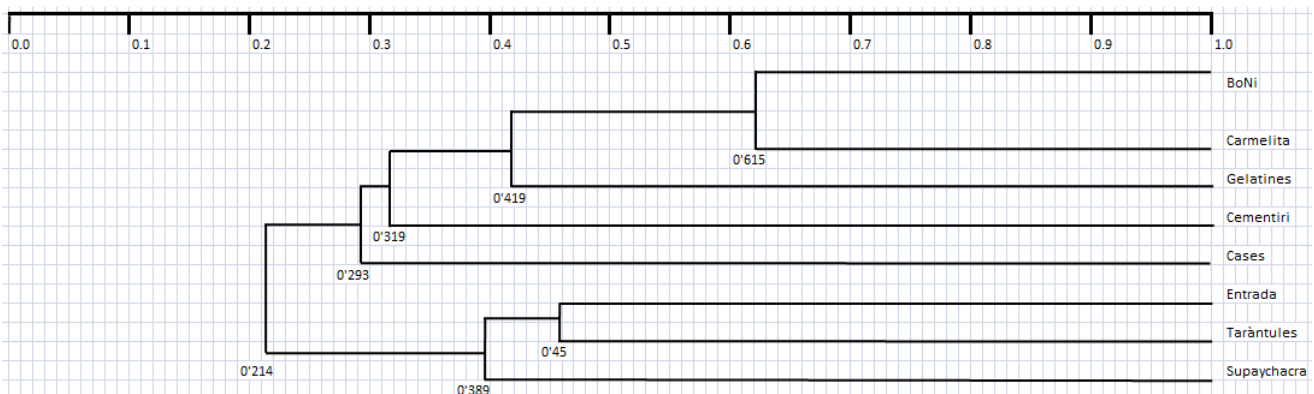


Figura 27. Dendograma realitzat a partir dels valors obtinguts de l'índex de Jaccard.

A partir del dendograma es veu una clara diferenciació de dos grups, aquell que el formen els punts mostrejats en el bosc primari (Entrada, Taràntules i Supaychacra) i els del bosc secundari (BoNi, Carmelita, Glatines i Cases). Aquests dos grups s'uneixen a una similitud de 0'214, és a dir, les seves poblacions de quiròpters tenen una semblança d'aproximadament el 22%. Els punts els quals els mostrejos de ratpenats són més semblants són el punt "BoNi" i "Carmelita" amb un índex de similitud de 0'615.

4.9.2 Dendograma Sørensen quantitatiu

Per poder veure si hi havia diferències en calcular un índex de similitud que té en compte la presència i l'absència d'espècies entre dues zones d'estudi, i un índex quantitatiu, es va escollir realitzar un dendograma a partir de l'índex de Sørensen quantitatiu que té en compte les abundàncies. I el resultat es mostra en la Figura 28.

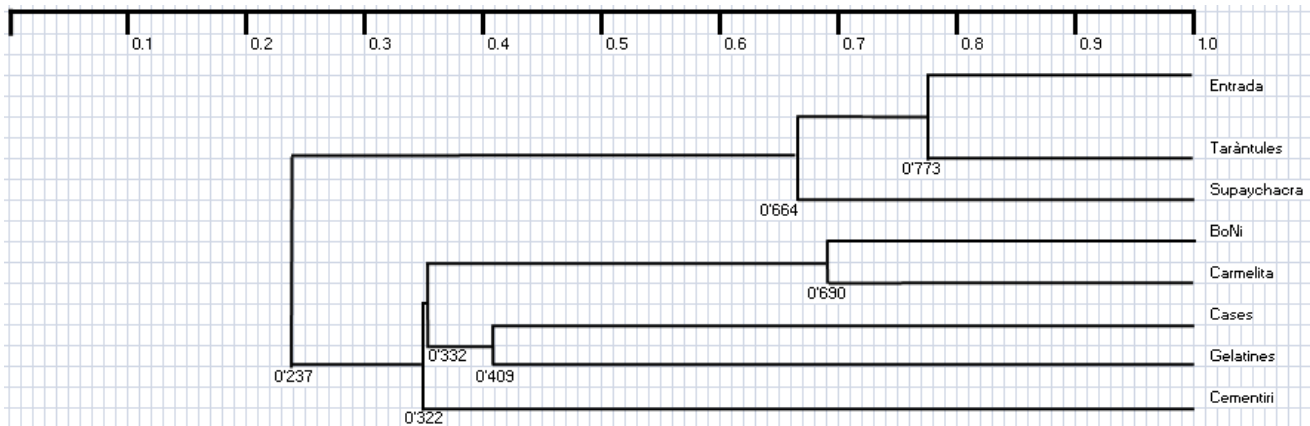


Figura 28. Dendrograma realitzat a partir dels valors obtinguts de l'índex de Sørensen quantitatiu.

En aquest cas, igual que amb el dendrograma extret dels índexs de Jaccard, es poden observar dos grups que s'acaben unint amb un índex de similitud de 0'237. Els dos grups diferenciats són els mateixos que en el cas anterior, els punts "Entrada", "Taràntules" i "Supaychacra" per una banda i "BoNi", "Carmelita", "Cases", "Gelatines" i "Cementiri" per l'altra. En aquest dendrograma els dos punts els quals les seves captures de ratpenats són més semblants són l'Entrada i Taràntules amb un índex de 0'773.

L'únic que varia, a part dels valors dels índexs, és que en el cas del dendrograma de S. quantitativ el punt "Cementiri" és el que més difereix del seu grup amb un valor de 0'322, en canvi en el de Jaccard, el punt que més diferent és de la resta de punts del bosc secundari és "Cases" amb un índex de 0'293. Es pot dir que si es calcula la similitud a partir de les abundàncies com és en el cas de l'índex quantitativ, s'obtenen valors de similitud més alts que en el cas de l'índex de Jaccard.

4.10 Distinció taxonòmica

Per últim, amb les dades registrades a camp, es va analitzar la relació que hi ha de la distinció taxonòmica total, mitjana i la variància corresponents als valors de la biodiversitat de les dues zones estudiades. Per fer-ho, es va realitzar un arbre taxonòmic de cada zona amb la classificació taxonòmica de cada espècie, en aquest cas es va utilitzar el fílum, subfílum, infrafilum, classe, subclasse, ordre, família, subfamília, gènere i espècie. A partir d'aquests arbres, un per cada zona, es va poder calcular la distància taxonòmica que hi ha entre cada parell d'espècies tenint en compte en quin punt de l'arbre taxonòmic són diferents.

S'adjudicava un 1 si el parell d'espècies eren del mateix gènere, un 2 si eren de la mateixa subfamília i així successivament fins arribar a fílum.

La distància taxonòmica total depèn del número d'espècies de cada zona i de lo diferents que són evolutivament, la mitjana calcula el grau de diferència evolutiva de les espècies i la variància indica com de diferents són les espècies respecte el valor mitjà.

	TD TOTAL	TD MITJANA	TD VARIÀNCIA	RIQUESA
BOSC SECUNDARI	609	2'900	0'545	21
BOSC PRIMARI	1080	2'661	0'353	29

Taula 11. Dades obtingudes del càlcul dels paràmetres de distinció taxonòmica i de la riquesa de les diferents zones estudiades.

Com es pot veure en la Taula 11, el bosc primari té un valor de distància taxonòmica total donat que s'han registrat un número d'espècies major, en canvi si ens fixem amb la mitjana i la variància són superiors en el bosc secundari, això vol dir que les espècies d'aquesta zona són més diferents entre elles que en el cas de la Reserva. Amb una mitjana de 2'9 afirmem que les espècies capturades en la Comunitat tenen un grau de diferència evolutiva major que les espècies del bosc primari.

5. Discussió

5.1 Discussió de resultats

En aquest projecte es va voler determinar la diversitat de les poblacions de quiròpters presents a la Comunitat de Sant Rafael i en la seva Reserva comunal, per tal de poder realitzar un seguiment en futurs estudis i determinar si es produeixen canvis a la zona. Qualsevol pertorbació que provoqui una alteració de l'estructura vegetal de les zones naturals afecta en major o menor mesura als organismes que hi viuen, com en aquest cas, als ratpenats (Virginia *et al.*, 2011).

Tot i ser una zona pertorbada, ja que tant la Comunitat com la Reserva tenen influència de l'acció humana, la diversitat de ratpenats de la zona és realment destacable. En total s'han documentat 41 espècies diferents, tot i que el mostreig només s'ha realitzat en una única època de l'any; l'època de creixent del riu Amazonas. A partir del càlcul dels estimadors JACK 1, ICE, CHAO 1, CHAO 2 i ACE calculats, s'ha determinat que encara s'esperaria identificar entre 14 i 26 espècies més de les enregistrades si s'ampliés l'esforç de mostreig. Tots els estimadors calculats evidencien un mostreig insuficient considerant el número d'espècies esperat per l'àrea mostrejada, ja que es van mostrejar dues àrees grans en un període de temps curt. Els resultats no reflecteixen les poblacions de quiròpters que habiten a la zona, només mostren una part de les subfamílies, espècies i individus que hi ha en un moment determinat de l'any en aquella zona. Tot i que amb aquest estudi s'han identificat moltes espècies, segons Bergallo *et al.*, (2003), existeix la necessitat d'utilitzar diferents mètodes per obtenir inventaris complets de fauna, ja que en el cas de les xarxes japoneses es centra en la captura d'individus d'uns estrats determinats i la presa de mostres de diferents estrats ampliaria la captura d'espècimens (Simons i Voss, 1998).

Les poblacions de quiròpters de la Comunitat estan dominades per les espècies *Uroderma bilobatum*, *Carollia brevicauda* i *Chiroderma trinitatum*. Les dues primeres espècies tenen dietes molt generalistes ja que s'alimenten de fruits però s'adapten a una gran varietat de recursos, complementant la seva dieta frugívora amb insectes, nèctar i flors. El fet d'adaptar-se a diverses alimentacions fa que tolerin i s'adaptin millor als canvis que es produeixen en l'hàbitat, per aquesta raó, no és estrany trobar aquelles espècies generalistes i amb més capacitat d'adaptació a les zones pertorbades, com és en aquest cas la Comunitat de Sant Rafael, que és una de bosc primari envoltat d'habitatges i àrees de cultiu abandonades en regeneració. Junt a la gran capacitat d'aprofitar els recursos alimentaris, s'adapten als refugis artificials ocupant molts hàbitats, tot i que el seu hàbitat natural són els boscos primaris, és fàcil que les trobem en zones antropitzades ja que aprofiten les estructures creades per l'ésser humà com a refugi (Albuja, 1999).

Chiroderma trinitatum és l'espècie la qual la seva presència en la Comunitat no té una explicació biològica, donat que és una espècie únicament frugívora sensible als medis pertorbats. Una possible explicació és que aquesta espècie va ser capturada en el punt "Carmelita", on un dels sistemes de xarxes estava col·locat just davant un arbre fruiter; l'elecció d'aquest punt de mostreig pot haver originat una sobreestimació de l'abundància d'aquesta espècie.

En el cas de la Reserva les tres espècies dominants pertanyen al gènere *Artibeus*, ja que quan més cobertura vegetal hi ha, més abundància d'*Artibeus* spp. es registra (Mena, 2010). Diversos estudis suggereixen que la fragmentació o desforestació afecten negativament l'abundància d'aquest gènere de quiròpters (Faria, 2006), on aquest fet concorda amb els resultats obtinguts en aquest projecte. Tot i així, s'han trobat individus d'*Artibeus planirostris* i *Artibeus obscurus* en la Comunitat i és una zona alterada. Una possible explicació és que la distància en la que es troba el bosc primari del secundari és suficientment petita perquè aquestes espècies que són de mida més gran que la resta de les espècies capturades en aquesta zona,

puguin traslladar-se d'una zona a l'altra sense dificultats. Una altra explicació de la presència d'*Artibeus* a la Comunitat és que són espècies que habiten en refugis naturals però aquests no necessàriament han d'estar en un hàbitat natural, és a dir, normalment es troben entre les fulles d'*aguaje* i aquest pot estar plantat per l'ésser humà, com és en aquest cas d'estudi, ja que la Sant Rafael consta de varies plantacions d'aquesta palmera. Kalko al 1998 va assenyalar que les espècies d'*Artibeus* freqüentment utilitzen estrats més baixos com a àrees de trànsit entre refugis diürns i llocs d'alimentació. Com a conseqüència, l'ús dels estrats superiors com a llocs d'alimentació i estrats més baixos com a àrees de trànsit, pot explicar la gran quantitat d'individus capturats, ja que ocupen tots els estrats i per tant serà més fàcil capturar-los que aquelles espècies que només es traslladen pels estrats que no es mostregen amb xarxes japoneses.

Tant en la Reserva com en la Comunitat, la subfamília dominant en termes de riquesa i abundància és Stenodermatinae, resultats que coincideixen amb estudis d'altres zones pertorbades. Les espècies d'aquesta subfamília són principalment frugívores, per tant aquest resultat concorda amb el mostreig realitzat. Com ja s'ha mencionat anteriorment, el mètode de captura per xarxes japoneses afavoreix la captura dels individus frugívors ja que les xarxes es col·loquen obstaculitzant el trajecte de pas d'aquests individus. En proporció a la resta de subfamílies, hi ha més individus Stenodermatinae en la Comunitat ja que en la majoria d'estudis realitzats fins el moment, és el grup més abundant en llocs pertorbats (Fenton *et al.*, 1992). La segona posició de dominància a la Reserva és per Carolliinae i en la Comunitat varia segons si es té en compte la riquesa o l'abundància relativa, en la Comunitat en nombre d'espècies hi ha Phyllostominae i en nombre d'individus Carolliinae. Aquest fet s'explica perquè els individus Phyllostominae són escassos en llocs pertorbats per tant en la Comunitat no s'han enregistrat tants individus com de la subfamília Carolliinae, que són frugívors i junt amb els Stenodermatinae incrementen la seva abundància en zones pertorbades (Wilson *et al.*, 1996; Medellín *et al.*, 2000).

Les tres subfamílies mencionades són frugívores, en concret Carolliinae i Phyllostominae a nivell de sotabosc, estrat on es col·loquen les xarxes japoneses per realitzar les captures, fet que s'explica per la major abundància de fruits a aquest nivell favorable per els ratpenats frugívors (Bernard, 1997). La resta d'espècies d'altres gremis alimentaris com per exemple els insectívors, tenen preferència per l'estrat arbori més alt pel que difícilment poden ser capturats amb xarxes japoneses de sotabosc. A més, en el cas dels insectívors, molts són altament especialitzats i tenen un sistema d'ecolocalització molt eficient que els faria relativament fàcil localitzar les xarxes i evitar-les (Bernard, 1997).

Inclús algunes espècies de frugívors responen significativament a les característiques de la composició i la configuració del paisatge, incrementant la seva abundància en llocs moderadament fragmentats, explotant densitats elevades de recursos alimentaris després de la conservació del bosc a camps agrícoles i també durant la successió d'aquest (Klingbeil i Willig, 2009).

En la Comunitat es va registrar una proporció de mascles (68%) superior a la de les femelles (32%), en canvi a la Reserva es van capturar més femelles (59%) que mascles (41%). Una possible explicació és que com ja s'ha mencionat anteriorment, que aquelles espècies que són més vulnerables a les pertorbacions són aquelles que resideixen més temps dins els refugis, i en l'època de mostreig, com és època de cria i lactància en la majoria de les espècies mostrejades, les femelles passen molt temps en els refugis amb les cries, i es poden veure més afectades per les pertorbacions. S'haurien de fer més estudis per demostrar aquesta hipòtesi.

La majoria dels individus capturats eren adults ja que el cicle reproductiu de les espècies de quiròpters del neotròpic inicien la reproducció aproximadament al setembre, de manera que el període de lactància comença entre març i abril, tot i que en algunes espècies la lactància comença al gener. És per el cicle vital de l'espècie que gairebé tots els individus capturats eren adults, ja que el mostreig va tenir lloc en el mesos

en els quals la majoria de les espècies es troben en període de cria i lactància, tots els juvenils es trobaven en els refugis. Una possible explicació de l'absència de subadults, sobretot en la Comunitat, és que el mètode de determinació de l'edat probablement tenia un component subjectiu, ja que cadascú podria considerar un grau de difusió de la llum a través del metacarp diferent en alguns casos.

La Reserva té més riquesa que la Comunitat i aquesta diferència és significativa, la principal explicació és que la primera és una zona de bosc primari que és l'hàbitat natural dels quiròpters, en canvi la Comunitat és una zona de bosc secundari que ha estat intervingut i antropitzat i les espècies presents són aquelles que millor s'han adaptat a les perturbacions que generen els éssers humans en el medi natural.

Tot i que la Reserva mostra un índex de Margalef i Shannon-Wiener més elevat que la Comunitat, aquesta diferència no és significativa, de manera que es conclou que no hi ha diferències en quan a diversitat entre les dues zones.

També es pot concloure que tot i que l'índex de Simpson, l'equitativitat i la dominància de Berger-Parker mostrin que la Comunitat presenta una major distribució de les abundàncies, és a dir, que en la Reserva tot i haver censat més espècies poques d'elles dominen, en canvi, en la Comunitat les dominàncies estan més repartides, cap d'aquests valors són significatius per tant s'accepta que no hi ha diferències en la diversitat i la dominància de les dues zones mostrejades.

Amb la diversitat β es determina una clara separació dels 8 punts mostrejats en 2 grups. En els dos dendogrames realitzats, els tres punts de la Reserva s'agrupen per un costat i els 5 punts de la Comunitat per un altre, unint-se finalment amb índexs de similitud molt baixos. Resultats que concorden amb la teoria, seria lògic que aquells punts que pertanyen al bosc primari tinguessin més similitud entre ells i diferissin dels punts que formen part del bosc secundari que tindrien índexs de similitud majors.

S'ha de tenir prudència al interpretar alguns dels resultats obtinguts en aquest estudi ja que no es van tenir en compte les recaptures. En el cas de la riquesa o al comparar la Comunitat amb la Reserva no afecta, perquè en les dues zones es va realitzar el mateix error, per tant es pot fer la comparació tenint en compte només l'esforç de mostreig però, per exemple, en els resultats de les abundàncies s'ha de tenir en compte aquest detall metodològic.

5.2 Ètica i sostenibilitat

Aquest projecte seguia un protocol meticulós, de manera que es van evitar la majoria dels problemes que es solen repetir en els mostrejos al camp amb éssers vius. Tot i així, no es va calcular suficientment bé l'esforç de mostreig que es requeria i els recursos humans no van ser suficients per la magnitud del mostreig, sobretot en la reserva, que hi havia dues o tres persones com a màxim per extreure tots els ratpenats de les xarxes i això feia que els individus estiguessin atrapats més temps del compte, originant-los un estrès excessiu i en alguns casos una disminució perillosa de la seva temperatura corporal, causant la mort a determinats espècimens.

En relació a la sostenibilitat, aquest estudi no va afectar greument a les poblacions de ratpenats ni altres grups d'animals ja que es va tenir molta cura durant les hores de mostreig. Es va fer el mínim soroll possible, no es van deixar els frontals encesos si no era necessari pel mostreig i es van mantenir les xarxes tancades durant les hores que no es realitzaven les captures per tal de no capturar individus d'altres grups d'animals que no eren els d'interès per l'estudi.

6. Conclusions

According our established objectives, we can extract from this study the following conclusions:

- 384 chiropters from 41 different species had been registered, the majority from the phyllostomidae family, to be more specific, from the captured specimens 60% from the total are from the subfamily Stenodermatinae. All the individuals from this group are frugivorous, it can be affirmed that the bat population of both sampled zones is dominated by frugivorous, that is, taking into account that the method of capture by mist net favors the capturing of fruit-eating bats.
- Es van registrar 384 quiròpters de 41 espècies diferents, la majoria de la família Phyllostomidae, concretament un 60% del total dels espècimens capturats són de la subfamília Stenodermatinae. Tots els individus d'aquest grup són frugívors, per tant es pot afirmar que les poblacions de ratpenats de les dues zones mostrejades són dominades per frugívors sempre i quan es tingui en compte que el mètode de captura per xarxa japonesa afavoreix la captura dels ratpenats que s'alimenten de fruits.
- The sampling effort realized in this study is insufficient to be able to make a complete inventory of the chiropters population of the Sant Rafael Community and its communal reserve, as its being shown by the estimate calculated, all of them estimate a number of species and individuals expected bigger than the registered.
- L'esforç de mostreig que s'ha realitzat en aquest estudi és insuficient per poder fer un inventari complet de les poblacions de quiròpters de la Comunitat de Sant Rafael i la seva Reserva comunal, tal i com mostren els estimadors calculats, que tots estimen un nombre d'espècies i d'individus esperats major al que s'ha registrat.
- The population that inhabits in the community is dominated by species with generalist diets and with a big capacity to occupy perturbed zones by humankind, as for example *U. bilobatum* and *C. brevicauda*. In the community species more sensible to perturbation, and by that assiduous to the zones of the primary forest with better vegetal cover are the ones dominating, such as the species of the *Artibeus* genre.

7. Bibliografia

Albuja, L. H. (1999). Murciélagos del Ecuador. Escuela Politécnica Nacional. 2a edición. Cicetronic Cía. Ltda. Quito.

Aguirre, L. F. (2007). Historia natural, distribución y conservación de los murciélagos de Bolivia. Centro de Ecología y Difusión Simón I. Patiño. Santa Cruz de la Sierra.

Bergallo, H. G., Esbérard, C. E., Mello, M. A. R., Lins, V., Mangolin, R., Melo, G. G., & Baptista, M. (2003). Bat species richness in Atlantic Forest: what is the minimum sampling effort?. *Biotropica*, 35(2), 278-288.

Bernard, E., & Fenton, M. B. (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.

Bonaccorso, F. J., & Humphrey, S. R. (1984). Fruit bat niche dynamics: their role in maintaining tropical forest diversity. In *Tropical rain-forest: the Leeds symposium*/edited by AC Chadwick and SL Sutton. Leeds: Leeds Philosophical and Literary Society, 1984..

Chauca, L. A. Gremio alimenticios en una comunidad de murciélagos de sotobosque de la Amazonía Central. *Adam Ana Maria Daniel Elaine Felipe*, 96.

Cosson, J. F., Pons, J. M. & Masson, D (1999). Effect of forest fragmentation on frugivorous and nectarivorous bats in French Guiana. *Journal of Tropical Ecology* 15: 515-534.

- Díaz, M. M., & Willig, M. R. (2004). Nuevos registros de *Glironia venusta* y *Didelphis albiventris* (Didelphimorphia) para Perú. *Mastozoología neotropical*, 11(2), 185-192.
- Díaz, M. M., Solari, S., Aguirre, L. F., Aguiar, L. M., & Barquez, R. M. (2016). Clave de Identificación de los Murciélagos de Sudamérica—Chave de Identificacao dos Morcegos da America do Sul. *Publicación Especial Nro*, 2.
- Estrada A., & J.D. Merritt. (1993). Bat species richness and abundance in tropical rain forest fragments and in agricultural habitats at Los Tuxtlas, Mexico. *Ecography* 16: 309-318
- Evelyn, M. J. & Stiles. D. A. 2003. Roosting requirements of two frugivorous bats (*Sturnira lilium* and *Artibeus intermedius*) in fragmented Neotropical forest. *Biotropica* 35: 405-418.
- Fenton, M. B. (1970). Population studies of *Myotis lucifugus* (Chiroptera: Vespertilionidae) in Ontario. *Life Science Contributions, Royal Ontario Museum* 77:1-34.
- Fenton, M. B., Acharya, L. Audet, D. (1992). Phyllostomid bats (Chiroptera: Phyllostomidae) as indicators of habitat disruption in the Neotropics. *Biotropica* 24: 440-446
- Fenton, M. B. & Ratcliffe, J. M. (2010). Bats. *Current Biology*, 20(24), R1060-R1062.
- Fleming, T. H., & Sosa, V. J. (1994). Effects of nectarivorous and frugivorous mammals on reproductive success of plants. *Journal of Mammalogy*, 75(4), 845-851.
- Gardner, A. L. (1977). Feeding habitats. In: Baker, R.J.; Jones, J.K. & D.C. Carter. *Biology of bats of the New World family Phyllostomidae. Parte II. Spec. Publ. Mus. Texas Tech Univ.*, num. 13. pp 293-350.
- Gardner A.L. (2008). *Mammals of South America, vol. 1: marsupials, xenarthrans, shrews, and bats*. University of Chicago Press.
- González, J. G. (1998). Dispersión de semillas por murciélagos: su importancia en la conservación y regeneración del bosque tropical. *Acta Zoológica Mexicana* (73), 57-74.
- Gorchov, D. L., F. Cornejo, C. F. Ascorra & M. Jaramillo. (1995). Dietary overlap between frugivorous birds and bats in the Peruvian Amazon. *Oikos* 74(2): 235–250.
- Gotelli, N. J., & Colwell, R. K. (2001). Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology letters*, 4(4), 379-391.
- Griffin, D. R., & Galambos, R. (1941). The sensory basis of obstacle avoidance by flying bats. *Journal of Experimental Zoology Part A: Ecological Genetics and Physiology*, 86(3), 481-506.
- Hice, C. L., Velasco, P. M., & Willig, M. R. (2004). Bats of the Reserva Nacional Allpahuayo-Mishana, northeastern Peru, with notes on community structure. *Acta Chiropterologica*, 6(2), 319-334.
- Howe, H. F., & Smallwood, J. (1982). Ecology of seed dispersal. *Annual review of ecology and systematics*, 13(1), 201-228.
- Jiménez-Ortega, A. M., & Mantilla-Meluk, H. (2008). El papel de la tala selectiva en la conservación de bosques neotropicales y la utilidad de los murciélagos como bioindicadores de disturbio. *Revista Institucional Universidad Tecnológica del Chocó: Investigación, Biodiversidad y Desarrollo*, 27(1), 100-108.
- Kunz, T.H. (1982). Roosting ecology of bats. In: *Ecology of bats*. New York, USA: Plenum Press.
- Lim B.K., Engstrom, M.D., Reid, F.A., Simmons, N.B., Voss, R.S. & Fleck, D.W. (2010). New species of *Peropteryx* (Chiroptera: Emballonuridae) from western Amazonia with comments on phylogenetic relationships within the Genus. *American Museum Novitates* 3686, 1-20.
- Medellín, R. A. (1993). Estructura y diversidad de una comunidad de murciélagos en el trópico húmedo mexicano. *Avances en el estudio de los mamíferos de México*, 1, 333-354.
- Medellín, R. A., Equihua, M., & Amin, M. A. (2000). Bat diversity and abundance as indicators of disturbance in Neotropical rainforests. *Conservation biology*, 14(6), 1666-1675.
- Medellín, R. A., & Gaona, O. (1999). Seed dispersal by bats and birds in forest and disturbed habitats of Chiapas, Mexico. *Biotropica*, 31(3), 478-485.
- Mena, J. L. (2010). Respuestas de los murciélagos a la fragmentación del bosque en Pozuzo, Perú. *Revista Peruana de Biología*, 17(3), 277-284.
- Muscarella, R. & Fleming, T. H. (2007). The role of frugivorous bats in tropical forest succession. *Biological Reviews* 82(4): 573–590.
- Noss R., Custi, B., & Groom, M. J. (2006). Habitat fragmentation. - En: Groom, M. J. et al. (eds.), *Principles of Conservation Biology*. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, USA. Pp. 213-251.
- Noss, R. F. (1990). Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4(4): 355–364

- 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.
- Kalko, E. K., & Condon, M. A. (1998). Echolocation, olfaction and fruit display: how bats find fruit of flagelliferous cucurbits. *Functional Ecology*, 12(3), 364-372.
- Rengifo, E. M., Calderón, W., & Aquino, R. (2012). Características de refugios de algunas especies de murciélagos en la cuenca alta del río Itaua, Loreto, Perú. *UNED Research Journal/ Cuadernos de Investigación UNED*, 5(1), 143-150
- Rodríguez-Herrera, B., Medellín, R.A. & Timm, R.M. (2007). Murciélagos neotropicales que acampan en hojas/ Neotropical tent-roosting bats. Heredia, Costa Rica: Editorial Inbio
- Sayer, J. A., & Whitmore, T. C. (1991). Tropical moist forests: destruction and species extinction. *Biological conservation*, 55(2), 199-213.
- Serra-Cobo, J., López-Roig, M., Bayer, X., Amengual, B., & Guasch, C. (2009). Ratpenats. *Ciència i mite*. Barcelona (Spain): Publicacions i edicions de la Universitat de Barcelona.
- Simmons, N. B., & Voss, R. S. (1998). The mammals of Paracou, French Guiana, a Neotropical lowland rainforest fauna. Part 1, Bats. *Bulletin of the AMNH*; no. 237.
- Simmons, N. (2005). Order Chiroptera. In: *Mammals species of the world: a taxonomic and geographic reference*. Volumen 1. Baltimore, USA: The Hopkins University.
- Sioli, H. (1984). The Amazon and its main affluents: hydrography, morphology of the river courses, and river types. In *The Amazon* (pp. 127-165). Springer, Dordrecht.
- Soberón J.M. & J. Llorente. 1993. The Use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conservation Biology* 7: 480-488.
- Tirira, D. (1998). Técnicas de campo para el estudio de mamíferos silvestres. *Biología, Sistemática y Conservación de los Mamíferos del Ecuador*. Museo de Zoología, Centro de Biodiversidad y Ambiente. Pontificia Universidad Católica del Ecuador, 93-126.
- Velazco, P. M., & Cadenillas, R. (2011). On the identity of *Lophostoma silvicolum occidentale* (Davis & Carter, 1978)(Chiroptera: Phyllostomidae). *Zootaxa*, 2962, 1-20.
- Voss, R. S., & Emmons, L. (1996). Mammalian diversity in Neotropical lowland rainforests: a preliminary assessment. *Bulletin of the AMNH*; no. 230.
- Willig, M. R. (1985). Reproductive patterns of bats from Caatingas and Cerrado biomes in Northeastern Brazil. *Journal of Mammalogy*, 66:668-681 .
- Wilson, D. E., Ascorra, C. F., Solari, S., Wilson, D. E., & Sandoval, A. (1996). Bats as indicators of habitat disturbance. - En: *Manu: The Biodiversity of Southeastern Peru*. Smithsonian Institution Press, Lima. Pp. 613-625.