

Universidade de Lisboa
Faculdade de Ciências
Departamento de Biologia Animal



**ESTRATIFICAÇÃO VERTICAL E EFEITO DA
FRAGMENTAÇÃO NUMA COMUNIDADE DE
MORCEGOS (CHIROPTERA, MAMMALIA)
NA AMAZÓNIA CENTRAL**

INÊS MARIA SIMÕES SILVA

Dissertação
Mestrado em Biologia da Conservação

2012

Universidade de Lisboa
Faculdade de Ciências
Departamento de Biologia Animal



**ESTRATIFICAÇÃO VERTICAL E EFEITO DA
FRAGMENTAÇÃO NUMA COMUNIDADE DE
MORCEGOS (CHIROPTERA, MAMMALIA)
NA AMAZÓNIA CENTRAL**

INÊS MARIA SIMÕES SILVA

Dissertação
Mestrado em Biologia da Conservação

Orientador: Professor Dr. Christoph Meyer (CBA/FCUL)

2012

ABSTRACT

Tropical forests have a key role in the preservation of global biodiversity. Part of their extraordinarily high diversity is due to their high structural complexity, particularly at the vertical level. However, mainly due to difficulties in gaining access, the canopy remains one of the least known parts of tropical ecosystems. In the Neotropics, rampant deforestation and increasing fragmentation of habitats threaten the survival of many species. Bats (order Chiroptera), particularly Phyllostomidae, are considered excellent bioindicators due to their taxonomic, ecological and functional diversity. The main objectives of this dissertation were to assess the effects of forest fragmentation and to analyze the degree of vertical stratification in a Central Amazonian bat assemblage. Using mist-nets set at the understory and canopy level, we compared the assemblages in forest fragments of 1, 10 and 100-ha and in continuous forest at the Biological Dynamics of Forest Fragments Project (BDFFP) in the State of Amazonas, Brazil. Diversity and evenness were higher in continuous forest and the canopy, while dominance was higher in fragments and the understory. Fragment size also had a clear influence on bat responses. Gleaning animalivorous bats were less abundant in smaller fragments, while nectarivores and frugivores increased in species richness and abundance in 1 and 10-ha fragments. There were no marked differences between the understory, sub-canopy and canopy strata, due to low bat captures in the canopy nets; however, there was a tendency for gleaning animalivores and frugivores to be more abundant in the superior strata (> 6 meters) on fragments than continuous forest. The findings from this study contribute to a better understanding of the effects of forest fragmentation and patterns of vertical stratification in Neotropical bat assemblages, and provide further evidence that, for an adequate inventory of local bat faunas, sampling should encompass all strata of tropical forests.

Keywords: bats; Chiroptera; fragmentation; vertical stratification; Amazon rainforest.

RESUMO

As florestas tropicais têm um papel fundamental na preservação da biodiversidade global. Parte da sua elevada diversidade resulta da grande complexidade estrutural ao nível vertical. No entanto, devido a dificuldades no acesso, a canócia continua a ser uma das partes menos conhecidas destes ecossistemas tropicais. Nos neotrópicos, o desmatamento crescente e a fragmentação de habitats ameaça a persistência das espécies. Os morcegos (ordem Chiroptera), principalmente a família Phyllostomidae, são considerados excelentes bioindicadores devido à sua diversidade taxonómica, ecológica e funcional. Esta dissertação teve como objetivos a avaliação do efeito da fragmentação e a análise da estratificação vertical numa comunidade de morcegos na Amazônia Central. Através da utilização de redes-de-neblina, ao nível do sub-bosque e da canócia, compararam-se as comunidades presentes nos fragmentos de 1, 10 e 100-ha e na floresta contínua do Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF). A diversidade e equitabilidade foram superiores na floresta contínua e na canócia, enquanto a dominância foi superior nos fragmentos e no sub-bosque. Foi também evidente uma influência do tamanho dos fragmentos nas respostas dos morcegos ao nível específico. Os faunívoros recolectores foram menos abundantes nos fragmentos de menores dimensões, enquanto nos nectarívoros e nos frugívoros ocorreu um incremento de espécies e indivíduos nos fragmentos de 1 e 10-ha. Não foram observadas diferenças acentuadas entre os estratos sub-bosque, sub-dossel e canócia, devido ao número baixo de capturas com as redes de canócia; contudo, houve uma tendência para os faunívoros recolectores e os frugívoros serem mais abundante nos estratos superiores (> 6 metros) nos fragmentos do que na floresta contínua. A informação recolhida para este estudo permitiu conhecer melhor os efeitos da fragmentação e estratificação nas comunidades de morcegos neotropicais, sendo também evidente que, para uma caracterização adequada da quiropterofauna tropical, é necessária uma amostragem em todos os estratos das florestas tropicais.

Palavras-chave: morcegos; Chiroptera; fragmentação; estratificação vertical; Amazônia.

ÍNDICE

Abstract.....	i
Resumo	ii
Índice.....	iii
1. Introdução.....	1
1.1. Floresta tropical amazónica	1
1.2. Morcegos	2
1.2.1. Aspetos gerais	2
1.2.2. Efeito da fragmentação	2
1.2.3. Estratificação vertical	4
1.3. Objectivos	4
2. Materiais e métodos.....	5
2.1. Área de estudo.....	5
2.2. Amostragem de morcegos	6
2.2.1. Trabalho de campo	6
2.2.2. Captura e identificação dos morcegos	6
2.2.3. Triagem dos indivíduos	7
2.3. Análise de dados.....	7
2.3.1. Autocorrelação espacial	7
2.3.2. Esforço de amostragem e riqueza de espécies	7
2.3.3. Diversidade e equitabilidade	8
2.3.4. Composição trófica.....	8
2.3.5. Padrões de abundância e dominância de espécies	9
2.3.6. Estratificação vertical	9
2.3.7. Modelação da abundância e riqueza da comunidade	10
3. Resultados	11
3.1. Esforço de amostragem	11
3.2. Composição da comunidade.....	12
3.2.1. Sazonalidade	13
3.2.2. Autocorrelação espacial.....	14
3.3. Efeito da fragmentação	14
3.3.1. Riqueza, diversidade e equitabilidade de espécies.....	14
3.3.2. Padrões de abundância e dominância	16
3.4. Estratificação vertical	20
3.4.1. Riqueza, diversidade e equitabilidade de espécies.....	20
3.4.2. Padrões de abundância e dominância	21
4. Discussão	26
4.1. Composição da comunidade.....	26
4.1.1. Enquadramento da composição faunística	26
4.2. Estrutura da comunidade	27

4.2.1. Efeito da fragmentação	27
4.2.2. Estratificação vertical	30
5. Considerações finais	33
5.1. Métodos de amostragem.....	33
5.2. Implicações para a conservação	33
6. Agradecimentos	35
7. Referências bibliográficas.....	36
Anexos	43

1. INTRODUÇÃO

1.1. FLORESTA TROPICAL AMAZÓNICA

As florestas tropicais são bem conhecidas pela sua diversidade e riqueza biológica; ocupando menos de 8% da superfície continental do planeta, estas abrigam cerca de 60% das espécies conhecidas de animais e plantas (Bradshaw *et al.*, 2009).

Na região neotropical, a Amazónia é o bioma dominante e onde ocorrem cerca de 40% dos ecossistemas tropicais remanescentes (Laurance *et al.*, 2011). Estendendo-se desde os Andes peruanos até às praias atlânticas na porção oriental da América do Sul, a floresta amazónica abrange uma área estimada de 6 milhões de km² (RAISG, 2012).

A fragmentação e destruição dos ecossistemas é uma das principais causas da atual crise da biodiversidade global (Klingbeil & Willig, 2009) e é nos trópicos que estes processos ocorrem de forma mais acentuada. A floresta amazónica já perdeu aproximadamente 20% da sua cobertura florestal original (INPE, 2011) e prevê-se que as tendências atuais de expansão agrícola levem ao desaparecimento de 40% deste bioma até 2050 (Soares-Filho *et al.*, 2006).

Certas atividades humanas (*e.g.* desmatamento, queimadas, corte seletivo da madeira, agricultura e pecuária) atuam diretamente na configuração, na qualidade e na regeneração da floresta, levando ao isolamento e perda do habitat original, ao aumento do efeito de borda e à suscetibilidade a distúrbios externos (Klingbeil & Willig, 2009; Davidson *et al.*, 2012). Desta forma, a fragmentação afeta também a composição e estrutura das comunidades animais, reduzindo a biodiversidade e estabilidade dos ecossistemas; muitas espécies raras, endémicas e/ou especialistas são extintas durante este processo.

As repercussões da intensa pressão humana na Amazónia são agravadas pelo facto desta constituir um habitat muito frágil: os solos ácidos e com baixas concentrações de nutrientes comprometem a sua integridade ao serem expostos a regimes intensos de precipitação devido à desflorestação (Santos, 2010). A regeneração destes habitats pode levar séculos ou, dependendo do nível de destruição e de esterilidade dos solos, simplesmente não ocorrer por meios naturais.

O estudo do processo de fragmentação das florestas tropicais, e do seu efeito nas espécies animais e vegetais, são os principais objetivos do *Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais* (PDBFF), localizado no estado do Amazonas, Brasil (PDBFF, 2012). Criado em 1979, o PDBFF resultou da cooperação científica entre Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) e o Instituto Smithsonian.

Com uma área de cerca de 1000 km², esta paisagem experimental fragmentada é o estudo com maior dimensão e duração ao nível mundial (Laurance *et al.*, 2011). O PDBFF é de grande importância científica, sendo a origem da maioria do conhecimento das consequências ecológicas da fragmentação na floresta amazónica (Laurance & Vasconcelos, 2009).

1.2. MORCEGOS

1.2.1. Aspectos gerais

Com 1150 espécies conhecidas no mundo, os morcegos (ordem Chiroptera) são a segunda ordem da classe Mammalia, após os roedores, com maior número de espécies nas regiões tropicais (Schipper *et al.*, 2008) e representam 25% da diversidade de mamíferos da Amazônia brasileira (Reis *et al.*, 2006). A quiropterofauna brasileira está em constante mudança, com a descrição de novas espécies e a ampliação de áreas de ocorrência. A compilação mais recente para a Amazônia brasileira registou a ocorrência de pelo menos 9 das 18 famílias de microquirópteros, 64 gêneros e 146 espécies; a família mais diversificada é a Phyllostomidae, endêmica da região neotropical, com 35 gêneros e 80 espécies registradas (Bernard *et al.*, 2011).

A sua variedade de adaptações morfológicas e hábitos alimentares, resultante de uma maior oferta de abrigos e recursos, permitem-lhes manter uma relação complexa e interdependente com o meio: agem tanto como reguladores das populações de artrópodes e pequenos vertebrados como polinizadores e dispersores de sementes (Kunz *et al.*, 2011). A forte preferência de várias espécies frugívoras pelo consumo dos frutos de plantas pioneiras (*e.g.* gêneros *Piper*, *Vismia*, *Cecropia*, e *Solanum*), juntamente com a sua capacidade de dispersão das sementes destas espécies, revela o papel essencial dos morcegos na regeneração de áreas perturbadas, particularmente nos primeiros estágios sucessionais (Kelm *et al.*, 2008; Lobova *et al.*, 2009).

A elevada abundância, diversidade taxonômica e estruturação das comunidades fazem dos morcegos um excelente bioindicador das alterações ambientais e um ótimo grupo para estudar os efeitos da fragmentação (Jones *et al.*, 2009).

1.2.2. Efeito da fragmentação

Vários estudos realizados na região neotropical têm tentado determinar os impactos que as alterações nos ecossistemas, e/ou o seu nível de perturbação, têm nas comunidades de morcegos (*e.g.* Sampaio, 2000; Estrada & Coates-Estrada, 2002; Gorresen & Willig, 2004; Faria, 2006; Willig *et al.*, 2007; Meyer & Kalko, 2008; Klingbeil & Willig, 2009; Klingbeil & Willig 2010). Em particular, o estudo de Sampaio (2000) foi realizado também no PDBFF, entre 1996 e 1999.

O processo de fragmentação tem efeitos nas comunidades de morcegos ao nível das interações ecológicas (*e.g.* disponibilidade de recursos alimentares e abrigos), interespecíficas (*e.g.* competição, predação, partição e sobreposição de nichos) e intraespecíficas (*e.g.* limites fisiológicos e comportamento), causando alterações tanto ao nível da composição e riqueza de espécies como variações das taxas de natalidade e mortalidade ao nível populacional (Willig *et al.*, 2007).

Apesar dos morcegos serem menos vulneráveis à fragmentação do que outros mamíferos devido à sua capacidade de dispersão (Estrada & Coates-Estrada, 2002), as comunidades nas áreas fragmentadas tendem a ser menos complexas, diversas e com maior dominância de poucas espécies que as áreas não fragmentadas (Faria, 2006, Willig *et al.*, 2007), pois a floresta contínua concentra uma maior quantidade de recursos potencialmente úteis para os morcegos (Bianconi *et al.*, 2004). No entanto, esta simplificação nem sempre é evidente; as áreas fragmentadas podem ter níveis de riqueza e abundância semelhantes às das florestas contínuas (Faria, 2006; Willig *et al.*, 2008). As comunidades não têm apenas uma resposta padrão à fragmentação, mas também ao tamanho dos fragmentos, à sua integridade ambiental e às características da matriz circundante (Estrada & Coates-Estrada, 2002; Gorresen & Willig, 2004; Struebig *et al.*, 2008; Klingbeil & Willig, 2009). Quanto mais pequeno for um fragmento, mais alterações ocorrem na estrutura das comunidades e maior é a taxa de perda de espécies e indivíduos (Reis *et al.*, 2002; Faria, 2006).

A resposta dos morcegos neotropicais à fragmentação varia também de forma específica, consoante as associações taxonómicas e/ou grupos tróficos considerados (Meyer & Kalko, 2008; Klingbeil & Willig, 2009). A presença ou ausência de determinadas espécies, resultante da sua menor ou maior vulnerabilidade ao isolamento, pode ser um bom indicador da condição do ecossistema (Klingbeil & Willig, 2009). Espécies altamente adaptáveis podem invadir certos nichos ecológicos em detrimento de espécies mais sensíveis e tornarem-se dominantes, levando à homogeneização das comunidades (Reis *et al.*, 2002). Os morcegos frugívoros e nectarívoros, por exemplo, ocorrem em maior número nas áreas alteradas (Bobrowiec & Gribel, 2010; Kunz *et al.*, 2011); a vegetação secundária favorece estas espécies pois as plantas pioneiras zoocóricas desempenham um papel importante como fonte de alimento (Lobova *et al.*, 2009). Em contraste, os morcegos insectívoros e carnívoros são afetados pela fragmentação, decrescendo em abundância e riqueza de espécies (Clarke *et al.*, 2005; Willig *et al.*, 2007; Castro-Arellano *et al.*, 2009). De facto, a subfamília Phyllostominae (família Phyllostomidae), composta maioritariamente por insectívoros, carnívoros e omnívoros recolectores, é descrita como potencial indicadora de áreas perturbadas; as necessidades de recursos especializados restringem os filostomíneos a florestas contínuas ou grandes áreas florestais com abundância desses recursos (Medellín *et al.*, 2000; Gorresen & Willig, 2004, Klingbeil & Willig, 2009).

No entanto, devido à grande variedade de desenhos experimentais e métodos de amostragem utilizados nos estudos com morcegos, a sua identificação como potenciais bioindicadores ambientais e as generalizações efetuadas devem ser interpretadas com cuidado; as respostas deste grupo aos distúrbios testados não seguiram um único padrão, tanto ao nível de riqueza como de abundância (Cunto & Bernard, 2012). Apesar dos problemas identificados, o contributo dos morcegos para o estudo da fragmentação na região neotropical não deve ser desprezado.

1.2.3. Estratificação vertical

As florestas tropicais são caracterizadas por vários estratos: o chão da floresta (“*forest floor*”), o sub-bosque (“*understory*”), o sub-dossel (“*sub-canopy*”), o dossel ou canóvia (“*canopy*”) e a camada emergente (“*emergent layer*”). Frequentemente, a metodologia utilizada para a captura dos quirópteros consiste em redes-de-neblina colocadas ao nível do sub-bosque (“*ground mistnetting*”), tanto devido ao seu baixo custo como às facilidades no transporte e montagem no campo (Bernard, 2001; Oliveira, 2010).

No entanto, tal como os restantes métodos de amostragem de morcegos (coleta manual, armadilhas tipo funil ou harpa e amostragem acústica), este tem a desvantagem de ser parcialmente seletivo: as amostragens restritas ao sub-bosque resultam em generalizações erradas e levam à subestimação da diversidade e abundância das espécies, principalmente das que se movimentam nos estratos florestais superiores (Straube & Bianconi, 2002; Carvalho & Fabián, 2011).

Assim, de modo a complementar a informação recolhida com as redes de sub-bosque, recorre-se por vezes a redes-de-neblina montadas ao nível da canóvia (“*canopy mistnetting*”). O recurso a este método permite obter um inventário, ainda parcial, mas mais completo das espécies presentes na área (Rex *et al.*, 2011). A canóvia é um dos componentes mais ativos das florestas tropicais, agindo como uma interface entre a biosfera e a atmosfera com características físicas, climáticas e biológicas significativamente diferentes das do sub-bosque (*i.e.* intensidade da luz, da humidade, da disponibilidade de recursos alimentares e da estrutura da vegetação; Bernard, 2001).

Apesar da canóvia ser frequentemente negligenciada nos estudos das comunidades de vertebrados e, particularmente, de morcegos, existem alguns que envolveram a análise da estratificação dos morcegos neotropicais (Bernard, 2001; Kalko & Handley, 2001; Sampaio *et al.*, 2003; Weise, 2007; Peters *et al.*, 2005; Rex *et al.*, 2008; Pereira *et al.*, 2010a; Rex *et al.*, 2011). Bernard (2001) realizou um estudo na floresta contínua do PDBFF, onde verificou a presença de estratificação vertical bem marcada, com 25 espécies capturadas exclusivamente na canóvia. A estratificação vertical é uma das características mais importantes nas comunidades de morcegos, permitindo a coexistência de um grande número de espécies na mesma área geográfica (Kalko & Handley, 2001; Pereira *et al.*, 2010a).

1.3. OBJECTIVOS

O âmbito geral da tese prende-se com a análise da estratificação vertical e dos efeitos da fragmentação nas comunidades de morcegos do PDBFF. Neste sentido, os objetivos específicos são: (i) **inventariar a fauna de quirópteros existentes atualmente no PDBFF**; (ii) **avaliar o efeito da fragmentação florestal nas comunidades de morcegos no PDBFF**, verificando se há diferenças significativas entre as áreas de floresta contínua e os fragmentos;

(iii) **analisar a presença de estratificação vertical no PDBFF** através da comparação das comunidades de sub-bosque e canópia.

Espera-se encontrar diferenças entre as áreas de floresta contínua e os fragmentos florestais relativamente à composição e estrutura da comunidade de morcegos, e que estas se tornem mais simplificadas (*i.e.* menor riqueza e equitabilidade, maior dominância) nos fragmentos; espera-se também evidenciar alguma influência da diminuição do tamanho dos fragmentos ao nível da comunidade. Espera-se capturar em maior abundância nos fragmentos as espécies que beneficiam de um habitat alterado (*e.g.* frugívoros e nectarívoros), e na floresta contínua as que são mais afetadas por alterações no habitat (*e.g.* insectívoros e carnívoros recolectores, particularmente os da família Phyllostominae).

Espera-se que a comunidade capturada nos estratos superiores da floresta (canópia) seja diferente da comunidade ao nível do chão da floresta (sub-bosque), com espécies discrepantes devido a diferenças morfológicas, comportamentais e ecológicas. Espera-se também encontrar diferenças no uso do espaço vertical entre floresta contínua e fragmentos.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. ÁREA DE ESTUDO

A presente tese insere-se no projeto “*Dinâmica temporal dos impactos de fragmentação da floresta sobre comunidades de morcegos neotropicais*” (PTDC/BIA-BIC/111184/2009), financiado pela Fundação para a Ciência e Tecnologia (FCT), e que decorre no PDBFF, situado a 80-90 quilómetros da cidade de Manaus, no estado do Amazonas, Brasil (2°24'S, 59°43'W e 2°25'S, 59°45'W) [figura 1].



Figura 1. Imagens de satélite *Landsat* da área experimental do PDBFF (PDBFF, 2012). Verde-escuro corresponde a áreas de floresta contínua ou aos fragmentos, verde-claro são as florestas secundárias (antigas pastagens) e vermelho representa pastagens ativas ou áreas com solo exposto. Mapa no **Anexo I**.

Esta área é caracterizada como floresta tropical húmida de *terra firme*, pois não é inundada periodicamente devido às cheias dos rios. O clima da região é do tipo Af de Koeppen, com uma temperatura média anual de 27°C (máxima: 35-39°C; mínima: 19-21°C), precipitação anual de 1900 a 3500mm e uma estação seca de Junho a Outubro (Laurance *et al.*, 2011). Os

solos dominantes da Amazônia central são latossolos arenosos ou argilosos fortemente lixiviados e pobres em macronutrientes (Neu, 2011).

A copa das árvores pode atingir até 30 a 37 metros nas áreas de floresta contínua, com emergentes até 55 metros, e a diversidade chega a ultrapassar as 280 espécies arbóreas por hectare (Laurance *et al.*, 2011). Devido ao abandono durante a década de 80 das fazendas que abrigam os fragmentos, a área circundante tem vindo a regenerar e a constituir florestas secundárias de idades e composições florísticas variadas (Bobrowiec & Gribel, 2010). Os picos da floração e frutificação ocorrem na estação seca e na estação chuvosa, respetivamente (Haugaasen & Peres, 2005).

2.2. AMOSTRAGEM DE MORCEGOS

2.2.1. Trabalho de campo

Foram amostradas 17 reservas do PDBFF: 8 fragmentos florestais (de 1-ha, 10-ha e 100-ha) e 9 áreas de floresta contínua [tabela 1]. Todos estes locais, exceto os fragmentos de 100-ha), foram também amostrados por Sampaio (2000) entre 1996-1999.

Tabela 1. Locais de amostragem (fragmentos: reservas isoladas; contínua: reservas não isoladas) no PDBFF.

TIPO	CÓDIGO	LOCAIS	TAMANHO DA RESERVA			TOTAL
			1 hectare	10 hectares	100 hectares	
FRAGMENTOS	PAL	Porto Alegre	1	1	1	3
	COL	Colosso	1	1		2
	DIM	Dimona	1	1	1	3
	Total			3	3	2
CONTÍNUA	CAB	Cabo Frio				3
	KM	Km 41	Áreas de floresta primária contínua			3
	FLO	Florestal				3
	Total					

Os períodos de amostragem decorreram entre Agosto e Novembro de 2011 (com 34 noites de capturas) e Março a Julho de 2012 (43 noites), totalizando 77 noites de amostragem; os dados do 2º período foram fornecidos pelos restantes elementos do projeto. Os meses de Agosto-Novembro de 2011 e Junho-Julho de 2012 foram agrupados como estação seca, enquanto os dados de Março-Maio de 2012 foram agrupados como estação chuvosa.

2.2.2. Captura e identificação dos morcegos

Em cada uma das áreas foram montadas 14 redes-de-neblinas ao nível do sub-bosque (12m x 3m, dispostas nas trilhas existentes em cada local e dispostas de forma linear) e 1 a 3 redes ao nível da canóia (3m x 12m), com o topo colocado a uma altura média de 16.2 metros (máximo: 22m; mínimo: 12m), e que ficaram abertas entre as 18h (pôr-do-sol) e 24h. Durante as noites de captura, as redes eram inspecionadas aproximadamente a cada 15 minutos. Os

indivíduos capturados foram acondicionados individualmente em sacos de pano, sendo processados e libertados logo que possível.

A identificação das espécies foi de acordo com as chaves de Lim & Engstrom (2001), Charles-Dominique *et al.* (2001) e Sampaio & Kalko (*unpublished*), enquanto a classificação e nomenclatura taxonômica seguem Gardner (2008). Alguns exemplares cuja identificação não foi possível em campo foram coletados para posterior identificação em laboratório. Estes foram então depositados na coleção de morcegos do INPA.

2.2.3. Triagem dos indivíduos

Para cada indivíduo foram recolhidos os valores do comprimento de antebraço através de paquímetros com precisão de 0.01 mm. A idade foi determinada através da observação da ossificação das epífises das falanges dos dedos da mão, a condição reprodutiva foi determinada através dos caracteres secundários (fêmeas: verificação do volume abdominal e da secreção das mamas; machos: presença de testículos abdominais ou testículos escrotados) e o peso foi obtido através de dinamômetros (Pesola de 30g, 60g, 100g ou 300g). Dados abióticos (condições do tempo, local e hora de captura) também foram registrados.

Os morcegos frugívoros foram marcados com colares (“*ball-chain necklaces*”) com uma anilha numerada e os faunívoros recolectores com *microchips* subcutâneos (“*transponders*”) para que pudessem ser devidamente reconhecidos se recapturados.

2.3. ANÁLISE DE DADOS

Todas as análises estatísticas foram restritas à família Phyllostomidae e a uma espécie da família Mormoopidae (*Pteronotus parnellii*). A utilização de redes-de-neblina favorece a captura destas espécies enquanto as restantes famílias são subestimadas, devido à sua capacidade de ecolocação e por voarem acima da canópia (Kalko, 1998).

2.3.1. Autocorrelação espacial

Para verificar se dados estão autocorrelacionados espacialmente, realizou-se um teste de Mantel com base em matrizes de abundância/riqueza e de distâncias geográficas (Fortin *et al.*, 2002) e aplicando-se o índice de Bray-Curtis com 9999 permutações.

2.3.2. Esforço de amostragem e riqueza de espécies

De modo a obter o esforço de amostragem foi calculado o tempo de exposição das redes, apresentado como *mnh* (“*mistnet hours*”), sendo que 1 *mnh* corresponde a uma rede de 12 x 3 metros aberta durante uma hora. Também foi obtido o sucesso de captura por unidade de esforço através da taxa de captura (definida como o número de indivíduos capturados por *mnh*) e a taxa de recaptura (razão entre o número de indivíduos recapturados e o total de

capturas); devido ao número baixo de indivíduos recapturados, estes foram incluídos nas análises.

Foram construídas curvas de acumulação e rarefação de espécies, baseada em amostras ao acaso (1000 randomizações). Os métodos de rarefação são os mais adequados porque permitem verificar a suficiência amostral do inventário de riqueza local, a eficiência do método adotado e comparar amostras com diferentes números de indivíduos ou esforço de amostragem (Gotelli & Colwell, 2001). A análise foi feita no programa EstimateS versão 8.2 (Colwell, 2009), e as curvas construídas com recurso ao Microsoft Excel (Microsoft® Office, 2010).

Para obter estimativas do número de espécies presentes nas áreas estudadas foram calculados os estimadores de riqueza específica *Jackknife 1 e 2* (Magurran, 2004). Escolheu-se o estimador de *Jackknife* pois este tem em consideração a heterogeneidade de movimentos de animais móveis, como é o caso dos morcegos, para além de ser o mais indicado de acordo com a completude da amostragem obtida neste estudo (Brose & Martinez, 2004). *Jack1* é também conhecido por fazer uma boa correção para subestimação e é o estimador que teve melhor desempenho num estudo recente sobre comunidades de morcegos filostomídeos neotropicais (Rex *et al.*, 2008).

2.3.3. Diversidade e equitabilidade

A diversidade das comunidades de morcegos capturados foi determinada a partir dos índices de Shannon-Wiener (H') e de Simpson (D). O índice de Simpson é considerado uma medida de dominância, pois dá mais peso às espécies comuns, ao passo que o índice de Shannon-Wiener é influenciado pela presença de espécies raras (Magurran, 2004). Como o índice de Shannon é contestado atualmente – devido à dificuldade em comparar valores do índice e ao facto deste assumir que todas as espécies estão representadas na amostra (Magurran, 2004) – foi também calculado o exponencial do índice de Shannon-Wiener (Jost, 2006). Esta medida evidencia melhor a magnitude da diferença da diversidade, permitindo comparar diferentes áreas de estudo, sendo também a mais apropriada quando se suspeita de subamostragem e a completude é superior a 50% (Jost, 2006; Beck & Schwanghart, 2010).

A equitabilidade foi analisada através do PIE (“*probability of interspecific encounter*”) de Hurlbert e da equitabilidade de Pielou (J') e para obter uma medida da dominância recorreu-se ao cálculo do índice de Berger-Parker (Magurran, 2004; Gotelli & Entsminger, 2006). Para obter estes índices utilizou-se o EstimateS versão 8.2 (Colwell, 2009) e o EcoSim versão 7.71 (Gotelli & Entsminger, 2006).

2.3.4. Composição trófica

As espécies de morcegos capturadas foram inicialmente classificadas segundo a matriz proposta por Kalko *et al.* (1996) **[Anexo II]**. Esta classificação leva em conta a o modo de

obtenção dos alimentos (recolectores ou “*gleaners*” para as espécies que coletam os alimentos a partir dos substratos e aéreos para quando caçam em voo), a dieta e o habitat preferenciais.

No entanto, devido à menor abundância de certos grupos e de modo a facilitar as análises da composição trófica, os morcegos foram posteriormente agrupados em faunívoros aéreos (*i.e.* insectívoros aéreos), faunívoros recolectores (*i.e.* insectívoros, carnívoros e omnívoros recolectores), frugívoros, hematófagos e nectarívoros.

2.3.5. Padrões de abundância e dominância de espécies

Para todas as análises estatísticas relativas à abundância, os dados de capturas foram transformados de forma a obter a abundância relativa por unidade de esforço (que corresponde ao número de indivíduos capturados por 100 *mnh* transformado em *log*-abundância, ao qual foi adicionado 1 de modo a manter a *log*-abundância positiva). Deste modo, reduz-se o efeito das espécies mais abundantes e das diferenças entre o esforço de amostragem dos diferentes locais e métodos.

Para avaliar a dominância foram elaboradas curvas de *rank*-abundância das espécies, entre tipos de rede e tipos de habitat, que foram posteriormente comparadas através do teste não-paramétrico de Kolmogorov-Smirnov (Magurran, 2004).

Para reduzir a dimensionalidade das comunidades e para mostrar as tendências de variação espacial dos dados foi utilizado o escalonamento não-métrico multidimensional (“*non-metric multidimensional scaling*”; NMDS), com base na matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis (Clarke & Warwick, 2001). Este método de ordenação é considerado uma das técnicas mais robustas para análise de comunidades bióticas, uma vez que não assume relações lineares entre as variáveis, apresenta mais tolerância a células vazias na matriz de dados e utiliza um índice de confiança (*stress*) para medir o quanto as distâncias resultantes da análise diferem das distâncias originais (Clarke & Warwick, 2001; McCune & Grace, 2002). No entanto, como os resultados das técnicas de ordenação podem ser excessivamente sensíveis a espécies raras, foram excluídas as espécies com capturas inferiores a 6 indivíduos.

Para identificar as espécies responsáveis pela maior percentagem de dissimilaridade entre os grupos, realizou-se a análise de percentagem de similaridade (“*similarity percentage analysis*”; SIMPER), quando diferenças significativas eram detetadas com o NMDS (Clarke & Warwick, 2001).

2.3.6. Estratificação vertical

Para testar a associação de cada espécie com a canópia ou o sub-bosque, utilizou-se uma metodologia semelhante à de Kalko & Handley (2001): como os pares de dados partilham o mesmo local de amostragem, recorreu-se ao teste *t-Student* de amostras emparelhadas, que foi apenas aplicado para as espécies com $n \geq 6$ indivíduos.

Como as redes de canóia não foram colocadas à mesma altura em todos os locais de amostragem, a altura de captura dos indivíduos foi anotada e estes foram posteriormente agrupados de acordo com capturas ao nível do sub-bosque (<6 metros), do sub-dossel (6-12 metros) e canóia (>12 metros).

2.3.7. Modelação da abundância e riqueza da comunidade

De modo a testar os padrões da estrutura das comunidades realizou-se uma análise de variância multivariada permutacional (não-paramétrica) para modelos com múltiplos fatores (“*permutational multivariate analysis of variance*”; PERMANOVA), com o recurso ao índice de similaridade de Bray-Curtis obtido com 9999 permutações (Anderson, 2005). Esta análise não pressupõe normalidade ou homocedasticidade e permite testar as interações entre os fatores.

No entanto, os resultados significativos com a PERMANOVA podem indicar diferenças tanto devido à dissimilaridade entre grupos como à variação da dispersão dentro dos grupos. O papel potencial de cada um destes fatores foi obtido através de um teste complementar, a análise multivariada permutacional da dispersão (“*permutational analysis of multivariate dispersions*”; PERMDISP), com base na distância das amostras em relação à média do grupo (Anderson, 2006).

Por fim, como a PERMANOVA não leva em conta a componente das medidas repetidas, os dados de abundância e riqueza foram também analisados através de modelos lineares de efeitos mistos e lineares generalizados de efeitos mistos (“*linear mixed effects models*” & “*generalized linear mixed effects models*”; G/LMM) (Zuur *et al.*, 2009). Os efeitos fixos considerados foram as variáveis habitat (floresta contínua & fragmentos 1ha, 10ha e 100ha), estação (chuvosa & seca) e tipo de rede (sub-bosque & canóia). Para o efeito aleatório foi utilizado um “*nested design*” (*i.e.* cada local de amostragem está incluindo num dos dois tipos de habitat), de modo a contabilizar a possível pseudoreplicação dos dados.

Para a análise da riqueza recorreu-se ao LMM (ajustado para máxima verossimilhança e assumindo uma distribuição de erros gaussianas), com os dados transformados em riqueza rarefeita e obtidos para todas as amostras com pelo menos 6 capturas. A abundância assumiu uma distribuição de erros Poisson e, portanto, foi analisada através do GLMM; o esforço de amostragem foi utilizado como *offset*. Para além da abundância total, também se criaram modelos para as 4 espécies mais abundantes (e *P. discolor*, devido à sua abundância nas redes de canóia) e para os diferentes grupos tróficos.

Para seleccionar o modelo mais parcimonioso foi utilizado o critério de informação de Akaike (valor AIC e delta AIC) obtido através do *package* “AICcmodavg” do R (Bolker *et al.*, 2009; Zuur *et al.*, 2009; Mazerolle, 2011). Todas estas análises, tal como outros testes estatísticos descritos anteriormente, foram realizadas através do *software* R versão 2.15 (R Development Core Team, 2012). Se não for indicado o contrário, o nível de significância adotado foi de 5% ($P < 0.05$).

3. RESULTADOS

3.1. ESFORÇO DE AMOSTRAGEM

O esforço total de captura foi de 7473.9 *mnh* em 77 noites de amostragem, com 42 noites em áreas de floresta contínua e 35 em fragmentos florestais [tabela 2]. As noites de captura agrupadas em estação seca (45 noites) resultaram num esforço de 4303 *mnh*, enquanto para a estação seca no segundo período (32 noites) o esforço foi de 3170 *mnh*.

Tabela 2. Esforço de amostragem para cada local de amostragem e tipo de rede utilizado. CAB – Cabo Frio; FLO – Florestal; KM – Km 41; COL – Colosso; DIM – Dimona; PAL – Porto Alegre.

TIPO DE REDE	CONTÍNUA (c)				FRAGMENTOS (f)				TOTAL
	CAB	FLO	KM	Total (c)	COL	DIM	PAL	Total (f)	
Canópia	262.1	155.3	269.1	686.4	78.5	193.6	221.4	493.6	1180.0
Sub-bosque	1242.3	1008.8	1173.3	3424.5	673.6	980.8	1215.0	2869.4	6293.9
TOTAL	1504.4	1164.1	1442.4	4110.9	752.2	1174.4	1436.4	3363.0	7473.9

A curva de acumulação da comunidade de filostomídeos e *P. parnellii* é apresentada na figura 2, juntamente com os resultados obtidos com os estimadores *Jack1* (63.8 espécies) e *Jack2* (74.6 espécies). Estes estimadores permitiram afirmar que foram amostradas cerca de 76.8% e 65.7%, respetivamente, das espécies esperadas para a área.

As curvas de rarefação para os diferentes tipos de habitat e para os dois tipos de rede evidenciaram que a riqueza estimada foi superior nas redes de canópia e nos fragmentos [figura 3, 4].

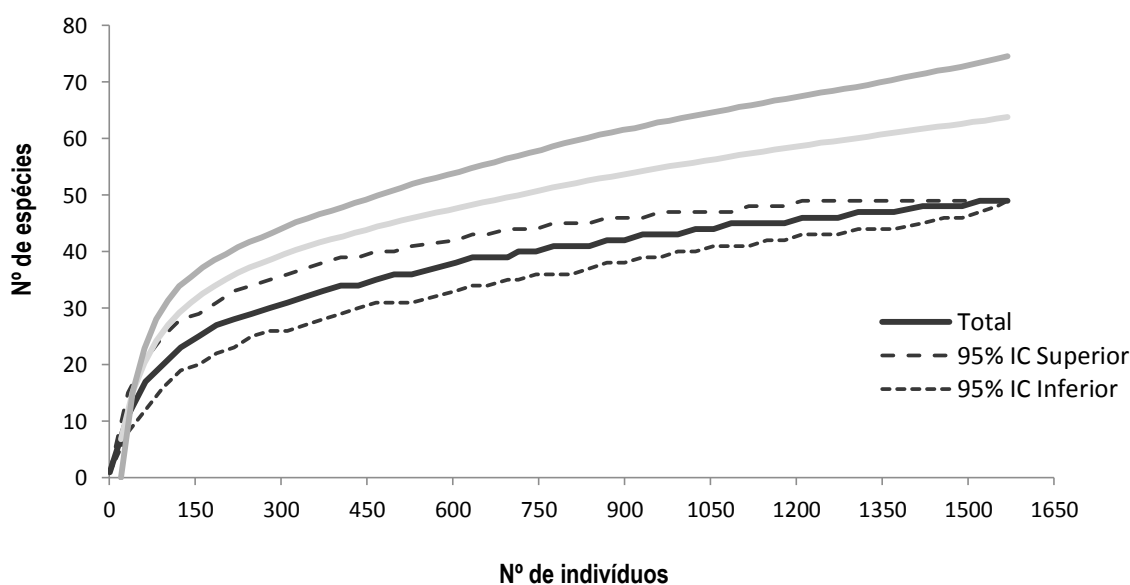


Figura 2. Curva de acumulação da comunidade de filostomídeos + *P. parnellii*, baseada em indivíduos, com os respectivos intervalos de confiança (95%) e estimadores *Jack1* e *Jack2*.

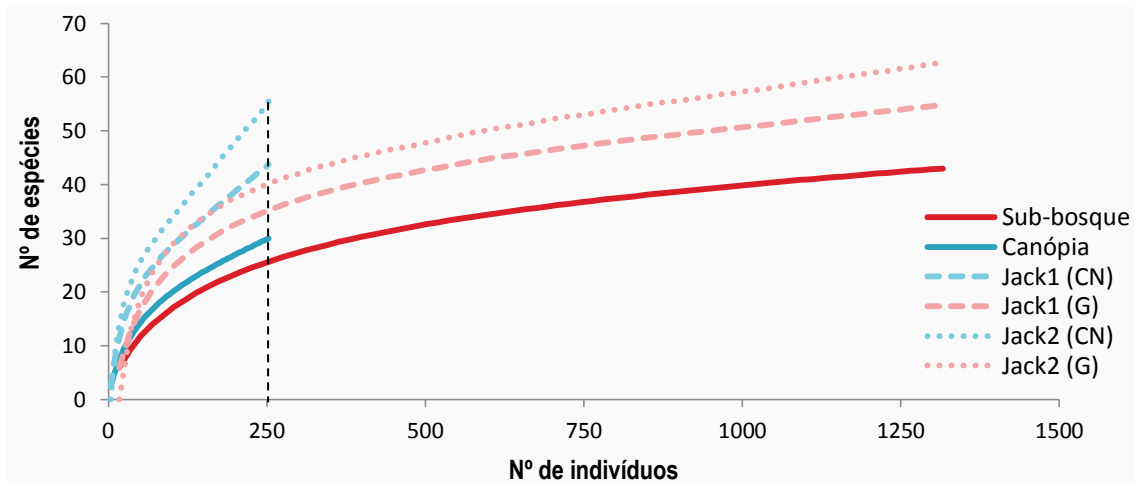


Figura 3. Curva de rarefação da comunidade de filostomídeos + *P. parnellii*, baseada em indivíduos – Sobs (Mao Tau) – para as espécies coletadas nos dois tipos de rede e os estimadores *Jack1* e *Jack2*; CN – canópia; G – sub-bosque.

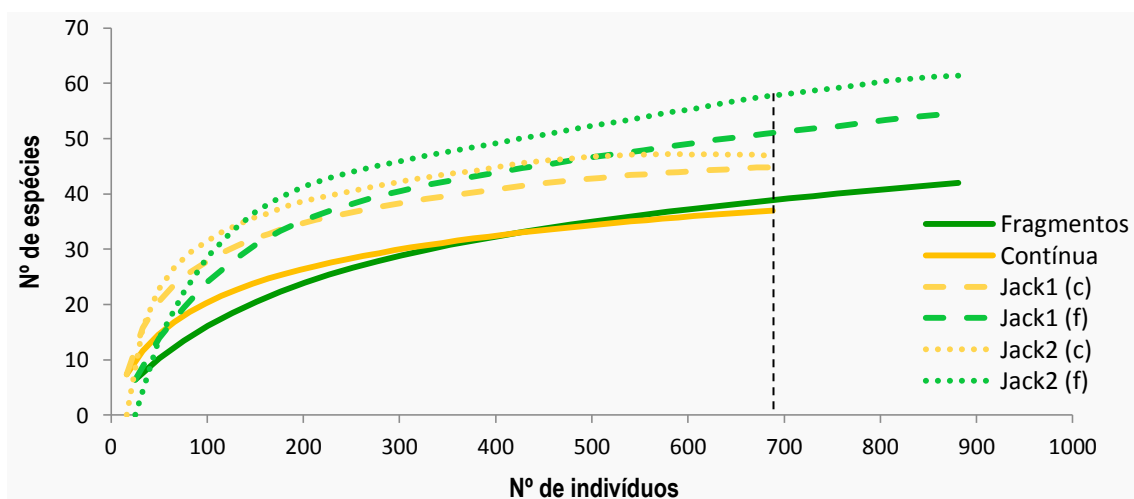


Figura 4. Curva de rarefação da comunidade de filostomídeos + *P. parnellii*, baseada em indivíduos – Sobs (Mao Tau) – para as espécies coletadas nos dois tipos de habitat e os estimadores *Jack1* e *Jack2*; c – contínua; f – fragmentos.

3.2. COMPOSIÇÃO DA COMUNIDADE

Foram capturados 1616 morcegos, representando 59 espécies, 29 gêneros e 5 das 9 famílias presentes no Brasil. A grande maioria (1457 indivíduos; 90.16% do total das capturas) pertence à família Phyllostomidae; da espécie *Pteronotus parnellii* (família Mormoopidae), o único morcego não-filostomídeo devidamente amostrado pelas redes-de-neblina, foram capturados 112 indivíduos (6.93%). Os restantes 47 indivíduos foram insectívoros aéreos da família Vespertilionidae (28; 1.73%), Emballonuridae (16; 0.99%), Thyropteridae (2; 0.12%) e Mormoopidae (1; 0.06%). Através da marcação dos indivíduos capturados foi possível registrar 27 recapturas, o que equivale a uma taxa de recaptura de 1.7%. No geral a família Phyllostomidae foi a mais bem representada, com 81.4% da riqueza observada (48 espécies). Das 49 espécies de filostomídeos (e *P. parnellii*) capturadas, 23 foram representadas por menos de 6 indivíduos (2.4%).

Quando à composição trófica, os morcegos frugívoros predominaram em termos de riqueza específica, com 23 espécies (e 74.4% do total de indivíduos capturados). De seguida foram os faunívoros recolectores com 18 espécies (16.3%) e os nectarívoros com 6 espécies (1.8%) [figura 5]. O *P. parnellii*, único faunívoro aéreo considerado, correspondeu a 7.1% das capturas. Em relação aos hematófagos também só foi capturada uma espécie, *Desmodus rotundus* (0.45%).

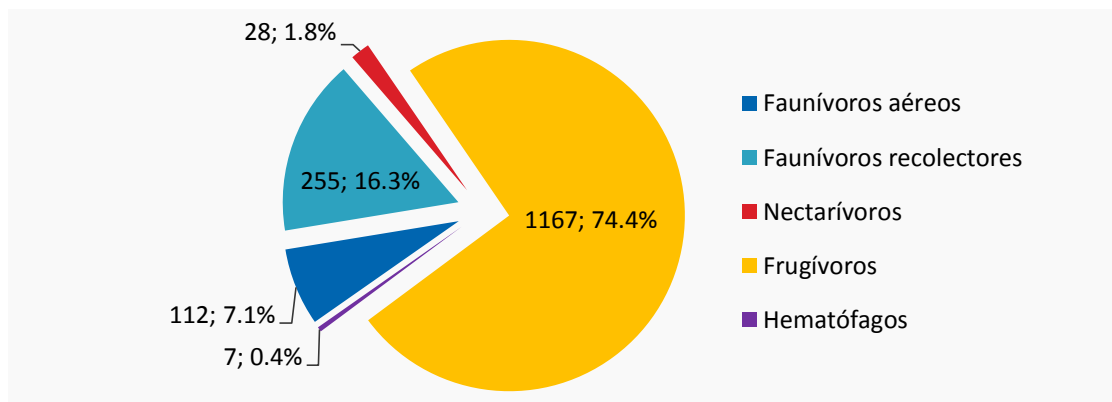


Figura 5. Proporção da abundância dos diferentes grupos tróficos, com o nº de indivíduos e a percentagem de abundância assinalados.

3.2.1. Sazonalidade

A análise PERMANOVA revelou que a composição de espécies foi significativamente diferente entre estações chuvosa e seca, tanto ao nível da abundância relativa ($F_1=3.422$, $R^2=0.042$, $P=0.001$; PERMDISP: $F_1=5.035$, $P=0.033$) como da riqueza específica ($F_1=3.398$, $R^2=0.041$, $P=0.003$; PERMDISP: $F_1=4.389$, $P=0.042$).

O modelo generalizado misto criado confirmou que a estação foi uma das variáveis explicativas mais importantes para a abundância, sendo que os seus maiores valores foram observados durante a estação seca (GLMM, estimativa = 0.373 ± 0.085 , $P<0.000$).

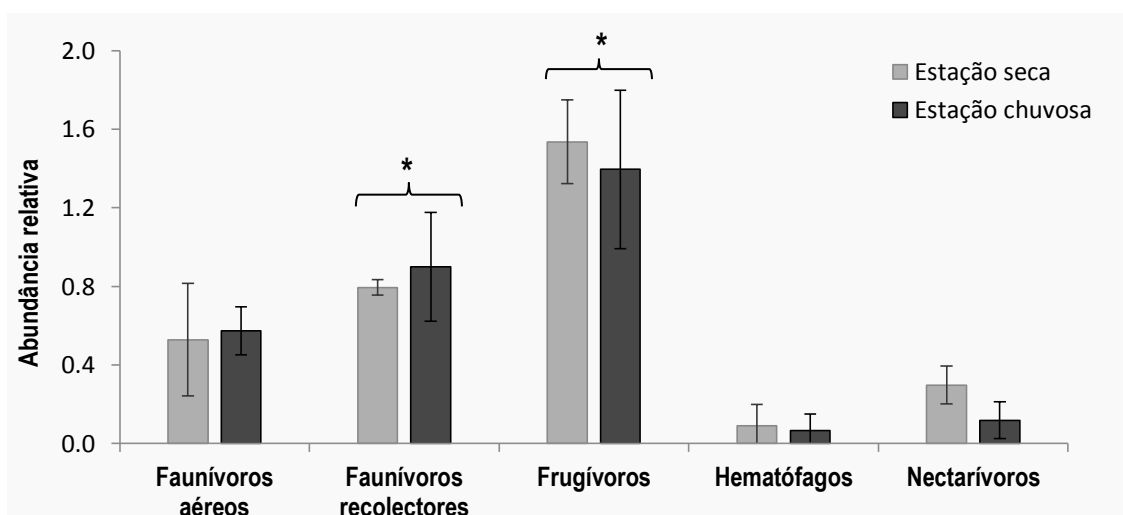


Figura 6. Média e desvio-padrão da abundância relativa (capturas por 100 mn/h) dos diferentes grupos tróficos para a estação seca e a chuvosa. Resultados significativos através dos GLMMs assinalados com asterisco (*).

A análise aos grupos tróficos analisados [figura 6] revelou que os faunívoros recolectores (GLMM, estimativa = -0.270 ± 0.678 , $P=0.005$) foram menos abundantes na estação seca, enquanto os frugívoros (GLMM, estimativa = 0.694 ± 0.114 , $P<0.000$) foram significativamente mais abundantes na estação seca.

Para as espécies mais abundantes [figura 7], verificou-se que a estação apenas teve um efeito significativo para *C. perspicillata* (GLMM, estimativa = 0.847 ± 0.154 , $P<0.000$), *R. pumilio* (GLMM, estimativa = 0.896 ± 0.176 , $P<0.000$) e *P. discolor* (GLMM, estimativa = -1.973 ± 0.644 , $P<0.002$).

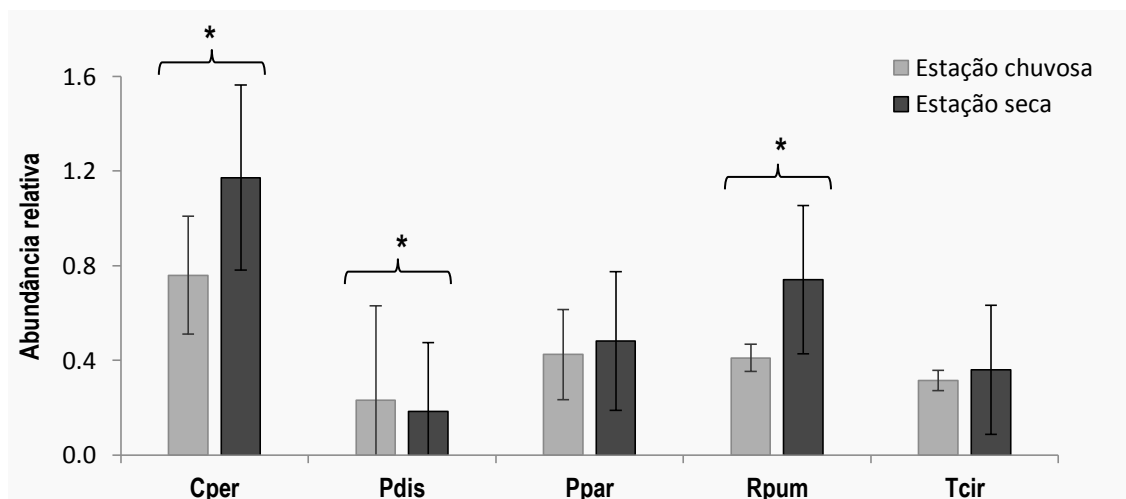


Figura 7. Média e desvio-padrão da abundância relativa (capturas por 100 mnh) as espécies mais abundantes para a estação seca e a chuvosa. Resultados significativos através dos GLMMs assinalados com asterisco (*). Os códigos das espécies estão descritos no Anexo VI.

3.2.2. Autocorrelação espacial

Verificou-se, pelo teste de Mantel que não existe relação entre as distâncias geográficas e as matrizes de riqueza ($r = 0.22$; $P=0.27$) ou abundância ($r = -0.02$; $P=0.46$) dos locais amostrados. Deste modo, as comunidades de morcegos de locais próximos não se mostraram mais semelhantes entre si do que os locais mais distantes e medidas corretivas são desnecessárias.

3.3. EFEITO DA FRAGMENTAÇÃO

3.3.1. Riqueza, diversidade e equitabilidade de espécies

Nas áreas de floresta contínua foram capturados 688 indivíduos, dos quais 615 eram filostomídeos (36 espécies; 39.2%) e 73 indivíduos (4.7%) pertencem à espécie *P. parnellii*. Nos fragmentos florestais foram capturados 881 indivíduos, com 842 da família Phyllostomidae (41 espécies; 53.7%) e 39 indivíduos de *P. parnellii* (2.5%) [Anexo III]. Destes, 119 foram capturados nos fragmentos de 1ha (pertencentes a 21 espécies diferentes), 499 nos de 10ha (33 espécies) e 185 nos de 100ha (30 espécies).

Os resultados da PERMANOVA mostraram que, para a riqueza específica, o fator habitat foi significativo ($F_1=2.731$, $R^2=0.033$, $P<0.000$; PERMDISP: $F_1=0.338$, $P=0.559$), mas o tamanho dos fragmentos não ($F_3=0.844$, $R^2=0.031$, $P=0.444$).

De acordo com o modelo linear misto (LMM) mais parcimonioso, a riqueza está de facto significativamente e negativamente relacionada com o tipo de habitat, sendo que os fragmentos florestais de 1 e 10-ha têm um número de espécies inferior à floresta contínua; no entanto, o R^2 foi de apenas 28.2% [tabela 3].

Tabela 3. Resultados do LMM realizado para a riqueza rarefeita. Os valores significativos estão assinalados a vermelho.

	Estimativa	Erro	t value	P-value (> t)
HABITAT_fragmentos1ha	-1.237	0.381	-3.249	0.002
HABITAT_fragmentos10ha	-1.128	0.322	-3.501	0.001
HABITAT_fragmentos100ha	-0.148	0.436	-0.339	0.736

Em relação aos grupos tróficos, os frugívoros tiveram a maior riqueza específica nos dois habitats, com 20 espécies na floresta contínua e 19 nos fragmentos; no entanto, nos GLMMs criados o preditor habitat não foi incluindo no modelo mais parcimonioso. Os nectarívoros, por outro lado, tiveram uma riqueza específica significativamente superior apenas nos fragmentos de 100-ha relativamente à floresta contínua [tabela 4].

Tabela 4. Porção dos resultados do GLMM realizado para a riqueza dos nectarívoros. Os valores significativos estão assinalados a vermelho.

	Estimativa	Erro	z value	P-value (> z)
Riqueza: HABITAT_fragmentos1ha	-0.655	1.069	-0.613	0.540
R ² = 20.5% HABITAT_fragmentos10ha	0.917	0.556	1.648	0.099
HABITAT_fragmentos100ha	1.499	0.535	2.804	0.005

Por outro lado, os faunívoros recolectores foram significativamente menos ricos em espécies nos fragmentos de 1 e 10-ha, e mais ricos nos de 100-ha, em comparação com as áreas de floresta contínua [tabela 5]. Os hematófagos e os faunívoros aéreos não foram avaliados para a riqueza porque ambos tiveram apenas uma espécie capturada.

Tabela 5. Porção dos resultados do GLMM realizado para a riqueza dos faunívoros recolectores. Os valores significativos estão assinalados a vermelho.

	Estimativa	Erro	z value	P-value (> z)
Riqueza: HABITAT_fragmentos1ha	-1.912	0.678	-2.822	0.005
R ² = 53.0% HABITAT_fragmentos10ha	-0.776	0.368	-2.112	0.035
HABITAT_fragmentos100ha	1.645	0.700	2.349	0.019

Para as medidas de diversidade calculadas, as áreas de floresta contínua apresentaram valores mais elevados do que os fragmentos, particularmente com o índice de Shannon-Wiener exponencial; a floresta contínua também apresentou a maior equitabilidade dos dois habitats. Por outro lado, a dominância foi superior nos fragmentos florestais [tabela 6].

Tabela 6. Índices de diversidade e equitabilidade (média e DP = desvio-padrão). H' – Shannon-Wiener logaritmo natural; Exp H'– Shannon-Wiener exponencial; D – Simpson; J – Pielou.

	H'		Exp H'		D		J	PIE	B-P
	Média	DP	Média	DP	Média	DP			
<i>Contínua</i>	2.52	0.08	12.59	1.06	6.96	0.91	0.70	0.86	0.33
<i>Fragmentos</i>	1.86	0.12	6.49	0.76	2.99	0.34	0.49	0.66	0.71
Fragmentos 1ha	1.49	0.17	4.50	0.75	2.65	0.37	0.49	0.62	0.17
Fragmentos 10ha	1.65	0.16	5.30	0.84	2.55	0.39	0.47	0.60	0.45
Fragmentos 100ha	2.20	0.10	9.11	0.89	5.38	0.49	0.65	0.82	0.10
TOTAL	2.24	0.08	9.46	0.83	4.27	0.46	0.58	0.76	0.45

Os índices também indicaram que a maior diversidade e equitabilidade esteve presentes nos fragmentos de 100-ha, enquanto a dominância foi mais elevada nos fragmentos de 1-ha e, principalmente, nos de 10-ha.

3.3.2. Padrões de abundância e dominância

A taxa de captura na floresta contínua foi de 0.17 morcegos/*mnh*, enquanto nos fragmentos foi de 0.27 morcegos/*mnh* (0.17 para 1-ha; 0.37 para 10-ha; 0.24 para 100-ha).

Através das curvas de *rank*-abundância das espécies [figura 8], verificou-se a presença de poucas espécies com abundância elevada (espécies dominantes) e muitas espécies raras.

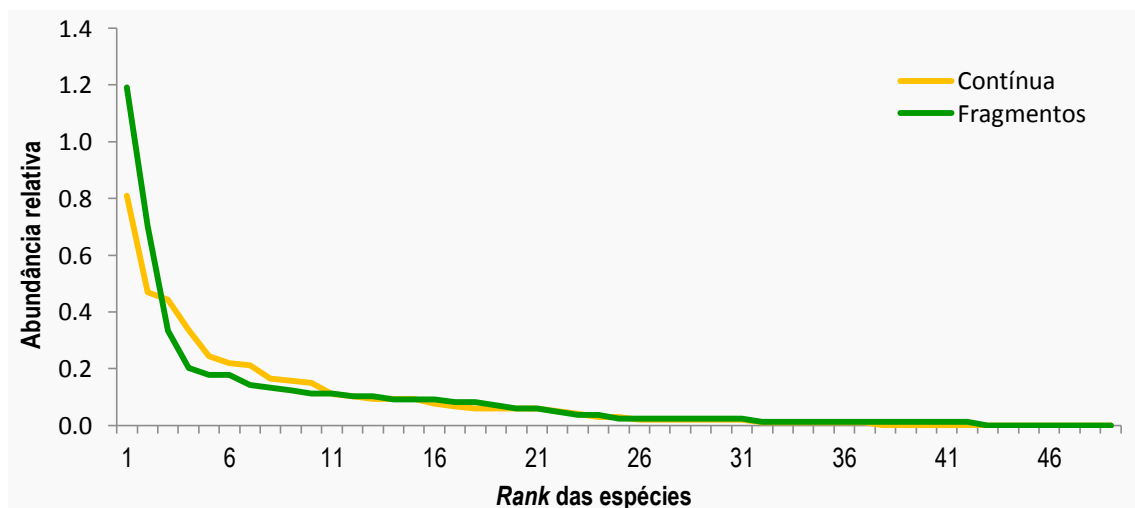


Figura 8. Curva de *rank*-abundância, com base na abundância relativa (capturas por 100 *mnh*), para os diferentes tipos de habitat.

A curva da distribuição da floresta contínua não diferiu significativamente da curva dos fragmentos florestais ($D=0.225$, $P=0.169$), embora seja possível observar uma dominância mais acentuada nas áreas fragmentadas. De facto, as 3 espécies mais abundantes (*i.e.* *Carollia perspicillata*, *Rhinophylla pumilio* e *Pteronotus parnellii*) representaram 75.4% dos indivíduos capturados nos fragmentos e 54.8% na contínua [Anexo III].

A PERMANOVA revelou que a abundância relativa foi influenciada pelo tipo de habitat ($F_1=3.778$, $R^2=0.047$, $P<0.000$; PERMDISP: $F_1=4.723$, $P=0.034$) e pelo tamanho ($F_1=1.172$, $R^2=0.029$, $P<0.000$; PERMDISP: $F_1=2.447$, $P=0.073$).

A análise de escala não-métrica multidimensional (NMDS), realizada com base nos dados de abundância relativa, também confirmou esta tendência [figura 9]. A ordenação recuperou o padrão da comunidade em duas dimensões com um nível de *stress* moderadamente baixo (0.18, para uma correlação com os dados originais de 85%), o que indica uma boa representatividade dos dados.

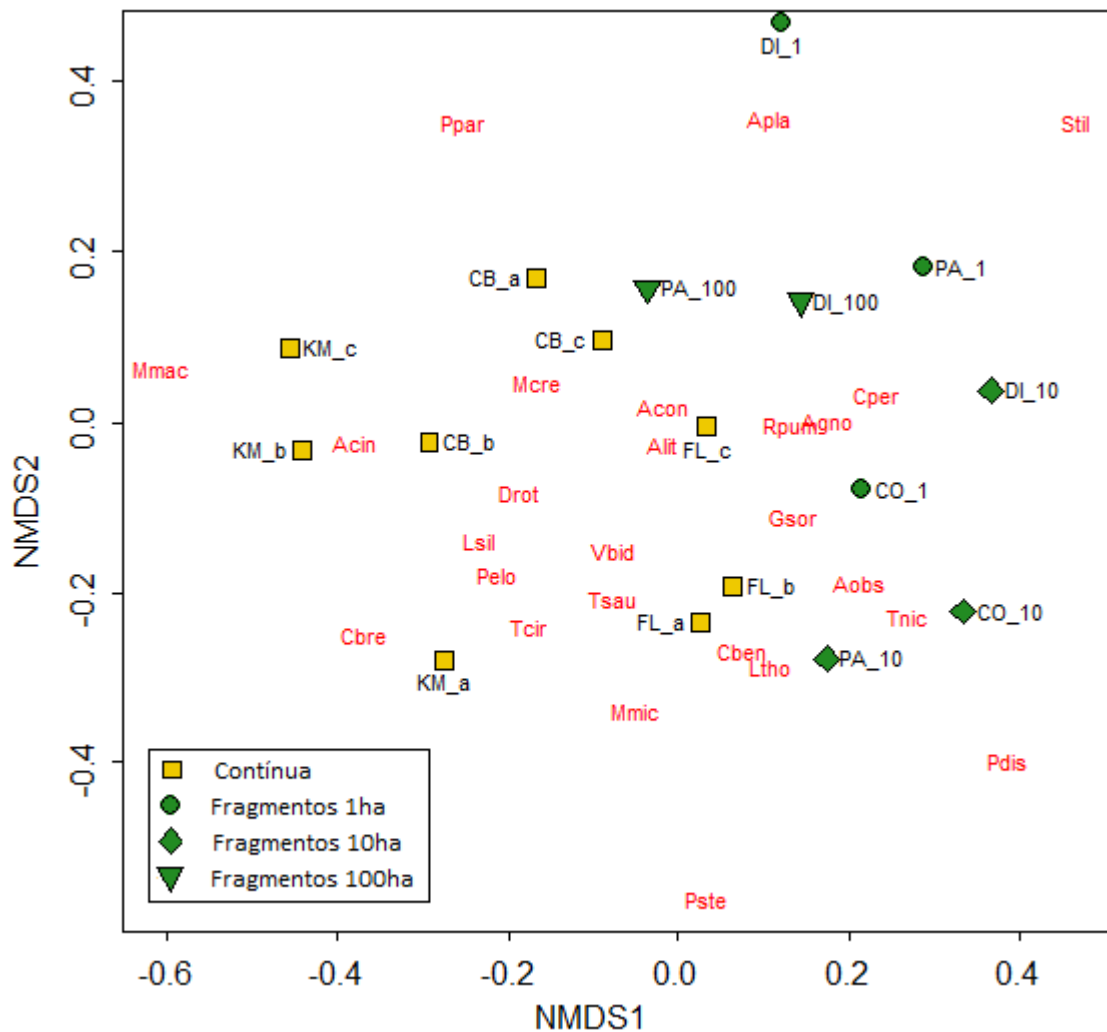


Figura 9. Escala não-métrica multidimensional (NMDS) para tipo de habitat. CB – Cabo Frio; KM – KM41; CO – Colosso; PA – Porto Alegre; DI – Dimona; FLO – Florestal. 1 – 1 hectare; 10 – 10 hectares; 100 – 100 hectares. Os códigos das espécies estão descritos no Anexo VI.

Através da análise SIMPER, foi possível evidenciar as espécies que contribuíram significativamente para a diferença entre habitats: *Carollia perspicillata* (com uma contribuição de 13.6%), *Rhinophylla pumilio* (7.1%) e *Pteronotus parnellii* (6.9%).

De acordo com o GLMM mais parcimonioso, baseado nos dados de abundância relativa [tabela 7], o habitat foi um dos preditores mais adequados e com uma interação muito significativa como a estação ($R^2 = 93.6\%$).

Tabela 7. Porção dos resultados do GLMM realizado para a abundância da comunidade. Os valores significativos estão assinalados a vermelho.

Preditores	Estimativa	Erro	z value	P-value (> z)
HABITAT_fragments1ha	-0.398	0.285	-1.395	0.163
HABITAT_fragments10ha	0.376	0.238	1.577	0.115
HABITAT_fragments100ha	0.721	0.283	2.553	0.011
ESTAÇÃO_seca:HABITAT_fragments1ha	0.498	0.221	2.250	0.024
ESTAÇÃO_seca:HABITAT_fragments10ha	0.556	0.136	4.075	0.000
ESTAÇÃO_seca:HABITAT_fragments100ha	-0.777	0.186	-4.179	0.000

Também se podem observar algumas diferenças da abundância relativa dos grupos tróficos entre as áreas de floresta contínua e os fragmentos [figura 10].

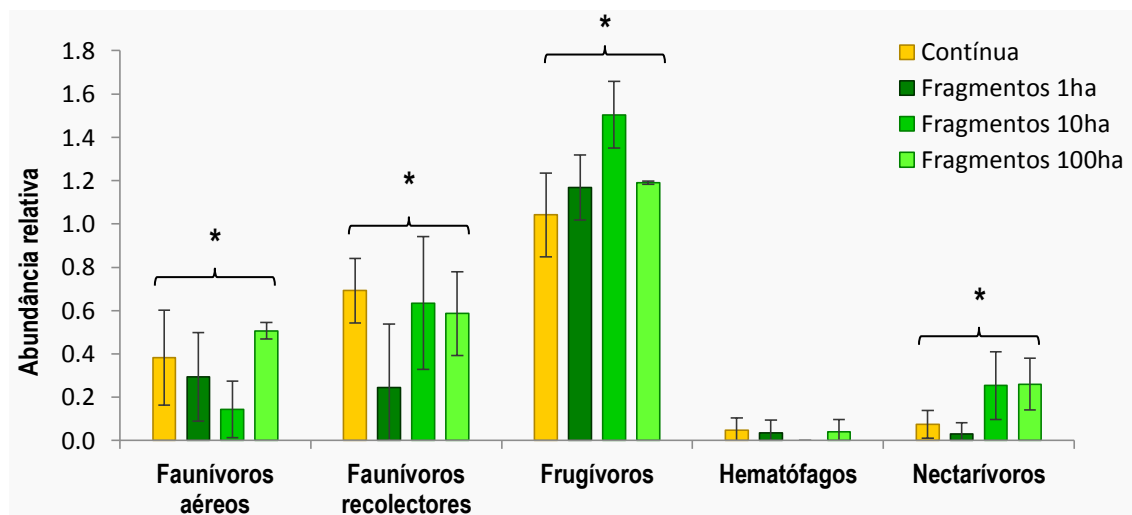


Figura 10. Média e desvio-padrão da abundância relativa (capturas por 100 mnh) para os diferentes grupos tróficos nas áreas de floresta contínua e nos diferentes fragmentos. Resultados significativos através dos GLMMs assinalados com asterisco (*).

Os frugívoros foram o grupo mais abundante nos dois habitats, com 27.8% das capturas na floresta contínua e 46.6% nos fragmentos; para os GLMMs realizados, a abundância deste grupo foi significativamente maior nos fragmentos de 10 e 100-ha do que nas áreas contínuas, sofrendo no entanto uma variação durante a estação seca [tabela 8]. Os nectarívoros também tiveram uma abundância relativa significativamente superior nos fragmentos de 10 e 100-ha (1.3% das capturas), em comparação com a floresta contínua (0.5%), como foi confirmado pelo GLMM.

Em contraste, os faunívoros recolectores foram mais abundantes na floresta contínua (10.6%) que nos fragmentos (5.7%). Segundo os GLMMs, a abundância dos faunívoros recolectores foi apenas significativamente menor nos fragmentos de 100-ha.

Tabela 8. Porção dos resultados do GLMM realizado para a abundância de **3 grupos tróficos**. Os valores significativos estão assinalados a vermelho.

		Estimativa	Erro	z value	P-value (> z)
FRUGÍVOROS					
Abundância: R ² = 95.3%	HABITAT_fragmentos1ha	0.221	0.333	0.662	0.508
	HABITAT_fragmentos10ha	0.757	0.291	2.599	0.009
	HABITAT_fragmentos100ha	1.132	0.343	3.299	0.001
	ESTAÇÃO_seca:HABITAT_fragmentos1ha	0.114	0.247	0.460	0.645
	ESTAÇÃO_seca:HABITAT_fragmentos10ha	0.470	0.167	2.812	0.005
	ESTAÇÃO_seca:HABITAT_fragmentos100ha	-1.176	0.227	-5.183	0.000
NECTARÍVOROS					
Abundância: R ² = 39.5%	HABITAT_fragmentos1ha	-0.655	1.069	-0.613	0.540
	HABITAT_fragmentos10ha	1.523	0.484	3.150	0.002
	HABITAT_fragmentos100ha	1.633	0.518	3.154	0.002
FAUNÍVOROS RECOLECTORES					
Abundância: R ² = 51.5%	HABITAT_fragmentos1ha	-0.251	0.339	-0.741	0.459
	HABITAT_fragmentos10ha	-0.344	0.406	-0.849	0.396
	HABITAT_fragmentos100ha	-0.558	0.202	-2.759	0.006

A mesma tendência foi observada para a abundância dos faunívoros aéreos; a única espécie analisada dentro deste grupo, *P. parnellii*, teve uma abundância significativamente inferior nos fragmentos de 1-ha (em comparação com a floresta contínua) para a estação chuvosa; durante a estação seca, a sua abundância foi maior nestes, e nos fragmentos de 100-ha, do que nas áreas contínuas [tabela 9]. Os hematófagos apenas obtiveram 7 capturas e a diferença entre habitats foi menor (0.3% na floresta contínua e 0.1% nos fragmentos).

Tabela 9. Porção dos resultados do GLMM realizado para a abundância de *P. parnellii*. Os valores significativos estão assinalados a vermelho.

	Estimativa	Erro	z value	P-value (> z)
<i>Pteronotus parnellii</i> (n=112); R² = 79.5%				
HABITAT_fragmentos1ha	-2.374	1.140	-2.084	0.037
HABITAT_fragmentos10ha	-18.456	3124.1	-0.006	0.995
HABITAT_fragmentos100ha	0.028	0.706	0.039	0.969
ESTAÇÃO_seca:HABITAT_fragmentos1ha	2.442	1.096	2.229	0.026
ESTAÇÃO_seca:HABITAT_fragmentos10ha	17.825	3124.1	0.006	0.995
ESTAÇÃO_seca:HABITAT_fragmentos100ha	0.497	0.595	0.834	0.404

Para as espécies mais abundantes [figura 11], verificou-se que o fator habitat teve uma influência significativa na abundância de *C. perspicillata* e *T. cirrhosus*, com uma interação com a estação seca para a primeira espécie [tabela 10].

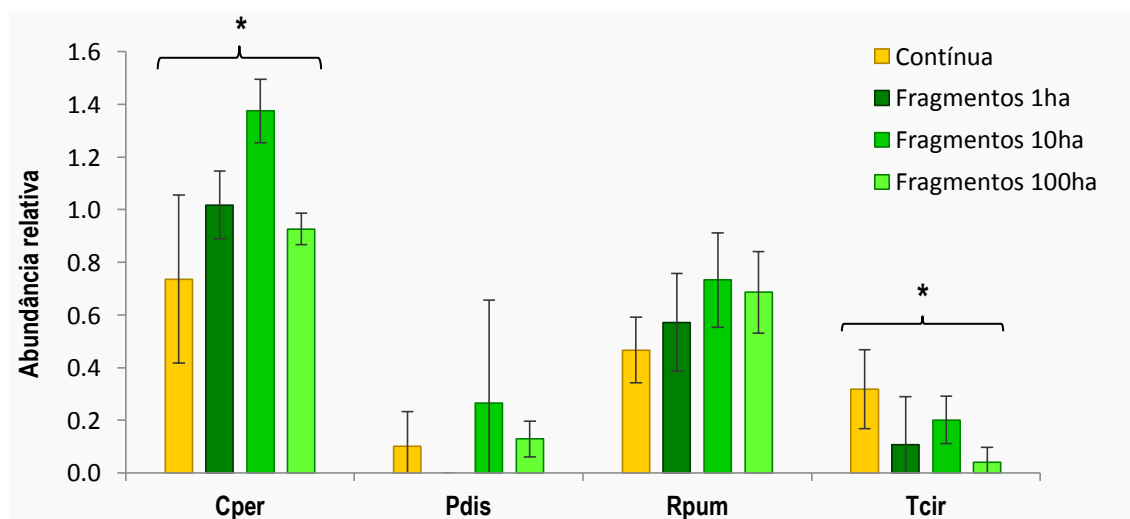


Figura 11. Média e desvio-padrão da abundância relativa (capturas por 100 *mnh*) para as diferentes espécies nas áreas de floresta contínua e nos diferentes fragmentos. Resultados significativos através dos GLMMs assinalados com asterisco (*). Os códigos das espécies estão descritos no Anexo VI.

Tabela 10. Porção dos resultados do GLMM realizado para a abundância de *C. perspicillata* e *T. cirrhosus*. Os valores significativos estão assinalados a vermelho.

Espécie	Estimativa	Erro	z value	P-value (> z)
<i>Carollia perspicillata</i> (n=713); R² = 95.7%				
HABITAT_fragmentos1ha	0.771	0.492	1.567	0.117
HABITAT_fragmentos10ha	1.278	0.457	2.795	0.005
HABITAT_fragmentos100ha	1.508	0.538	2.802	0.005
ESTAÇÃO_seca:HABITAT_fragmentos1ha	-0.052	0.299	-0.175	0.861
ESTAÇÃO_seca:HABITAT_fragmentos10ha	0.433	0.214	2.024	0.043
ESTAÇÃO_seca:HABITAT_fragmentos100ha	-1.643	0.31	-5.302	0.000
<i>Trachops cirrhosus</i> (n=61); R² = 50.5%				
HABITAT_fragmentos1ha	-1.205	0.601	-2.006	0.045
HABITAT_fragmentos10ha	-0.671	0.474	-1.416	0.157
HABITAT_fragmentos100ha	-2.383	1.091	-2.183	0.029

3.4. ESTRATIFICAÇÃO VERTICAL

3.4.1. Riqueza, diversidade e equitabilidade de espécies

Com as redes-de-neblina ao nível do sub-bosque, foram capturados 1316 indivíduos com um esforço de amostragem de 6294 *mnh*; destes, 1207 foram filostomídeos (42 espécies; 76.9% do total das capturas) e os restantes 109 foram *P. parnellii* (6.9%). Com um esforço de 1180 *mnh*, as redes colocadas ao nível da canópis capturaram 253 indivíduos, dos quais 250

pertenceram à família Phyllostomidae (29 espécies; 15.4%) e apenas 3 indivíduos foram de *P. parnellii* (0.2%) [Anexo IV].

No total, 5 espécies de filostomídeos foram capturadas exclusivamente na canópis: *Ametrida centurio*, *Glyphonycteris sylvestris*, *Platyrrhinus lineatus*, *Uroderma bilobatum* e *Vampyressa pussilla*. Por outro lado, no sub-bosque, foram capturadas exclusivamente 17 espécies de filostomídeos.

Através da PERMANOVA mostrou-se que o tipo de rede teve um efeito significativo na riqueza específica ($F_1=3.398$, $R^2=0.041$, $P=0.003$). O PERMDISP revelou que a variabilidade deste fator pode ser parcialmente explicada pela heterogeneidade na dispersão e não devido a diferenças na localização da média ($F_1=4.389$, $P=0.042$). Para o LMM mais parcimonioso, o tipo de rede também foi um preditor de riqueza significativo (estimativa = -1.445 ± 0.3017 , $P<0.000$).

Em relação aos grupos tróficos, os frugívoros foram os únicos que tiveram uma riqueza específica significativamente maior ao nível das redes de canópis (GLMM, estimativa = -1.641 ± 0.149 , $P<0.000$). O preditor tipo de rede não foi significativo nem para os nectarívoros (GLMM, estimativa = -0.130 ± 0.754 , $P=0.863$) nem para os faunívoros recolectores (GLMM, estimativa = 0.141 ± 0.350 , $P=0.688$).

Os maiores valores nos três índices de diversidade (Shannon, Shannon exponencial e Simpson) foram obtidos para a canópis, em comparação com o sub-bosque, mesmo tendo esta um esforço de amostragem menor. Para o índice de Pielou (J') e PIE, a canópis também apresentou uma maior equitabilidade; em contrapartida, a dominância foi superior no sub-bosque [tabela 11].

Tabela 11. Índices de diversidade e equitabilidade (média e DP = desvio-padrão). H' – Shannon-Wiener logaritmo natural; Exp H' – Shannon-Wiener exponencial; D – Simpson; J – Pielou.

	H'		Exp H'		D		J	PIE	Berger-Parker
	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	Média	Média
Canópis	2.46	0.11	11.77	1.18	7.89	1.02	0.72	0.88	0.26
Sub-bosque	2.06	0.08	7.89	0.68	3.73	0.37	0.55	0.73	0.49
TOTAL	2.24	0.08	9.46	0.83	4.27	0.46	0.58	0.76	0.44

3.4.2. Padrões de abundância e dominância

A taxa de captura com as redes de canópis foi de 0.23 morcegos/*mnh*, semelhante ao valor obtido com as redes ao nível do sub-bosque, com 0.21 morcegos/*mnh*.

Através das curvas de *rank*-abundância das espécies [figura 12] confirmou-se a presença de poucas espécies com uma abundância elevada (espécies dominantes) e várias espécies raras para ambos os tipos de rede. No entanto, as distribuições para os dois métodos de amostragem não diferem significativamente ($D=0.265$, $P=0.064$), embora exista a tendência para uma dominância superior no sub-bosque.

No sub-bosque, as espécies capturadas em maior abundância foram *C. perspicillata* (647 indivíduos), *R. pumilio* (176) e *P. parnellii* (109), que juntas representaram 70.8% das capturas neste estrato. As espécies com abundância relativa mais elevada nas redes de canóvia foram *C. perspicillata* (66), *R. pumilio* (40), e *Phyllostomus discolor* (28), que corresponderam a 53.0% das capturas com estas redes [Anexo IV].

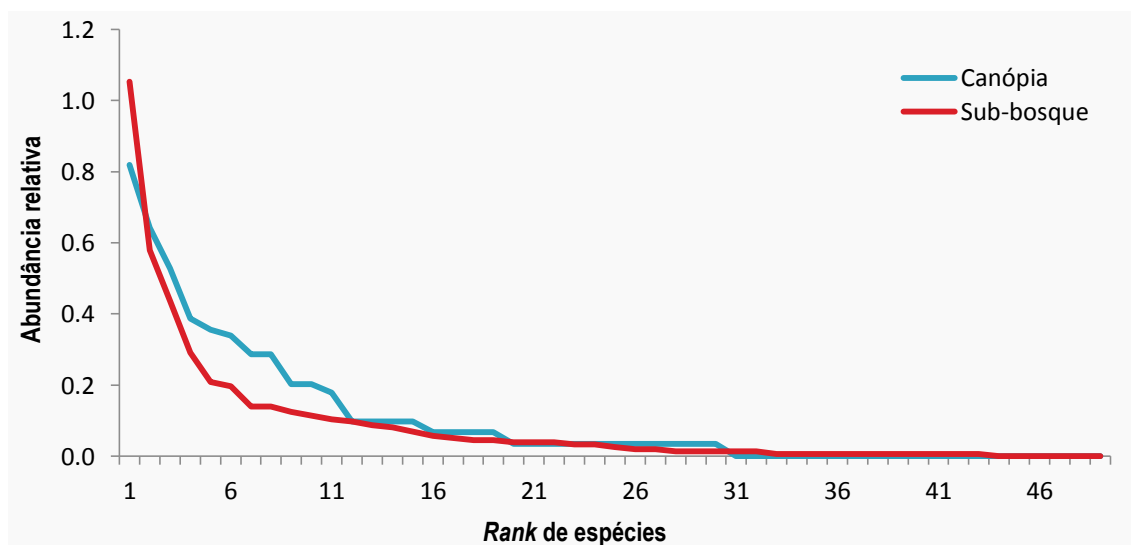


Figura 12. Curva de *rank*-abundância, baseadas na abundância relativa (capturas por 100 *mnh*), para os dois tipos de rede.

A PERMANOVA revelou que a abundância relativa foi influenciada pelo tipo de habitat ($F_1=11.338$, $R^2=0.141$, $P<0.000$). Mas a variabilidade pode ser novamente explicada pela heterogeneidade na dispersão ($F_1=41.096$, $P<0.000$).

A análise de NMDS recuperou o padrão da comunidade em duas dimensões com um nível de *stress* baixo (0.18 para $R = 0.89$), o que indica uma boa representatividade dos dados [figura 13]. Esta representação bidimensional mostrou uma separação da abundância relativa dos morcegos capturados na canóvia em relação ao sub-bosque. Através da análise SIMPER, foi possível evidenciar as espécies que contribuíram significativamente para esta diferença: *Carollia perspicillata* (11.6%), *Rhinophylla pumilio* (7.9%) e *Phyllostomus discolor* (7.6%).

De acordo com o GLMM mais parcimonioso da abundância relativa, as redes de sub-bosque tiveram uma abundância inferior às redes de canóvia (estimativa = -0.442 ± 0.078 , $P<0.000$).

Em relação aos grupos tróficos, os frugívoros foram o grupo mais capturado pelos dois tipos de rede [figura 14], com 80.6% das capturas na canóvia (18 espécies) e 73.2% no sub-bosque. De acordo com os GLMMs, os frugívoros (estimativa = -0.517 ± 0.086 , $P<0.000$), e os faunívoros recolectores (estimativa = -1.682 ± 0.462 , $P<0.000$), foram os únicos grupos onde a abundância foi significativamente inferior no sub-bosque. Por outro lado, *P. parnellii*, o único faunívoro aéreo considerado, foi mais abundante nas redes de sub-bosque (estimativa = 2.273 ± 1.017 , $P=0.026$).

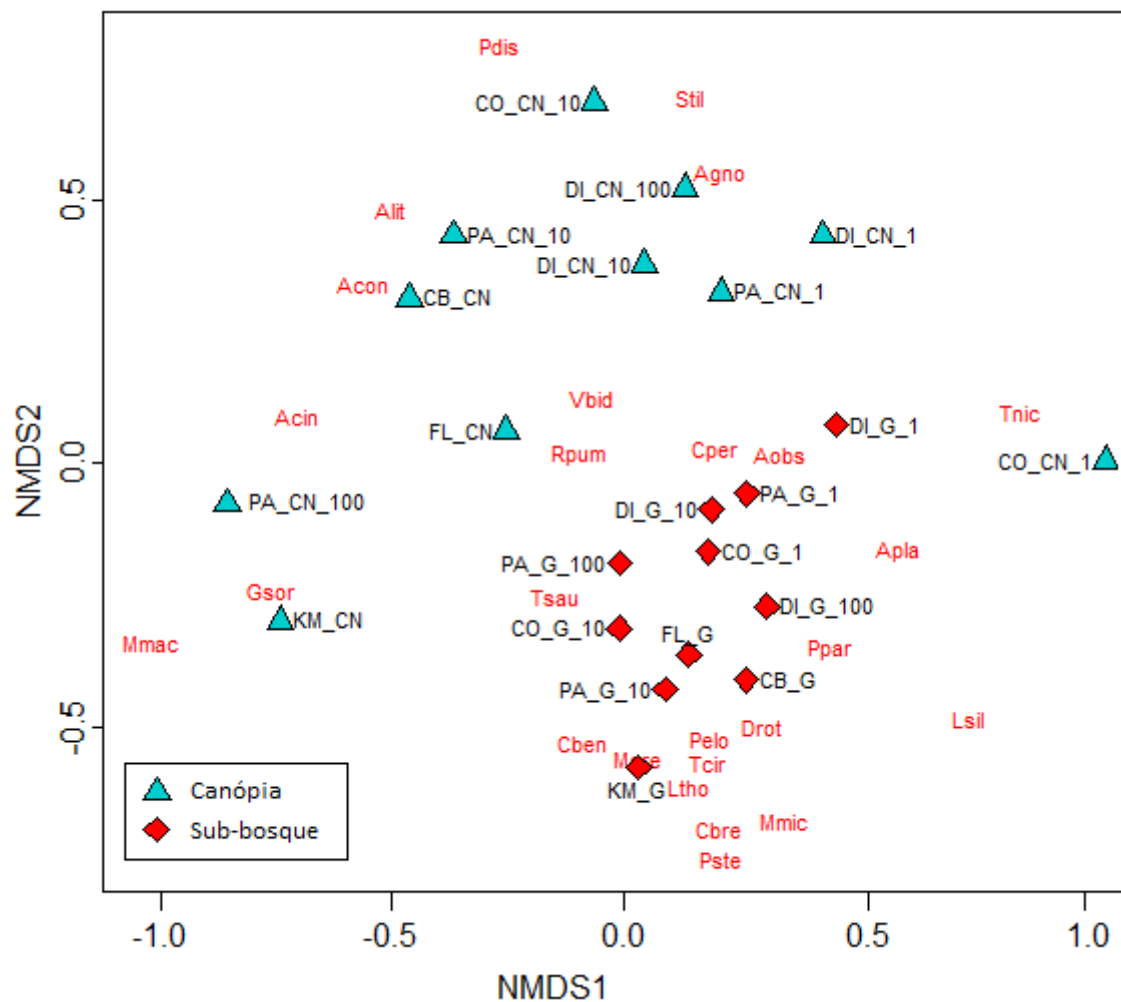


Figura 13. Escala não-métrica multidimensional (NMDS) para tipo de rede. CB – Cabo Frio; KM – KM41; CO – Colosso; PA – Porto Alegre; DI – Dimona; FLO – Florestal. 1 – 1 hectare; 10 – 10 hectares; 100 – 100 hectares. Os códigos das espécies estão descritos no **Anexo VI**.

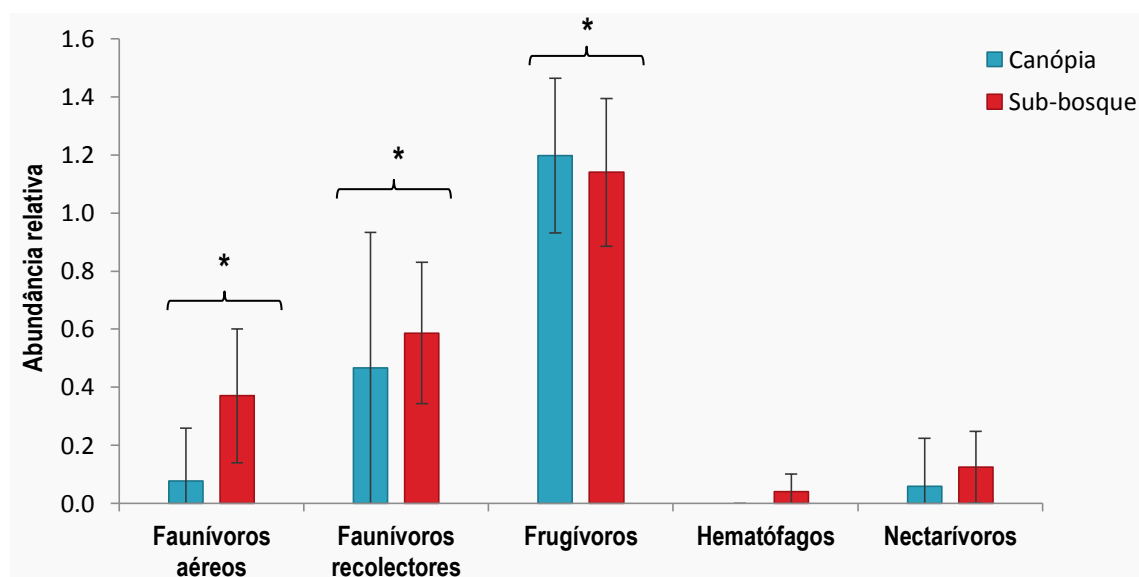


Figura 14. Abundância relativa (capturas por 100 *mnh*) para os diferentes grupos tróficos. Resultados significativos através dos GLMMs assinalados com asterisco (*).

Para os diferentes estratos florestais, os faunívoros recolectores (43 indivíduos) mostraram uma preferência pelos estratos mais baixos, sub-bosque e sub-dossel, enquanto os frugívoros (204 indivíduos) apresentaram uma distribuição similar entre os três estratos; o tamanho da amostra dos faunívoros aéreos e dos nectarívoros (3 indivíduos em cada grupo) foi demasiado pequeno para ser significativo [figura 15].

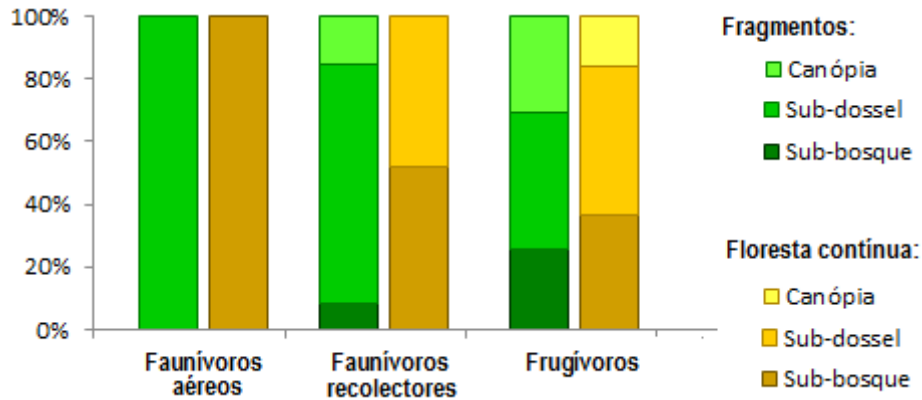


Figura 15. Proporção da abundância relativa dos grupos tróficos entre os vários estratos florestais superiores considerados.

Em relação à frequência de captura das espécies observou-se que apenas 6 espécies tiveram percentagens de captura na canócia superiores a 50% [figura 16].

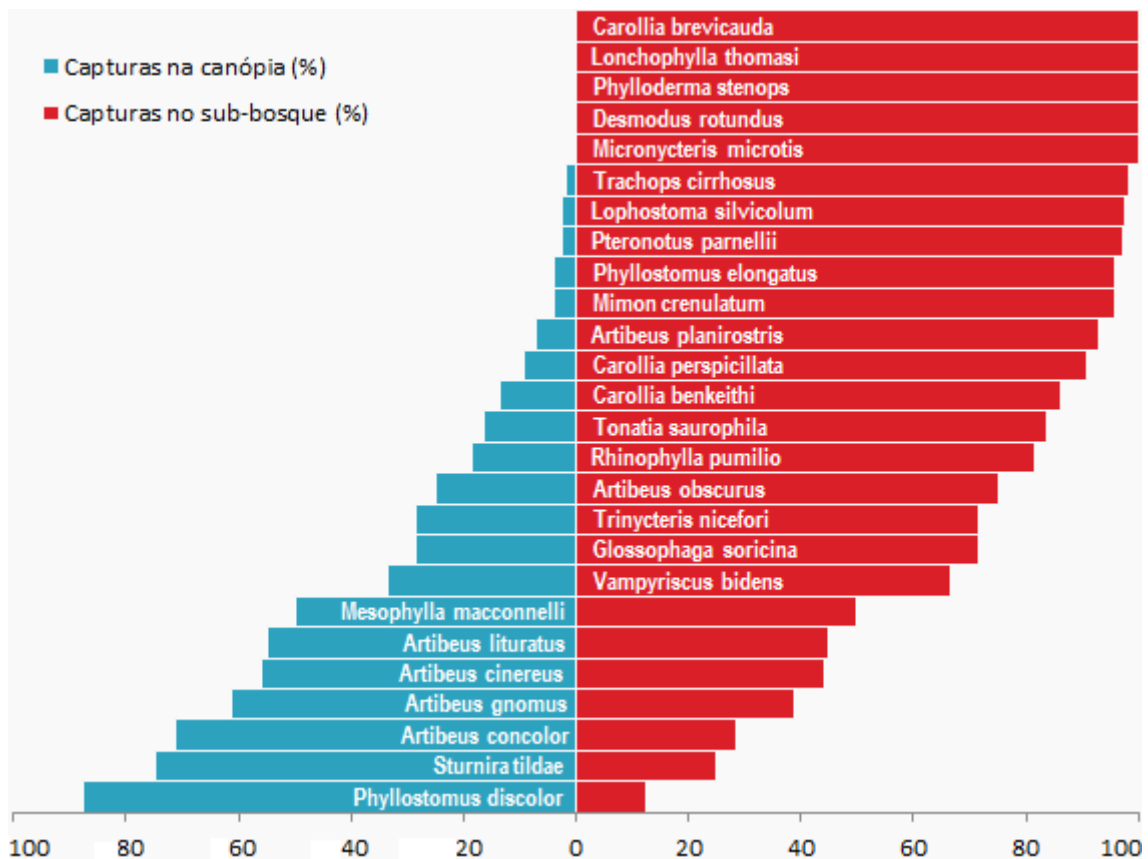


Figura 16. Percentagem da abundância relativa (capturas por mnh) para a canócia e o sub-bosque das espécies com n > 6 indivíduos.

Através da análise da associação vertical, apenas 5 espécies tiveram um tamanho amostral suficiente para estarem significativamente associadas às redes de canópis: *A. cinereus* (25 indivíduos; $t=2.39$; $P=0.02$), *A. concolor* (21; $t=3.73$; $P=0.00$), *A. gnomus* (18; $t=2.02$; $P=0.05$), *A. lituratus* (20; $t=2.16$; $P=0.03$) e *S. tildae* (8; $t=2.52$; $P=0.01$).

Por outro lado, 8 espécies foram significativamente associadas às redes do sub-bosque: *C. brevicauda* (16; $t= -2.78$; $P=0.01$), *C. perspicillata* (713; $t= -3.29$; $P=0.00$), *D. rotundus* (7; $t= -2.76$; $P=0.01$), *L. thomasi* (14; $t= -3.15$; $P=0.00$), *L. silvicolum* (40; $t= -3.69$; $P=0.00$), *M. microtis* (6; $t= -2.17$; $P=0.03$), *M. crenulatum* (25; $t= -2.22$; $P=0.03$), *P. elongatus* (25; $t= -2.58$; $P=0.01$), *P. parnellii* (112; $t= -5.50$; $P=0.01$) e *T. cirrhosus* (61; $t= -5.18$; $P=0.00$).

Para as espécies mais abundantes, os GLMMs permitiram afirmar que *R. pumilio* foi a única significativamente menos abundante nas redes de sub-bosque (estimativa = -0.699 ± 0.189 , $P<0.000$) [figura 17].

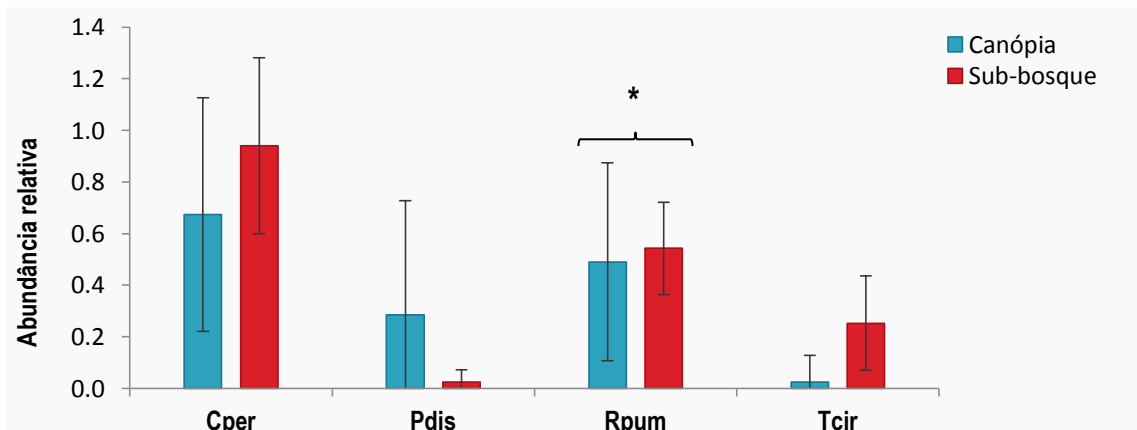


Figura 17. Média e desvio-padrão da abundância relativa (capturas por 100 *mnh*) para os diferentes grupos tróficos nas redes de canópis e de sub-bosque. Resultados significativos através dos GLMMs assinalados com asterisco (*). Os códigos das espécies estão descritos no Anexo VI.

Para as espécies com mais capturas nas redes de canópis [figura 18] observaram-se algumas diferenças na sua distribuição entre os diferentes estratos florestais.

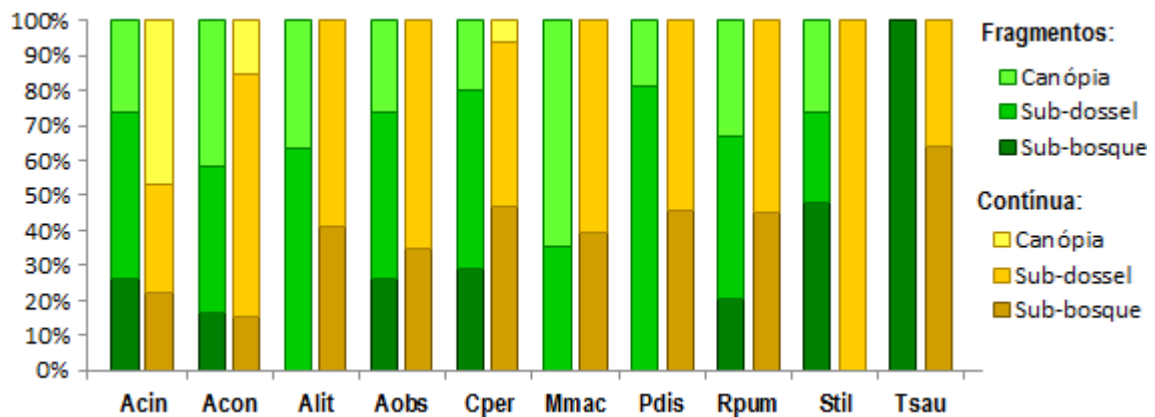


Figura 18. Proporção da abundância relativa das espécies capturadas com as redes de canópis ($n > 6$ indivíduos), para os diferentes estratos florestais considerados. Dados apresentados no Anexo V, códigos das espécies estão descritos no Anexo VI.

A maioria dos indivíduos foi capturada no sub-dossel (6 a 12 metros de altura), e a única espécie com uma abundância superior no estrato florestal mais elevado foi *A. cinereus*; em contrapartida, a espécie *T. saurophila* foi apenas capturada no sub-bosque e sub-dossel.

4. DISCUSSÃO

4.1. COMPOSIÇÃO DA COMUNIDADE

4.1.1. Enquadramento da composição faunística

Com mais de 1500 indivíduos capturados e um esforço de amostragem superior a 7400 *mnh*, a riqueza obtida no presente estudo foi de 59 espécies, aproximadamente 54% da quiropterofauna registrada no estado do Amazonas (Bernard, 2011).

A curva de acumulação não estabilizou totalmente, o que sugere que o esforço não foi suficiente para a obtenção de um inventário mais completo; contudo, o mais conservador dos estimadores calculados (*Jack2*) indicou a captura de 66% das espécies presentes na área de estudo. Em comparação, Sampaio (2000) capturou mais de 7700 indivíduos de 67 espécies diferentes no PDBFF, com um esforço de amostragem de 29950 *mnh* e atingindo 94% da riqueza esperada (estimador *Jack1*).

A composição faunística obtida é semelhante à de outros estudos realizados na região neotropical. A família Phyllostomidae tende a dominar as comunidades, com até 90% das capturas com redes-de-neblina (e.g. Kalko & Handley, 2001; Bernard, 2001; Sampaio, 2000; Bernard & Fenton, 2007; Klingbeil & Willig, 2009), mas a sua predominância já era esperada devido à grande riqueza desta família e à seletividade da metodologia utilizada. O uso de redes privilegia a captura de espécies com voo baixo e menor capacidade de detecção das mesmas, como é o caso dos filostomídeos frugívoros (Reis *et al.*, 2007).

A variação na distribuição de recursos é suscetível de influenciar a abundância de morcegos, com as espécies dominantes a variar geograficamente: noutras áreas neotropicais, os grupos dominantes são os géneros *Artibeus* ou *Sturnira* (Sánchez, *et al.*, 2012), devido à predominância de *Ficus* ou *Solanum*, respetivamente (Bobrowiec, 2003; Sardinha-Pinto, 2008); na floresta amazónica, *C. perspicillata* tem sido citada como a mais comum (Sampaio, 2000; Bernard & Fenton, 2007, Castro-Arellano *et al.*, 2007). Neste estudo, foram capturados 713 indivíduos desta espécie frugívora correspondendo a cerca de 44.1% do total de capturas. A abundância destes frugívoros deve-se à disponibilidade dos seus recursos alimentares; o alimento quase exclusivo de *C. perspicillata* no PDBFF é *Vismia* spp., um arbusto secundário muito comum nas florestas secundárias em redor dos fragmentos (Bobrowiec & Gribel, 2010; Sampaio *et al.*, 2003).

As curvas de *rank*-abundância de morcegos neotropicais obtidas com redes-de-neblina tendem a seguir o mesmo padrão: poucas espécies comuns e muitas espécies raras (Kalko & Handley, 2001). Neste estudo, mais de metade das espécies foram representadas por menos de 6 indivíduos capturados. Existem várias causas possíveis para esta raridade: para além das

diferenças de detetabilidade entre espécies (Meyer *et al.*, 2011), os padrões de diversidade e abundância refletem as diferentes condições ecológicas; alguns predadores de topo (e.g. *C. auritus*) são intrinsecamente raros, enquanto *P. discolor* e *P. hastatus*, apesar de terem uma dieta marcadamente generalista (Santos *et al.*, 2003; Kwiecinski, 2006), são espécies de grandes dimensões que precisam de áreas de forrageio amplas e, por isso, apresentam populações com baixas densidades (Purvis *et al.*, 2000).

A falta de locais de alimentação e abrigos podem ser responsáveis, em parte, pela ausência de algumas famílias (e.g. Noctilionidae) da área de estudo, apesar de estarem registadas para a região (Bernard, 2011). A ausência de noctilionídeos está provavelmente correlacionada com a inexistência de grandes rios e lagos no PDBFF, pois este grupo tem hábitos alimentares piscívoros (Kalko *et al.*, 1998; Sampaio *et al.*, 2003). *Pteronotus personatus* (família Mormoopidae) é uma espécie conhecida por se abrigar em cavernas (Kalko *et al.*, 1996), não sendo geralmente bem amostrada por redes-de-neblina ao nível do sub-bosque; neste estudo foi apenas capturado um indivíduo ao nível da canópis na floresta contínua. *Pteronotus parnellii* é o único mormoopídeo bem amostrado com este método (Bernard *et al.*, 2001).

De facto, a seletividade do método de amostragem é a principal justificativa para a aparente ausência destas famílias e a baixa abundância de insetívoros aéreos neste estudo. A dieta insectívora das famílias Emballonuridae, Thyropteridae, Vespertilionidae e Molossidae faz com que também sejam mais ativos acima da canópis e, por possuírem uma excelente capacidade de ecolocalização, conseguem detetar e evitar as redes com facilidade (Straube & Bianconi, 2002). Os molossídeos, por exemplo, só são capturados com redes quando as suas colónias são descobertas ou com um esforço de amostragem superior na canópis, perto de rios ou lagos (Passos *et al.*, 2003). Mesmo assim, as famílias Vespertilionidae e Thyropteridae foram capturadas exclusivamente no sub-bosque; o que pode, no entanto, ter resultado apenas do baixo esforço de amostragem com as redes de canópis.

4.2. ESTRUTURA DA COMUNIDADE

4.2.1. Efeito da fragmentação

Os efeitos da fragmentação foram evidentes tanto ao nível da comunidade como ao nível funcional e específico, com alterações na diversidade e na abundância das diferentes espécies. Como era esperado, os índices revelaram que a equitabilidade e a riqueza foram superiores nas áreas de floresta contínua enquanto a dominância foi superior nos fragmentos, um padrão consistente com estudos anteriores (Sampaio, 2000; Medellín, *et al.*, 2000; Bernard & Fenton, 2002). O tamanho também teve um efeito significativo na riqueza específica, com uma redução da diversidade e equitabilidade e com um aumento da dominância nos fragmentos de menores dimensões (1 e 10-ha), em comparação com a floresta contínua. Sampaio (2000) também observou o mesmo padrão (embora não tenha amostrado os fragmentos de 100-ha), que ocorre porque certas espécies evitam a matriz, não têm acesso

aos recursos necessários nos fragmentos ou porque a distância entre os locais de alimentação (nos fragmentos) e os abrigos (florestas contínuas) é demasiado grande para deslocamentos regulares.

As paisagens fragmentadas, compostas por um mosaico de diferentes habitats, podem ainda abrigar uma elevada diversidade de espécies (Estrada & Coates-Estrada, 2002; Gorresen & Willig, 2004, Bernard & Fenton, 2007); 10 das 48 espécies de filostomídeos foram capturadas exclusivamente nos fragmentos florestais. No entanto, como todas estas espécies foram também raramente capturadas (≤ 3 indivíduos), é mais provável que o esforço de amostragem não tenha ainda sido suficiente para a sua captura na floresta contínua e não uma evidência da sua tolerância à fragmentação.

Quanto ao número de indivíduos capturados durante a estação chuvosa, apenas os fragmentos de 100-ha apresentaram uma abundância significativamente superior à das florestas contínuas. Durante a estação seca, os fragmentos de 1 e 10-ha tiveram uma abundância significativamente superior à das florestas contínuas, enquanto a abundância nos fragmentos de 100-ha foi relativamente inferior. As áreas fragmentadas do PDBFF estão cercadas por floresta secundária que atuam, em parte, como um corredor ecológico que conecta as diferentes áreas (Sampaio, 2000). Esta matriz permite às espécies que se alimentam de frutos e néctar de plantas pioneiras (e.g. Carollinae e Glossophaginae) o acesso à maior quantidade de recursos em redor dos fragmentos (Bobrowiec & Gribel, 2010); estes recursos são também mais acessíveis aos morcegos do interior dos fragmentos de 1 e 10-ha do que dos fragmentos de 100-ha.

No entanto, as diferenças nos índices ou na composição de espécies são difíceis de avaliar porque integram informação de muitas espécies simultaneamente. As respostas são assim mais facilmente observadas ao nível específico e funcional, sendo associadas a características como a mobilidade, estratégias de forrageio ou hábitos alimentares (Gorresen & Willig, 2004; Clarke *et al.*, 2005; Klingbeil & Willig, 2009).

Por exemplo, as espécies faunívoras recolectoras ("*gleaning animalivores*") da subfamília Phyllostominae são mais frequentes nas florestas contínuas e pouco alteradas, devido à predominância nestas dos seus recursos alimentares (Medellín *et al.*, 2000; Gorresen & Willig, 2004; Clarke *et al.*, 2005; Peters *et al.*, 2006). Dos 18 filostomíneos capturados, 12 espécies apresentaram menos de 10 indivíduos; das restantes espécies (*L. silvicolum*, *M. crenulatum*, *P. discolor*, *P. elongatus*, *T. saurophila* e *T. cirrhosus*), apenas *P. discolor* teve uma abundância relativa superior nos fragmentos. A análise de *T. cirrhosus*, um carnívoro recolector, permitiu evidenciar de modo significativo a sua menor abundância nos fragmentos de 1-ha e 100-ha relativamente à floresta contínua. Esta espécie tende a evitar áreas abertas, apenas visitando os fragmentos esporadicamente e não conseguindo formar nelas uma população estável (Sampaio, 2000). Por outro lado, *P. discolor*, um omnívoro recolector, apresenta uma dieta variada com registos de frugivoria e nectarivoria noutras regiões (Sato *et al.*, 2008), o que pode explicar a sua presença em ambientes modificados.

É importante destacar o registo de *Chrotopterus auritus*, uma espécie carnívora que, embora amplamente distribuída pelo Brasil, é pouco abundante (Reis *et al.*, 2007); os dois indivíduos desta espécie foram capturados em fragmentos (10-ha e 100-ha).

A abundância dos faunívoros recolectores variou entre os dois habitats segundo o modelo criado, com uma diminuição significativa apenas nos fragmentos de 1-ha em comparação com as áreas de floresta contínua durante a estação chuvosa. Os morcegos faunívoros recolectores – que incluem insectívoros, omnívoros e carnívoros – tendem a ser associados a ambientes conservados com vegetação primária (Sampaio, 2000; Schulze *et al.*, 2000; Clarke *et al.*, 2005); os morcegos insectívoros recolectores são particularmente exigentes, com territórios muito pequenos e locais de alimentação em florestas primárias (Patterson *et al.*, 2003; Albrecht *et al.*, 2007). A diminuição do número de indivíduos deste grupo foi ainda mais marcada durante a estação seca. O pico de abundância na estação das chuvas pode estar associado ao pico de abundância dos recursos alimentares da maioria dos faunívoros recolectores, *i.e.* insetos (Kalka & Kalko, 2006; Klingbeil & Willig, 2010).

A insuficiência dos seus recursos alimentares nos fragmentos, estratégias de forrageio especializadas e mobilidade reduzida devido a restrições morfológicas são assim alguns dos fatores que explicam a vulnerabilidade dos faunívoros recolectores à fragmentação (Estrada & Coates-Estrada, 2002; Clarke *et al.*, 2005).

O único faunívoro aéreo considerado nas análises, *P. parnellii*, foi significativamente menos abundante durante a estação chuvosa nos fragmentos florestais de 1-ha, mas mais abundante na estação seca; no estudo de Sampaio (2000) este faunívoro aéreo respondeu negativamente à fragmentação. É possível que o aumento da sua abundância durante a estação seca possa estar associado a alguma característica ecológica da espécie (*e.g.* ciclo reprodutivo, que é durante a estação seca; Reis *et al.*, 2007) e não ser uma resposta somente à fragmentação do habitat.

Por outro lado, os morcegos frugívoros e nectarívoros estão geralmente associados a áreas alteradas. A maioria destas espécies alimenta-se de plantas da sucessão secundária, sendo uma das razões para a sua abundância nos fragmentos florestais em comparação com florestas intactas e extensas (Medellín *et al.*, 2000; Gorresen & Willig, 2004; Willig *et al.*, 2007; Kunz *et al.*, 2011).

No geral, os frugívoros capturados neste estudo confirmaram este padrão, com uma abundância superior nos fragmentos florestais de 10-ha e 100-ha na estação chuvosa. Este registo de maior abundância durante a estação das chuvas confirma os resultados de outros estudos (Klingbeil & Willig, 2010; Pereira *et al.*, 2010b), devido à sincronia intraespecífica destes morcegos com a frutificação das plantas. No entanto, a diminuição da abundância observada durante a estação seca, significativa apenas para os de 100-ha, pode também ter resultado da maior distância entre o interior destes fragmentos e a matriz circundante, impedido a deslocação frequente das espécies de morcegos entre estes dois habitats. A análise da abundância de *C. perspicillata*, um frugívoro generalista, permitiu evidenciar o mesmo padrão,

pois a grande plasticidade ecológica desta espécie permite-lhe adaptar-se mais facilmente a processos de fragmentação e/ou modificação do habitat (Sampaio, 2000; Estrada & Coates-Estrada, 2002; Faria, 2006). As únicas exceções foram *M. macconnelli* e *A. cinereus*, dois frugívoros cuja abundância foi superior nas florestas contínuas; é possível que estas espécies permaneçam no interior de florestas mais preservadas, devido ao seu pequeno tamanho corporal e às restrições energéticas associadas (Klingbeil & Willig, 2010).

Para os nectarívoros, a riqueza e a abundância também foram significativamente superiores nos fragmentos de 10-ha e 100-ha, embora o número de capturas deste grupo tenha sido baixo. Das 6 espécies nectarívoras capturadas, 4 foram-no exclusivamente nas áreas fragmentadas e apenas *L. thomasi* teve um número de capturas superior a 10 indivíduos. *L. thomasi* foi também o nectarívoro mais capturado no estudo anterior na mesma área (Sampaio, 2000).

O único morcego hematófago capturado, *Desmodus rotundus*, não evidenciou quaisquer diferenças nos padrões de riqueza ou abundância para os dois habitats, devido também ao número baixo de capturas. No entanto, Sampaio (2000) observou que os morcegos hematófagos são afetados positivamente pela fragmentação, tal como os nectarívoros e os frugívoros.

4.2.2. Estratificação vertical

A composição da comunidade e abundância dos morcegos capturados com redes-de-neblina ao nível do sub-bosque e da canóia indicaram a existência de estratificação vertical, conforme foi também relatado em estudos anteriores nos neotrópicos (Bernard, 2001; Kalko & Handley, 2001; Sampaio *et al.*, 2003, Peters *et al.*, 2005; Rex *et al.*, 2008; Pereira *et al.*, 2010a; Rex *et al.*, 2011).

Bernard (2001), que estudou a estratificação vertical dos morcegos apenas nas áreas de floresta contínuas do PDBFF, capturou alguns filostomídeos na canóia que não o foram durante este projeto (*i.e.* *Artibeus jamaicensis*, *Chiroderma trinitatum*, *Chiroderma villosum* e *Sturnira lilium*). Em contrapartida, conseguiram-se capturar 7 espécies que o estudo anteriormente citado não observou: *Anoura caudifer*, *Artibeus gnomus*, *Artibeus planirostris*, *Carollia benkeithi*, *Glyphonycteris sylvestris*, *Platyrrhinus lineatus* e *Vampyressa pusilla*. O facto de ambos os estudos terem um esforço de amostragem relativamente baixo na canóia explica que os inventários das espécies presentes nestes estratos estejam incompletos.

A comunidade capturada com as redes de canóia foi ligeiramente mais diversa e complexa (*i.e.* maior equitabilidade e diversidade e menor dominância) que a capturada no sub-bosque, mesmo depois de ter excluído os insectívoros aéreos das análises. Esta tendência foi confirmada pelos modelos mistos criados, onde as redes de sub-bosque apresentaram uma riqueza específica e abundância significativamente inferiores à da canóia. Sampaio (2000) e Pereira *et al.* (2010a) também observaram uma tendência para uma riqueza específica superior com as redes ao nível da canóia.

As curvas de distribuição da abundância foram relativamente semelhantes [figura 12] mas os *ranks* das espécies variaram entre os dois tipos de rede utilizados, o que mostra que as diferenças também estão presentes ao nível da espécie. De facto, foram encontradas diferenças significativas nas taxas de captura entre os dois tipos de rede; das 13 espécies analisadas e com um tamanho amostral significativo, 5 tiveram uma associação com a canópia (*A. cinereus*, *A. concolor*, *A. gnomus*, *A. lituratus* e *S. tildae*) pertencendo todas à subfamília Stenodermatinae. De facto, o nicho de frugívoros na canópia é dominado por stenodermatíneos frugívoros (Fleming & Kress, 2011); enquanto os frugívoros do género *Carollia* forrageiam no sub-bosque, especializando-se em frutos como *Piper* e *Vismia*, as espécies do género *Artibeus* forrageiam em vários estratos florestais, podendo movimentarem-se distâncias consideráveis em busca de frutos de *Ficus* e *Cecropia*, que são mais abundantes na canópia (Kalko & Handley, 2001; Weise, 2007; Castro-Arellano *et al.*, 2009). Bernard (2001) também observou este padrão, com as 6 espécies que associou à canópia pertencentes também à subfamília Stenodermatinae.

Os modelos mistos criados confirmaram que os frugívoros tendem a ter significativamente mais espécies e indivíduos capturados com redes ao nível da canópia do que ao nível do sub-bosque. Por um lado, a análise da espécie frugívora *R. pumilio* confirmou este padrão geral; o seu elevado número de capturas com redes ao nível da canópia pode indicar que esta espécie movimenta-se frequentemente entre os diferentes estratos florestais, como também foi verificado noutro estudo (Kalko & Handley, 2001). *C. perspicillata*, por outro lado, foi significativamente mais abundante com as redes de sub-bosque, um resultado semelhante ao de outros estudos (Kalko & Handley, 2001; Pereira *et al.*, 2010a). No entanto, como esta é uma espécie ecologicamente flexível que se alimenta ocasionalmente de frutos na canópia (Pereira *et al.*, 2010b), foi também a espécie mais capturada nestas redes. Tal como foi verificado no estudo de Pereira *et al.* (2010a) e Rex *et al.* (2011), a estratificação vertical no caso dos frugívoros parece estar relacionada com diferenças no consumo de recursos alimentares entre as diferentes espécies, o que explica a grande diversidade deste grupo em todos os estratos florestais.

Os modelos criados revelaram que os faunívoros recolectores têm significativamente menos indivíduos capturados nas redes de canópia; estudos anteriores também confirmaram que este grupo trófico, particularmente os insectívoros recolectores, tendem a estar associados ao sub-bosque (Bernard, 2001; Pereira *et al.*, 2010a). De facto, quatro espécies de insectívoros recolectores foram identificadas como fortemente associadas ao sub-bosque, *M. microtis*; *T. cirrhosus*; *L. silvicolum* e *M. crenulatum*., uma tendência também observada por Pereira *et al.* (2010a). No entanto, as espécies *M. microtis*; *T. cirrhosus* e *L. silvicolum*, para além de se alimentarem de artrópodes também predam vertebrados como lagartos, lagartixas ou rãs (Kalko *et al.* 1996, Santana *et al.*, 2011), o que explica a sua abundância no sub-bosque.

Dos faunívoros aéreos apenas foi analisado *P. parnellii* e este foi significativamente mais abundante com as redes do sub-bosque do que de canópia, tal como também se verificou noutros estudos (e.g. Bernard, 2001; Sampaio et al. 2003; Peters et al., 2005).

O único morcego hematófago capturado, *D. rotundus*, não foi associado às redes de sub-bosque, mesmo tendo sido capturado exclusivamente com este método – um resultado semelhante ao de outros estudos (e.g. Bernard, 2001; Kalko & Handley, 2001; Lim & Engstrom, 2001; Sampaio et al., 2003) devido à alimentação preferencial desta espécie por mamíferos não arbóreos. O tamanho da amostra terá sido insuficiente para esta diferença ser estatisticamente significativa. O mesmo se passou com os nectarívoros; embora estes aparentemente preferir o sub-dossel e a canópia ao sub-bosque (Weise, 2007), o tamanho da amostra para este grupo foi demasiado pequeno e diferenças a este nível não foram significativas.

Rex et al. (2011), através do estudo dos isótopos estáveis, confirmou que *Carollia* spp. e *A. lituratus* são espécies que forrageiam no sub-bosque e na canópia, respetivamente. No entanto, também mostraram que *R. pumilio*, *P. elongatus* e *L. silvicolum*, embora com mais capturas ao nível do sub-bosque, são espécies que forrageiam na canópia; o que, no caso de *P. elongatus* e *L. silvicolum*, seria de esperar devido ao seu grande tamanho corporal (Bernard 2001, Kalko & Handley, 2001).

Verifica-se assim que não existe uma distinção clara entre espécies da canópia e do sub-bosque, mas antes uma distribuição das espécies por todos os estratos florestais; como as espécies que forrageiam em estratos florestais superiores são capturadas tanto no sub-bosque como na canópia, e as que forrageiam nos estratos mais baixos tendem a ser capturadas exclusivamente no sub-bosque, a altura da captura pode não refletir a altura de forrageio (Rex et al., 2011).

É também evidente que a comunidade capturada na canópia é distinta entre os dois tipos de habitat, embora o tamanho amostral não seja suficiente para a realização de testes estatísticos; para os dois grupos tróficos mais abundantes (faunívoros recolectores e frugívoros), observou-se uma maior porção das capturas nos estratos superiores (> 6 metros) nos fragmentos do que na floresta contínua. A análise mais específica permitiu observar esta tendência em 7 das 10 espécies mais abundantes. *P. discolor*, por exemplo, teve todas as suas capturas com redes de canópia na floresta contínua nos estratos sub-bosque e sub-dossel (<12 metros), enquanto nos fragmentos 20% das capturas foram na canópia (>12 metros); no entanto, estudos anteriores (e.g. Weise, 2007) não observaram qualquer preferência clara desta espécie.

As restantes espécies (*A. cinereus*, *S. tildae* e *T. saurophila*) não seguiram este padrão, apresentando uma abundância superior a partir dos 6 metros na floresta contínua. A tendência de *T. saurophila*, por exemplo, contrariou outros estudos (Kalko & Handley, 2001; Weise, 2007), que a observaram em todos os estratos florestais.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

5.1. MÉTODOS DE AMOSTRAGEM

A riqueza específica registada para os locais estudados ainda representa uma subestimativa para a área, tendo em conta o esforço de amostragem realizado. Seria importante a utilização de outros métodos – como por exemplo capturas diurnas em abrigos ou amostragem acústica através de detetores de ultrassons (MacSwiney *et al.*, 2008; Kunz & Parsons, 2009) – e um aumento do esforço de amostragem, de modo a detetar a maior parte das espécies na área (*e.g.* vespertilionídeos, molossídeos e emballonurídeos) que não são amostradas adequadamente com redes-de-neblina. A eficiência de captura foi similar com os dois tipos de rede (≈ 0.2 morcegos por *mnh*) mas, devido à dificuldade de montagem das redes de canópia, o esforço de amostragem foi cinco vezes superior no sub-bosque.

No entanto, o recurso a redes de canópia já permitiu um inventário mais completo da área; estatisticamente, a combinação de redes colocadas em dois níveis diferentes obteve mais espécies do que redes colocadas apenas ao nível do sub-bosque. A falta de um esforço de amostragem considerável em todos os estratos pode explicar a escassez de diferenças estatisticamente significativas no estudo.

É também evidente que a qualidade relativa dos inventários faunísticos poderá diminuir com o aumento da estruturação vertical. Enfatiza-se assim a necessidade de amostrar todos os estratos florestais ao realizar inventários de morcegos neotropicais.

5.2. IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO

A conservação da biodiversidade é um dos desafios mais importantes da atualidade. Vários estudos sobre o efeito da fragmentação e da estratificação das espécies de morcegos foram já realizados; no entanto, estes não são diretamente comparáveis devido a diferenças no tamanho das amostras, locais de colocação das redes e do esforço de amostragem (Cunto & Bernard, 2012), o que torna difícil chegar a conclusões gerais. O conhecimento destes padrões globais de diversidade e estrutura das comunidades é o que poderá permitir o desenvolvimento de planos eficientes de conservação de espécies e dos seus habitats.

Alguns dos resultados obtidos não foram muito conclusivos, relativamente ao esperado com base em estudos anteriores. No entanto, é possível observar que as comunidades presentes nos fragmentos apresentam de facto uma estrutura diferente das presentes em áreas de floresta contínua, fornecendo evidências do empobrecimento das comunidades de morcegos em habitats alterados devido à deflorestação. Áreas bem preservadas são essenciais para a sobrevivência das espécies sensíveis, como é o caso dos filostomíneos (Medellín *et al.*, 2000). Sugere-se que as medidas de conservação se foquem preferencialmente na preservação do habitat a nível local e em segundo plano na matriz da

paisagem. A preservação de uma comunidade de morcegos neotropicais rica e complexa implica também a manutenção da integridade da estratificação vertical das florestas tropicais.

É importante ressaltar que, apesar dos fragmentos florestais do PDBFF estarem a sofrer uma grande variedade de mudanças ecológicas, trata-se de uma paisagem fragmentada em ambiente controlado. Os fragmentos não são afetados por outras ameaças como incêndios florestais, extração seletiva de madeira ou caça excessiva (Laurance *et al.*, 2011), para além de estarem relativamente pertos da floresta contínua. Por estas razões, os resultados serão sempre otimistas em relação a muitas das paisagens dominadas pelo homem nestas regiões tropicais.

Certas espécies de morcegos parecerem persistir à fragmentação da paisagem; uma matriz de floresta intacta com trechos de floresta secundária é mais rentável para alguns frugívoros e nectarívoros, em comparação com extensas florestas não-perturbadas (Clarke *et al.*, 2005; Willig *et al.*, 2007). No entanto, estas respostas positivas tendem a ser temporárias (sendo mesmo típicas dos estágios iniciais da perturbação) e dependem fundamentalmente da facilidade dos morcegos em explorarem o mosaico dos habitats modificados e de realizarem movimentos a longa distância (Bernard & Fenton, 2003). Se a fragmentação representar uma grande percentagem da paisagem ao nível regional, os frugívoros e nectarívoros não conseguem explorar as áreas da mesma forma, o que pode influenciar os padrões de dispersão de sementes e, conseqüentemente, a sucessão e regeneração das florestas tropicais. Os géneros *Artibeus*, *Sturnira*, *Glossophaga* e *Lonchophylla* são algumas das taxa com uma grande importância na dispersão de sementes e polinização de plantas (Lobova *et al.*, 2009).

Alternativas para uma investigação mais eficiente da quiroptero fauna amazónica são o desenvolvimento de pesquisas de longa duração (no sentido de alcançar um número de espécies mais próximo da real diversidade da área), estudos complementares para verificar como os morcegos estão a utilizar as matrizes em redor dos fragmentos (algo que está atualmente a ser realizado no PDBFF) e o aumento do esforço de amostragem.

6. AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador, Dr. Christoph Meyer, por todo o apoio fornecido ao longo deste projeto e pela incrível oportunidade que me deu de conhecer o que sempre foi um dos meus sonhos: a floresta amazónica.

Ao Ricardo Rocha pela companhia e ajuda durante o trabalho de campo e pela sempre presente disponibilidade em me ajudar. Obrigada pelos bons momentos passados no meio da Amazónia e fora dela.

Ao Paulo Bobrowiec e a todas as outras pessoas que, no outro lado do Atlântico, me ajudaram a sentir em casa.

Aos assistentes Leo e Júnior, por me guiarem pela floresta amazónica e pelas histórias sempre interessantes que contavam à noite quando tínhamos as lanternas desligadas. Obrigada também pela ajuda indispensável na montagem das redes.

Aos meus amigos por tolerarem os meus momentos de loucura e pânico. À Sofia e ao Filipe, em particular, pelas excelentes pausas que fazíamos do trabalho e conversas *nonsense*.

À minha família que nunca parou de me apoiar.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Albrecht, L., Meyer, C. & Kalko, E. (2007). Differential mobility in two small phyllostomid bats, *Artibeus watsoni* and *Micronycteris microtis*, in a fragmented Neotropical landscape. *Acta Theriologica*, **52**:141-149.
- Anderson, M. (2005). PERMANOVA: a fortran Computer Program for Permutational Multivariate Analysis of Variance. Auckland, Department of Statistics, University of Auckland. 24p.
- Anderson, M. (2006). Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics*, **62**:245-253.
- Beck, J. & Schwanghart, W. (2010). Comparing measures of species diversity from incomplete inventories: an update. *Methods in Ecology and Evolution*, **1**:38-44.
- Bernard, E. & Fenton, M. (2002). Species diversity of bats (Mammalia: Chiroptera) in forest fragments, primary forests, and savannas in central Amazonia, Brazil. *Canadian Journal of Zoology*, **80**:1124–1140.
- Bernard, E. & Fenton, B. (2003). Bat mobility in a fragmented landscape in Central Amazonia. *Biotropica*, **35**:262-277.
- Bernard, E. & Fenton, M. (2007). Bats in a fragmented landscape: species composition, diversity and habitat interactions in savannas of Santarém, Central Amazonia, Brazil. *Biological Conservation*, **134**:332–343.
- Bernard, E. (2001). Vertical stratification of bat communities in primary forests of Central Amazon, Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, **17**:115-126.
- Bernard, E., Tavares, V. & Sampaio, E. (2011). Compilação atualizada das espécies de morcegos (Chiroptera) para a Amazônia Brasileira. *Biota Neotropica*, **11**(1):1-12.
- Bianconi, G., Mikich, S. & Pedro, W. (2004). Diversidade de morcegos (Mammalia, Chiroptera) em remanescentes florestais do município de Fênix, noroeste do Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, **21**:943-954.
- Bobrowiec, P. (2003). *Padrão alimentar de morcegos frugívoros em áreas alteradas na Amazônia Central*. Dissertação de Mestrado, Instituto de Pesquisas da Amazônia, Brasil. 69p.
- Bobrowiec, P. & Gribel, R. (2010). Effects of different secondary vegetation types on bat community composition in Central Amazonia, Brazil. *Animal Conservation*, **13**:204-216.
- Bolker, B., Brooks, M., Clark, C., Geange, S., Poulsen, J., Stevens, M. & White, J. (2009). Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends in Ecology and Evolution*, **24**:127-135.

- Bradshaw, C., Brook, B. (2009). Tropical turmoil: a biodiversity tragedy in progress. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **7**:79-87.
- Brose, U. & Martinez, N. (2004). Estimating the richness of species with variable mobility. *Oikos*, **105**: 292-300.
- Carvalho, F. & Fabián, M. (2011). Método de elevação de redes de neblina em dosséis florestais para amostragem de morcegos, *Chiroptera Neotropical*, **17**(1):895-902.
- Castro-Arellano, I., Presley, S., Saldanha, L., Willig, M. & Wunderle, J. (2007). Effects of reduced impact logging on bat biodiversity in terra firme forest of lowland Amazonia. *Biological Conservation*, **138**:269-285.
- Castro-Arellano, I., Presley, S., Willig, M., Wunderle, J. & Saldanha, L. (2009). Reduced-impact logging and temporal activity of understorey bats in lowland Amazonia. *Biological Conservation*, **142**:2131-2139.
- Charles-Dominique, P., Brosset, A., & Jouard, S. (2001). Les chauves-souris de Guyane. *Patrimoines Naturels*, **49**:1-150.
- Clarke, F., Rostant, L. & Racey, P. (2005). Life after logging: post-logging recovery of a Neotropical bat community. *Journal of Applied Ecology*, **42**:409-420.
- Clarke, K. & Warwick, R. (2001). *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Plymouth, UK. 172p.
- Colwell, R. (2009). EstimateS 8.2: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. User's Guide and Application. [online]. Department of Ecology and Evolutionary Biology, University of Connecticut, Storrs. Disponível em: <<<http://purl.oclc.org/estimates>>>. Acesso em: 26.08.2012.
- Cunto, G. & Bernard, E. (2012). Neotropical bats as indicators of environmental disturbance: what is the emerging message? *Acta Chiropterologica*, **14**:143-151.
- Davidson, E., Araújo, A., Artaxo, P., Balch, J., Brown, I., Bustamante, M., Coe, M., DeFries, R., Keller, M., Longo, M., Munger, J., Schroeder, W., Soares, B., Souza, C. & Wofsy, S. (2012). The Amazon basin in transition. *Nature*, **481**:321-328.
- Estrada, A. & Coates-Estrada, R. (2002). Bats in continuous forest, forest fragments and in an agricultural mosaic habitat-island at Los Tuxtlas, Mexico. *Biological Conservation*, **103**:237-245.
- Faria, D. (2006). Phyllostomid bats of a fragmented landscape in the north-eastern Atlantic forest, Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, **22**:531-542.
- Fleming, T. & Kress, J. (2011). A brief history of fruits and frugivores. *Acta Oecologica*, **37**:521-530.

- Fortin, M., Dale, M., van Hoef, J. (2002). *Spatial analysis in ecology*. In: El-Shaarawi, A. & Piegorsch, W. (eds.). *Encyclopedia of Environmetrics*. Chichester. 2051-2058p.
- Gardner, A. (2008). *Mammals of South America, Vol. 1: Marsupials, Xenarthrans, Shrews, and Bats*. The University of Chicago Press, Chicago.
- Gorresen, P. & Willig, M. (2004). Landscape responses of bats to habitat fragmentation in Atlantic forest of Paraguay. *Journal of Mammalogy*, **85**(4):688-697.
- Gotelli, N. & Colwell R. (2001). Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, **4**:379-391.
- Gotelli, N. & Entsminger, G. (2006). EcoSim: Null Models Software for Ecology, Version 7.0. [online]. Acquired Intelligence Inc. and Kesey-Bear, Jericho. Disponível em: <<<http://www.garyentsminger.com/ecosim/index.htm>>>. Acesso em: 26.08.2012.
- Haugaasen, T., & Peres, C. (2005). Tree phenology in adjacent Amazonian flooded and unflooded forests. *Biotropica*, **37**:620-630.
- INPE, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. (2011). Projeto PRODES. [online]. Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite. Disponível em: <<<http://www.obt.inpe.br/prodes/æ>>>. Acesso em: 29.08.2012.
- Jones, G., Jacobs, D., Kunz, T., Willig, M. & Racey, P. (2009). Carpe noctem: the importance of bats as bioindicators. *Endangered Species Research*, **8**:93-115.
- Jost, L. (2006). Entropy and diversity. *Oikos*, **113**:363-375.
- Kalka, M. & Kalko, E. (2006). Gleaning bats as underestimated predators of herbivorous insects: diet of *Micronycteris microtis* (Phyllostomidae) in Panama. *Journal of Tropical Ecology*, **22**:1-10.
- Kalko, E. & Handley, C. (2001). Neotropical bats in the canopy: diversity, community structure, and implications for conservation. *Plant Ecology*, **153**:319-333.
- Kalko, E. (1998). Organization and diversity of tropical bat communities through space and time. *Zoology*, **101**:281-297.
- Kalko, E., Handley, C. & Handley, D. (1996). *Organization, diversity, and long-term dynamics of a Neotropical bat community*. 503-553p. In: Cody, M. & Smallwood, J. (eds.). *Long-term studies in vertebrate communities*. Academic Press, Los Angeles.
- Kelm, D., Wiesner, K. & von Helversen, O. (2008). Effects of artificial roosts for frugivorous bats on seed dispersal in a Neotropical forest pasture mosaic. *Conservation Biology*, **22**:733-741.

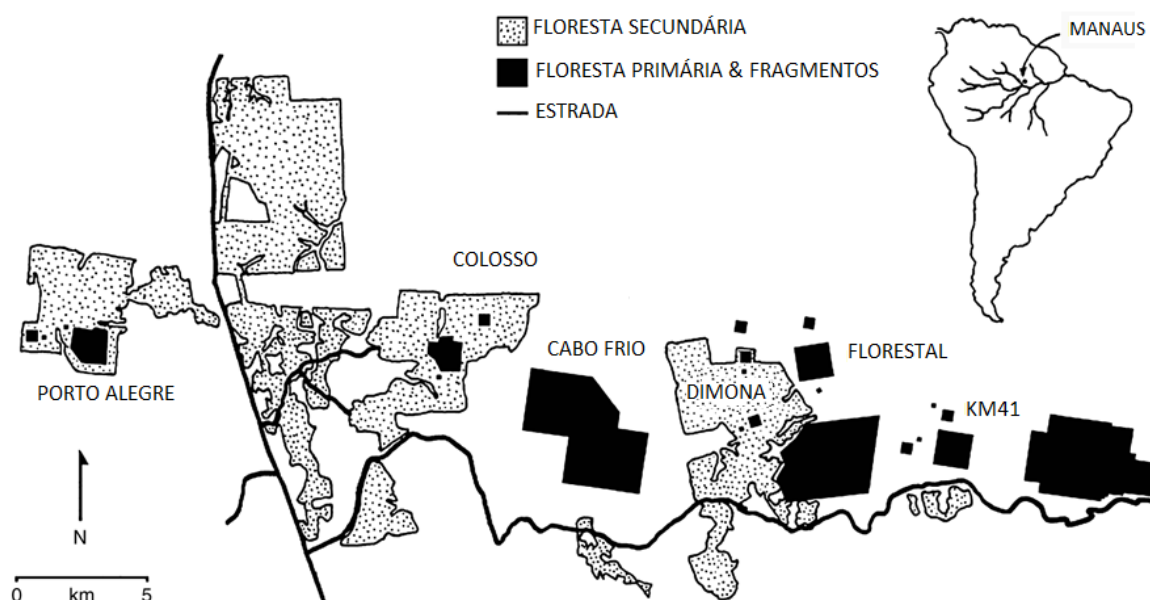
- Klingbeil, B. & Willig, M. (2009). Guild-specific responses of bats to landscape composition and configuration in fragmented Amazonian rainforest. *Journal of Applied Ecology*, **46**:203-213.
- Klingbeil, B. & Willig, M. (2010). Seasonal differences in population-, ensemble- and community-level responses of bats to landscape structure in Amazonia. *Oikos*, **119**:1654-1664.
- Kunz, T. & Parsons, S. (2009). *Ecological and behavioral methods for the study of bats*. 2nd ed. Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- Kunz, T., Braun-de-Torrez, E., Bauer, D., Lobo, T. & Fleming T. (2011). Ecosystem services provided by bats. *Annals of the New York Academy of Sciences*, **1223**:1-38.
- Kwiecinski, G. (2006). "Phyllostomus discolor". *Mammalian Species*, **801**:1-11.
- Laurance, W. & Vasconcelos, H. (2009). Consequências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. *Oecologia Brasiliensis*, **13**:434-451.
- Laurance, W., Camargo, J., Luizão, R., Laurance, S., Pimm, S., Bruna, E., Stouffer, P., Williamson, G., Benitez-Malvido, J., Vasconcelos, H., Van Houtan, K., Zartman, C., Boyle, S., Didham, R., Andrade, A. & Lovejoy, T. (2011). The fate of Amazonian forest fragments: a 32-year investigation. *Biological Conservation*, **144**(1):56-67.
- Laurance, W., Nascimento, H., Laurance, S., Andrade, A., Fearnside, P. & Ribeiro, J. (2006). Rain forest fragmentation and the proliferation of successional trees. *Ecology*, **87**:469-482.
- Lim, B. & Engstrom, B. (2001). Species diversity of bats (Mammalia: Chiroptera) in Iwokrama Forest, Guyana, and the Guianan subregion: implications for conservation. *Biodiversity and Conservation*, **10**:613-657.
- Lobo, T., Geiselman, C. & Mori, S. (2009). *Seed dispersal by bats in the Neotropics*. New York Botanical Garden Press, New York. 465p.
- MacSwiney, M., Clarke, F. & Racey, P. (2008). What you see is not what you get: the role of ultrasonic detectors in increasing inventory completeness in Neotropical bat assemblages. *Journal of Applied Ecology*, **45**:1364-1371.
- Magurran, A. (2004). *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing, UK. 256p.
- Mazerolle, M. (2011). AICcmodavg: model selection and multimodel inference based on (Q)AIC(c). [online]. R package, version 1.15. Disponível em: <<<http://CRAN.R-project.org/package=AICcmodavg>>>. Acesso em: 4.10.2012.
- McCune, B. & Grace, J. (2002). *Analysis of Ecological Communities*. MJM Press, USA.
- Medellín, R., Equihua, M. & Almin, M. (2000). Bat diversity and abundance as indicators of disturbance in neotropical rainforests. *Conservation Biology*, **6**(14):1666-1675.

- Meyer, C. & Kalko, E. (2008). Assemblage-level responses of phyllostomid bats to tropical forest fragmentation: Land-bridge islands as a model system. *Journal of Biogeography*, **35**:1711-1726.
- Meyer, C. , Aguiar, L., Aguirre, L., Baumgarten, J., Clarke, F., Cosson, J., Estrada Villegas, S., Fahr, J., Faria, D., Furey, N., Henry, M., Hodgkison, R., Jenkins, R., Jung, K., Kingston, T., Kunz, T., MacSwiney Gonzalez, M., Moya, I., Patterson, B., Pons, J., Racey, P., Rex, K., Sampaio, E., Solari, S., Stoner, K., Voigt, C., von Staden, D., Weise, C. & Kalko, E. (2011). Accounting for detectability improves estimates of species richness in tropical bat surveys. *Journal of Applied Ecology*, **48**:777-787.
- Neu, V. (2005). *Influência da cobertura vegetal na ciclagem de nutrientes via solução dos solos na região de Manaus – AM*. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, Brasil. 110p.
- Oliveira, N. (2010). *Estrutura de comunidade, reprodução e dinâmica populacional de morcegos (Mammalia, Chiroptera) na Reserva Natural do Salto Morato, Guaraqueçaba, Paraná*. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Paraná, Brasil. 109p.
- Passos, F., Silva, W., Pedro, W. & Bonin, M. (2003). Frugivoria em morcegos (Mammalia, Chiroptera) no Parque Estadual de Intervales, sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, **20**(3):511-517.
- Patterson, B., Willig, M. & Stevens, R. (2003). *Trophic strategies, niche partitioning, and patterns of ecological organization*. In: Kunz, T. & Fenton, M. (eds.). *Bat ecology*. University of Chicago Press. 536-579p.
- PDBFF, Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (2012). Mapas e Imagens de satélite. [online]. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA). Disponível em: <<<http://pdbff.inpa.gov.br/area3p.htm>>>. Acesso em: 26.08.2012.
- Pereira, M., Marques, J. & Palmeirim, J. (2010a). Vertical stratification of bat assemblages in flooded and unflooded Amazonian forests. *Current Zoology*, **56**(4):469-478.
- Pereira, M., Marques, J., Palmeirim J. (2010b). Ecological responses of frugivorous bats to seasonal fluctuation in fruit availability in Amazonian forests. *Biotropica*. **42**(6):680-687.
- Peters, S., Malcolm, J. & Zimmerman, A. (2006). Effects of selective logging on bat communities in the southeastern Amazon. *Conservation Biology*, **20**(5):1410-1421.
- Purvis, A., Gittleman, J., Cowlishaw, G. & Mace, G. (2000). Predicting extinction risk in declining species. *Proceedings Of The Royal Society Of London*, **B267**:1947-1952.
- R Development Core Team. (2012). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. [online]. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. Disponível em: <<<http://www.R-project.org>>>. Acesso em: 26.08.2012.

- RAISG, Rede Amazônica de Informação Socioambiental. (2012). Mapa. [online]. Áreas protegidas e territórios indígenas. Disponível em: <<<http://raisg.socioambiental.org>>>. Acesso em: 29.06.2012.
- Reis, N., Lima, I. & Peracchi, A. (2002). Morcegos (Chiroptera) da área urbana de Londrina, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, **19**(3):739-746.
- Reis, N., Peracchi, A., Lima, I. & Pedro, W. (2006). Riqueza de espécies de morcegos (Mammalia, Chiroptera) em dois diferentes habitats, na região centro-sul do Paraná, sul do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, **23**(3):813-816.
- Reis, N., Peracchi, A., Pedro, W. & Lima, I. (2007). *Morcegos do Brasil*. Londrina, Brasil. 253p.
- Rex, K., Kelm, D., Wiesner, K., Kunz, T. & Voigt, C. (2008). Species richness and structure of three Neotropical bat assemblages. *Biological Journal of the Linnean Society*, **94**:617-619.
- Rex, K., Michener, R., Kunz, T. & Voigt, C. (2011). Vertical stratification of Neotropical leaf-nosed bats (Phyllostomidae: Chiroptera) revealed by stable carbon isotopes. *Journal of Tropical Ecology*, **27**:211-222.
- Sampaio, E. (2000). *Effects of forest fragmentation on the diversity and abundance patterns of Central Amazonian bats*. Dissertação de doutoramento. University of Tübingen, Alemanha. 229p.
- Sampaio, E., Kalko, E., Bernard, E., Rodriguez-Herrera, B. & Handley, C. (2003). A biodiversity assessment of bats (Chiroptera) in a tropical lowland rainforest of Central Amazonia, including methodological and conservation considerations. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, **38**:17-31.
- Sánchez, M., Giannini, P. & Barquez, R. (2012). Bat frugivory in two subtropical rain forests of Northern Argentina: Testing hypotheses of fruit selection in the Neotropics. *Mammalian Biology*, **77**:22-31.
- Santana, S., Geipel, I., Dumont, E., Kalka, M. & Kalko, E. (2011). All you can eat: high performance capacity and plasticity in the common big-eared bat, *Micronycteris microtis* (Chiroptera: Phyllostomidae). *PLoS One*, **6**(12):28584.
- Santos, M., Aguirre, L., Vázquez, L. & Ortega, J. (2003). "Phyllostomus hastatus". *Mammalian Species*, **722**:1-6.
- Santos, R. (2010). *Os principais fatores do desmatamento na Amazônia (2002-2007): uma análise econométrica e espacial*. Dissertação de mestrado. Universidade de Brasília, Brasil. 130p.

- Sardinha-Pinto, N. (2008). Consequences of habitat fragmentation: connectivity lies in the eye of the beholder. Dissertação de doutoramento. School of Biological Sciences, The University of Texas. 115p.
- Sato, T., Passos, F. & Nogueira, A. (2008). Frugivoria de morcegos (Mammalia, Chiroptera) em *Cecropia pachystachya* (Urticaceae) e seus efeitos na germinação das sementes. *Journal of Zoology*, **48**:19-26.
- Schipper, J., Chanson, J., Chiozza, F., Cox, N. & Hoffmann, M. (2008). The status of the World's land and marine mammals: diversity, threat, and knowledge. *Science*, **322**:225-230.
- Schulze, M., SEAVY, N. & WHITACRE, D. (2000). A comparison of phyllostomid bat assemblages in undisturbed Neotropical forest and in forest fragments of a slash and burn farming mosaic in Petén, Guatemala. *Biotropica*, **32**:174-184.
- Soares-Filho, B., Nepstad, D., Curran, L., Cerqueira, G., Garcia, R., Ramos, C., Voll, E., Mcdonald, A., Lefebvre, P. & Schlesinger, P. (2006). Modelling conservation in the Amazon basin. *Nature*, **440**:520-523.
- Straube, F. & Bianconi, G. (2002). Sobre a Grandeza e a unidade utilizada para estimar esforço de captura com utilização de redes-de-neblina. *Chiroptera Neotropical*, **8**:150-152.
- Struebig, M., Kingston, T., Zubaid, A., Mohd-Adnan, A. & Rossiter, S. (2008). Conservation value of forest fragments to Palaeotropical bats. *Biological Conservation*, **141**:2112-2126.
- Weise, C. (2007). *Community structure, vertical stratification and season patterns of neotropical bats*. Dissertação de doutoramento. Justus-Liebig University, Alemanha. 145p.
- Willig, M., Presley, S., Bloch, C., Hice, C., Yanoviak, S., Díaz, M., Chauca, L., Pacheco, V. & Weaver, S. (2007). Phyllostomid bats of Lowland Amazonia: effects of habitat alteration on abundance. *Biotropica*, **39**(6):737-746.
- Willig, M., Lyons, S. & Stevens, R. (2008). *Spatial methods for the macroecological study of bats*. In: Kunz, T. (ed.). *Ecological and behavioral methods for the study of bats* (2nd ed.). The John Hopkins University Press, Baltimore. 901p.
- Zuur, A., Ieno, E., Walker, N., Saveliev, A. & Smith, G. (2009). *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer, New York.

ANEXOS



Anexo I. Área de estudo do PDBFF, localizado na Amazônia central, mostrando a localização dos fragmentos florestais e das áreas de floresta contínua (adaptado de Laurance *et al.*, 2006).

Anexo II. Lista dos grupos tróficos descritos por Kalko *et al.* (1996) e o novo agrupamento utilizado.

Nº	Dieta / Modo de alimentação	Estratégia de forrageio	Novo agrupamento	Código
I	Insectívoros / aéreos	Espaços abertos	Faunívoros aéreos	AFAU
II	Insectívoros / aéreos	Espaços semi-abertos	Faunívoros aéreos	AFAU
III	Insectívoros / aéreos	Espaços fechados	Faunívoros aéreos	AFAU
IV	Insectívoros / recolectores	Espaços fechados	Faunívoros recolectores	GFAU
V	Carnívoros / recolectores	Espaços fechados	Faunívoros recolectores	GFAU
VII	Hematófagos / recolectores	Espaços fechados	Hematófagos	GHEM
VIII	Frugívoros / recolectores	Espaços fechados	Frugívoros	GFRU
IX	Nectarívoros / recolectores	Espaços fechados	Nectarívoros	GNEC
X	Omnívoros / recolectores	Espaços fechados	Faunívoros recolectores	GFAU

Anexo III. Taxa, abundância absoluta, abundância relativa e respectivas guildas tróficas dos morcegos capturados nos dois tipos de habitats na área do PDBFF. São também apresentadas as capturas de morcegos não filostomídeos, embora estes não tenham sido incluídos nas análises. AFAU – faunívoros aéreos; GFAU – faunívoros recolectores; GFRU – frugívoros; GHEM – hematófagos; GNEC – nectarívoros.

TAXON	Abundância absoluta		Abundância relativa		Guildas	Total
	Contínua	Fragmentos	Contínua	Fragmentos		
Emballonuridae	12	4	0.111	0.049		16
Cormura brevirostris	2		0.021		II AFAU	2
Saccopteryx bilineata	7	2	0.068	0.025	I AFAU	9
Saccopteryx canescens	1		0.010		II AFAU	1
Saccopteryx leptura	2	2	0.021	0.025	II AFAU	4

Mormoopidae	74	39	0.447	0.334			113
Pteronotus parnellii	73	39	0.443	0.334	III	AFAU	112
Pteronotus personatus	1		0.010		II	AFAU	1
Phyllostomidae	615	842	1.203	1.416			1457
<i>Carollinae</i>	322	648	0.946	1.307			970
Carollia benkeithi	10	12	0.095	0.133	VIII	GFRU	22
Carollia brevicauda	7	9	0.068	0.103	VIIIb	GFRU	16
Carollia castanea		2		0.025	VIII	GFRU	2
Carollia perspicillata	224	489	0.809	1.191	VIIIb	GFRU	713
Carollia sp.	1		0.010		VIII	GFRU	1
Rhinophylla pumilio	80	136	0.469	0.703	VIIIb	GFRU	216
<i>Desmodontinae</i>	5	2	0.050	0.025			7
Desmodus rotundus	5	2	0.050	0.025	VII	GHEM	7
<i>Glossophaginae</i>	8	20	0.077	0.203			28
Anoura caudifer		2		0.025	IX	GNEC	2
Choeroniscus minor		3		0.037	IX	GNEC	3
Choeroniscus sp.		1		0.013	IX	GNEC	1
Glossophaga soricina	2	5	0.021	0.060	IX	GNEC	7
Glossophaga sp.		1		0.013	IX	GNEC	1
Lonchophylla thomasi	6	8	0.059	0.093	IX	GNEC	14
<i>Phyllostominae</i>	173	91	0.717	0.569			264
Chrotopterus auritus		2		0.025	V	GFAU	2
Glyphonycteris daviesi	2		0.021		IV	GFAU	2
Glyphonycteris sylvestris	1		0.010		IV	GFAU	1
Lophostoma brasiliense	1		0.010		VIII	GFRU	1
Lophostoma carrikeri	1		0.010		IV	GFAU	1
Lophostoma schulzi	2	1	0.021	0.013	IV	GFAU	3
Lophostoma silvicolum	31	9	0.244	0.103	IV	GFAU	40
Micronycteris brachyotis		1		0.013	V	GFAU	1
Micronycteris hirsuta		1		0.013	IV	GFAU	1
Micronycteris megalotis		1		0.013	IV	GFAU	1
Micronycteris microtis	4	2	0.040	0.025	IV	GFAU	6
Micronycteris schmidtorum		1		0.013	IV	GFAU	1
Mimon crenulatum	17	8	0.150	0.093	IV	GFAU	25
Phylloderma stenops	6	2	0.059	0.025	VIIIb	GFRU	8
Phyllostomus discolor	12	20	0.111	0.203	X	GFAU	32
Phyllostomus elongatus	18	7	0.158	0.082	X	GFAU	25
Phyllostomus hastatus	1	2	0.010	0.025	X	GFAU	3
Tonatia saurophila	26	17	0.213	0.178	IV	GFAU	43
Trachops cirrhosus	48	13	0.336	0.142	IV	GFAU	61
Trinycteris nicefori	3	4	0.031	0.049	X	GFAU	7

Stenodermatinae	107	81	0.557	0.533		188
Ametrida centurio	2	1	0.021	0.013	VIIIb GFRU	3
Artibeus cinereus	19	6	0.165	0.071	VIIIa GFRU	25
Artibeus concolor	10	11	0.095	0.123	VIIIa GFRU	21
Artibeus gnomus	8	10	0.077	0.113	VIIIa GFRU	18
Artibeus lituratus	10	10	0.095	0.113	VIIIa GFRU	20
Artibeus obscurus	11	17	0.103	0.178	VIIIa GFRU	28
Artibeus planirostris	6	8	0.059	0.093	VIII GFRU	14
Artibeus sp.	2	1	0.021	0.013	VIII GFRU	3
Mesophylla macconnelli	27	7	0.219	0.082	VIII GFRU	34
Platyrrhinus lineatus	2		0.021		VIII GFRU	2
Sturnira tildae	3	5	0.031	0.060	VIIIb GFRU	8
Uroderma bilobatum		1		0.013	VIIIb GFRU	1
Vampyressa pusilla	1		0.010		VIII GFRU	1
Vampyriscus bidens	6	3	0.059	0.037	VIIIb GFRU	9
Vampyriscus brocki		1		0.013	VIII GFRU	1
Thyropteridae	1	1	0.010	0.013		2
Thyroptera discifera		1	0.000	0.013	II AFAU	1
Thyroptera tricolor	1		0.010	0.000	II AFAU	1
Vespertilionidae	13	15	0.119	0.160		28
Myotis nigricans	2	2	0.021	0.025	II AFAU	4
Myotis riparius	11	11	0.103	0.123	II AFAU	22
Myotis sp.		2		0.025	II AFAU	2
TOTAL	715	901				1616

Anexo IV. Taxa, abundância absoluta, abundância relativa e respectivas guildas tróficas dos morcegos capturados nos dois tipos de redes na área do PDBFF. São também apresentadas as capturas de morcegos não filostomídeos, embora estes não tenham sido incluídos nas análises. AFAU – faunívoros aéreos; GFAU – faunívoros recolectores; GFRU – frugívoros; GHEM – hematófagos; GNEC – nectarívoros.

TAXON	Abundância absoluta		Abundância relativa		Guildas	Total
	Canópia	Sub-bosque	Canópia	Sub-bosque		
Emballonuridae	14	2	0.340	0.014		16
Cormura brevirostris		2		0.014	II AFAU	2
Saccopteryx bilineata	9		0.246		I AFAU	9
Saccopteryx canescens	1		0.035		II AFAU	1
Saccopteryx leptura	4		0.127		II AFAU	4
Mormoopidae	4	109	0.127	0.436		113

Pteronotus parnellii	3	109	0.098	0.436	III	AFAU	112
Pteronotus personatus	1		0.035		II	AFAU	1
Phyllostomidae	250	1207	1.346	1.305			1457
<i>Carollinae</i>	110	860	1.014	1.166			970
Carollia benkeithi	3	19	0.098	0.115	VIII	GFRU	22
Carollia brevicauda		16		0.098	VIIIb	GFRU	16
Carollia castanea		2		0.014	VIII	GFRU	2
Carollia perspicillata	66	647	0.819	1.052	VIIIb	GFRU	713
Carollia sp.	1		0.035		VIII	GFRU	1
Rhinophylla pumilio	40	176	0.642	0.579	VIIIb	GFRU	216
<i>Desmodontinae</i>		7	0.000	0.046			7
Desmodus rotundus		7		0.046	VII	GHEM	7
<i>Glossophaginae</i>	3	25	0.098	0.145			28
Anoura caudifer	1	1	0.035	0.007	IX	GNEC	2
Choeroniscus minor		3		0.020	IX	GNEC	3
Choeroniscus sp.		1		0.007	IX	GNEC	1
Glossophaga soricina	2	5	0.068	0.033	IX	GNEC	7
Glossophaga sp.		1		0.007	IX	GNEC	1
Lonchophylla thomasi		14		0.087	IX	GNEC	14
<i>Phyllostominae</i>	43	221	0.667	0.654			264
Chrotopterus auritus		2		0.014	V	GFAU	2
Glyphonycteris daviesi		2		0.014	IV	GFAU	2
Glyphonycteris sylvestris	1		0.035		IV	GFAU	1
Lophostoma brasiliense		1		0.007	VIII	GFRU	1
Lophostoma carrikeri		1		0.007	IV	GFAU	1
Lophostoma schulzi		3		0.020	IV	GFAU	3
Lophostoma silvicolium	1	39	0.035	0.209	IV	GFAU	40
Micronycteris brachyotis		1		0.007	V	GFAU	1
Micronycteris hirsuta		1		0.007	IV	GFAU	1
Micronycteris megalotis		1		0.007	IV	GFAU	1
Micronycteris microtis		6		0.040	IV	GFAU	6
Micronycteris schmidtorum		1		0.007	IV	GFAU	1
Mimon crenulatum	1	24	0.035	0.140	IV	GFAU	25
Phylloderma stenops		8		0.052	VIIIb	GFRU	8
Phyllostomus discolor	28	4	0.528	0.027	X	GFAU	32
Phyllostomus elongatus	1	24	0.035	0.140	X	GFAU	25
Phyllostomus hastatus	1	2	0.035	0.014	X	GFAU	3
Tonatia saurophila	7	36	0.202	0.196	IV	GFAU	43
Trachops cirrhosus	1	60	0.035	0.291	IV	GFAU	61
Trinycteris nicefori	2	5	0.068	0.033	X	GFAU	7
<i>Stenodermatinae</i>	94	94	0.953	0.397			188

Ametrida centurio	3		0.098		VIIIb	GFRU	3
Artibeus cinereus	14	11	0.340	0.070	VIIIa	GFRU	25
Artibeus concolor	15	6	0.356	0.040	VIIIa	GFRU	21
Artibeus gnomus	11	7	0.286	0.046	VIIIa	GFRU	18
Artibeus lituratus	11	9	0.286	0.058	VIIIa	GFRU	20
Artibeus obscurus	7	21	0.202	0.125	VIIIa	GFRU	28
Artibeus planirostris	1	13	0.035	0.082	VIII	GFRU	14
Artibeus sp.	2	1	0.068	0.007	VIII	GFRU	3
Mesophylla macconnelli	17	17	0.388	0.104	VIII	GFRU	34
Platyrrhinus lineatus	2		0.068		VIII	GFRU	2
Sturmira tildae	6	2	0.179	0.014	VIIIb	GFRU	8
Uroderma bilobatum	1		0.035		VIIIb	GFRU	1
Vampyressa pusilla	1		0.035		VIII	GFRU	1
Vampyriscus bidens	3	6	0.098	0.040	VIIIb	GFRU	9
Vampyriscus brocki		1		0.007	VIII	GFRU	1
Thyropteridae	2		0.000	0.014			2
Thyroptera discifera	1		0.007		II	AFAU	1
Thyroptera tricolor	1		0.007		II	AFAU	1
Vespertilionidae	28		0.000	0.160			28
Myotis nigricans	4		0.027		II	AFAU	4
Myotis riparius	22		0.130		II	AFAU	22
Myotis sp.	2		0.014		II	AFAU	2
TOTAL	268	1348					1616

Anexo V. Uso do habitat vertical de espécies selecionadas em percentagem da taxa de captura para a categoria. Três estratos foram considerados: sub-bosque (<6 metros), sub-dossel (>6 a <12 metros) e canóia (>12 metros).

Espécies		Sub-bosque	Sub-dossel	Canóia	TOTAL
		<6 metros	6 – 12 metros	>12 metros	
Phyllostomidae					
<i>Carollinae</i>		32	60	14	106
Carollia perspicillata	Cper	22	38	6	66
Rhinophylla pumilio	Rpum	10	22	8	40
<i>Phyllostominae</i>		9	24	2	35
Phyllostomus discolor	Pdis	4	22	2	28
Tonatia saurophila	Tsau	5	2		7
<i>Stenodermatinae</i>		17	46	18	81
Artibeus cinereus	Acin	3	5	6	14

Artibeus concolor	Acon	2	9	4	15
Artibeus gnomus	Agno	1	8	2	11
Artibeus lituratus	Alit	2	7	2	11
Artibeus obscurus	Aobs	2	4	1	7
Mesophylla macconnelli	Mmac	5	10	2	17
Sturnira tildae	Stil	2	3	1	6
TOTAL		58	130	34	222

Anexo VI. Legenda dos códigos das espécies utilizados durante as análises e/ou nos gráficos.

TAXON	Código
Mormoopidae	
Pteronotus parnellii	Ppar
Pteronotus personatus	Pper
Phyllostomidae	
<i>Carollinae</i>	
Carollia benkeithi	Cben
Carollia brevicauda	Cbre
Carollia castanea	Ccas
Carollia perspicillata	Cper
Carollia sp.	Car_sp
Rhinophylla pumilio	Rpum
<i>Desmodontinae</i>	
Desmodus rotundus	Drot
<i>Glossophaginae</i>	
Anoura caudifer	Acau
Choeroniscus minor	Cmin
Choeroniscus sp.	Cho_sp
Glossophaga soricina	Gsor
Glossophaga sp.	Glo_sp
Lonchophylla thomasi	Ltho
<i>Phyllostominae</i>	
Chrotopterus auritus	Caur
Glyphonycteris daviesi	Gdav
Glyphonycteris sylvestris	Gsyl
Lophostoma brasiliense	Lbras
Lophostoma carrikeri	Lcar
Lophostoma schulzi	Lsch
Lophostoma silvicolium	Lsil
Micronycteris brachyotis	Mbra
Micronycteris hirsuta	Mhir
Micronycteris megalotis	Mmeg
Micronycteris microtis	Mmic
Micronycteris schmidtorum	Msch

Mimon crenulatum	Mcre
Phylloderma stenops	Pste
Phyllostomus discolor	Pdis
Phyllostomus elongatus	Pelo
Phyllostomus hastatus	Phas
Tonatia saurophila	Tsau
Trachops cirrhosus	Tcir
Trinycteris nicefori	Tnic
<i>Stenodermatinae</i>	
Ametrida centurio	Acen
Artibeus cinereus	Acin
Artibeus concolor	Acon
Artibeus gnomus	Agno
Artibeus lituratus	Alit
Artibeus obscurus	Aobs
Artibeus planirostris	Apla
Artibeus sp.	Art_sp
Mesophylla macconnelli	Mmac
Platyrrhinus lineatus	Plin
Sturnira tildae	Stil
Uroderma bilobatum	Ubil
Vampyressa pusilla	Vpul
Vampyriscus bidens	Vbid
Vampyriscus brocki	Vbro
Vespertilionidae	
Myotis sp.	Myo_sp
Myotis nigricans	Mnig
Myotis riparius	Mrip
Emballonuridae	
Saccopteryx bilineata	Sbil
Saccopteryx canescens	Scan
Saccopteryx leptura	Slep
Cormura brevirostris	Cobre
Thyropteridae	
Thyroptera discifera	Tdis
Thyroptera tricolor	Ttri