



Universidade do Estado do Rio de Janeiro
Centro Biomédico
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes

Renan de França Souza


Diversidade de morcegos (Mammalia, Chiroptera) em um mosaico de paisagens na Reserva Ecológica de Guapiaçu, RJ, Sudeste do Brasil

Rio de Janeiro

2015

Renan de França Souza

**Diversidade de morcegos (Mammalia, Chiroptera) em um mosaico de paisagens na
Reserva Ecológica de Guapiaçu, RJ, Sudeste do Brasil**



-Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Orientadora: Prof.^a Dra. Mara Cíntia Kiefer

Coorientador: Dr. Ricardo Moratelli Mendonça da Rocha

Rio de Janeiro

2015

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC-A

S729 Souza, Renan de França .
Diversidade de morcegos (Mammalia, Chiroptera) em um mosaico de paisagens na Reserva Ecológica de Guapiaçu, RJ, Sudeste do Brasil / Renan de França Souza. – 2015.
51 f. : il.
Orientadora: Mara Cíntia Kiefer.
Coorientador: Ricardo Moratelli Mendonça da Rocha.
Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes.
1. Morcego – Rio de Janeiro (Estado) – Teses. 2. Reserva Ecológica de Guapiaçu (Guapiaçu, RJ) – Teses. I. Kiefer, Mara Cíntia. II. Rocha, Ricardo Moratelli Mendonça da. III. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes. IV. Título.
CDU 599.4

Autorizo para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta dissertação desde que citada a fonte.

Assinatura

Data

Renan de França Souza

**Diversidade de morcegos (Mammalia, Chiroptera) em um mosaico de paisagens na
Reserva Ecológica de Guapiaçu, RJ, Sudeste do Brasil**

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Aprovada em 23 de fevereiro de 2015.

Banca Examinadora:

Prof.^a Dra. Mara Cíntia Kiefer (orientadora)
Universidade Federal Fluminense

Prof. Dr. Carlos Eduardo Lustosa Esbérard
Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro

Prof. Dr. Maurício de Almeida Gomes
Universidade Federal do Rio de Janeiro

Rio de Janeiro

2015

DEDICATÓRIA

Aos meus pais e avós por terem investido tanto na minha formação e acreditado em cada uma das minhas escolhas.

AGRADECIMENTOS

À minha família pelo apoio incondicional e estímulo para realizar os meus sonhos. À Raíssa Souza por ser o meu porto seguro e me ensinar o que é amar de verdade. Obrigado por cada momento de apoio, você é fundamental para a minha vida!

Aos meus irmãos da família da morcegaria: Roberto Novaes, André Siqueira, Cadu Santos, Saulo Felix, Fred Bonissoni e Bruno Absolon pela amizade e apoio durante todos esses anos. Aos irmãos do mundo acadêmico: Edvandro Ribeiro, Gabriella Jacob, Patrick de Oliveira, Cristal Sauwen, Alexandre Greco, Jhonny Capichoni, Richard Aguiar, Stephanye Almeida, Bruno de Aquino, Davi Tavares, Mariana Aguiar, Victor Curi e Rafael Laurindo por todo o companheirismo. Aos irmãos e irmãs fora do mundo acadêmico que sempre estão ao meu lado: Yuri Giannini, Bruno Carneiro, Dani Ailime, Fernando Silva, Kaio Ribeiro, Rone Fidélis, Igor Figueiredo, Davi Hermsdorff, Rodrigo Cunha, Hainner Fon e Thiago Lobo.

Aos meus orientadores, Mara Cíntia Kiefer e Ricardo Moratelli, pelo aceite da orientação e fé neste projeto. Obrigado por todo o conhecimento passado e pelo trabalho conjunto.

Aos membros da banca e pré-banca pelo aceite e pelas valiosas sugestões.

À Faculdade de Formação de Professores da Universidade do Estado do Rio de Janeiro pelo transporte concedido e por ter sido berço da minha formação.

Ao Professor Ricardo Santori pela amizade ao longo dos anos e por ter me ensinado tanto sobre a vida e sobre ciência.

Ao Professor Fernando Fernandez por me ensinar sobre ecologia, conservação e me fazer amar todos os Rodentia deste mundo e a todo mundo da época que fiz parte do Laboratório de Ecologia e Conservação de Populações da UFRJ.

Ao corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução da UERJ pelo conhecimento oferecido e pelas prazerosas discussões e aulas.

A todos do Instituto de Ensino College pelo constante apoio e fé no meu futuro.

Ao Nicholas e Rackel Locke e a todo o pessoal da Reserva Ecológica de Guapiaçu pelo apoio e auxílio nas campanhas e pela permissão para desenvolver esse estudo na Reserva Ecológica de Guapiaçu.

Ao ICMBio pela licença de coleta e à ZOOTECH pelo material de campo.

À CAPES pela bolsa no primeiro ano de mestrado e à FAPERJ pela Bolsa Nota 10, concedida no segundo ano de mestrado.

Esqueço a escotilha, pois a fuga nunca é fuga... Eu sou a gota d'água que a enxurrada não vai levar.

Plastic Fire

RESUMO

SOUZA, Renan de França. *Diversidade de morcegos (Mammalia, Chiroptera) em um mosaico de usos de solo na Reserva Ecológica de Guapiaçu, RJ, Sudeste do Brasil*. 64 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) - Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2015.

A Mata Atlântica brasileira é um dos biomas mais ameaçados do planeta e abriga uma das maiores biodiversidades conhecidas dentre os ecossistemas terrestres. Este bioma apresenta uma mastofauna diversificada e em algumas áreas as taxocenoses de morcegos podem representar mais da metade de toda a riqueza local de mamíferos. Diante da variedade de hábitos alimentares, suas interações ecológicas e abundância na Mata Atlântica fluminense, a análise da comunidade de morcegos torna-se crucial para subsidiar planos de manejo. Apesar do Rio de Janeiro ser um dos estados mais bem amostrados para morcegos, muitos locais ainda não foram amostrados satisfatoriamente e ainda sabemos pouco sobre a dinâmica das comunidades de morcegos em paisagens fragmentadas. De maio de 2011 a julho de 2014, realizamos 72 noites de amostragens em seis diferentes usos de solo numa paisagem fragmentada na Reserva Ecológica de Guapiaçu, município de Cachoeiras de Macacu, região metropolitana do estado do Rio de Janeiro, Sudeste do Brasil. Utilizamos 10 redes de neblina de 9 x 3m, abertas durante toda a noite (média de 12 horas por noite), totalizando um esforço de captura de 233280 m².h. Esta dissertação está dividida em dois capítulos. No primeiro, baseando-se nos dados obtidos e na literatura, sugerimos algumas diretrizes para o desenho amostral de inventários de morcegos, apresentando a importância de cada diretriz para maximizar o sucesso na amostragem de morcegos na Mata Atlântica do Sudeste do Brasil. No segundo capítulo, investigamos as diferenças na riqueza de espécies, abundância e guildas tróficas entre os seis usos de solo amostrados e discuto a distribuição das espécies entre elas. Nós capturamos 1821 morcegos distribuídos em três famílias: Phyllostomidae (25 espécies), Molossidae (3 espécies) e Vespertilionidae (6 espécies). Outras duas espécies de duas famílias, Noctilionidae e Thyropteridae, foram registradas por observações diretas (sem capturas), totalizando 36 espécies de morcegos para a Reserva Ecológica de Guapiaçu. Os morcegos frugívoros representaram 82,7% das capturas. As maiores riquezas de espécies foram registradas na área antropizada (22 espécies) e borda de floresta contínua (21 espécies) enquanto as menores foram na floresta contínua (13 espécies) e no fragmento pequeno (10 espécies). A mesma tendência foi encontrada para as guildas tróficas. Sete guildas foram registradas na área antropizada e na borda de floresta, enquanto apenas cinco na floresta contínua e três no fragmento pequeno. O escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) e análise de Cluster, ambos com a dissimilaridade de Bray-Curtis, mostraram a separação dos usos de solo em grupos distintos dependendo do grau de alteração dos mesmos.

Palavras-chave: Mata Atlântica. Mosaico da Região Serrana do Rio de Janeiro. Inventário de morcegos. Ecologia de morcegos. Paisagem fragmentada.

ABSTRACT

SOUZA, Renan de França. *Bat diversity (Mammalia, Chiroptera) in a landscape mosaic in Reserva Ecológica de Guapiaçu, RJ, Southeastern Brazil*. 64 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) - Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2015.

The Brazilian Atlantic Forest is one of the most threatened ecosystems on the planet and home to one of the greatest biodiversity known among terrestrial ecosystems. This biome is an important ecosystem for mammals and in some areas bat communities can represent more than half of all local diversity of mammals. Given the variety of feeding habits, ecological interactions and abundance in the Atlantic Forest of Rio de Janeiro, the analysis of bat communities becomes crucial to support management plans for several areas. Despite the Rio de Janeiro is one of the states best sampled for bats, many sites were not satisfactorily sampled and we still have a scarce understanding about the dynamics of bat communities in different landscapes. Between May 2011 and July 2014, we performed 72 sampling nights in six different land use sites in the Reserva Ecológica de Guapiaçu, municipality of Cachoeiras de Macacu, metropolitan region of the State of Rio de Janeiro, southeastern Brazil. We used 10 mist-nets of 9x3m open overnight (average of 12 hours a night) with a total capture effort of 233.280 m².h. We divided this dissertation into two chapters. In the first, based on the data obtained and literature, we suggest some guidelines for the sampling design of bats inventories showing the importance of each guideline to maximize success in sampling bats in the Atlantic Forest of southeastern Brazil. In the second chapter, we investigated the differences in species richness, abundance and trophic guilds among the six land use sites sampled and discuss the distribution of species between them. We captured 1821 bats distributed into three families: Phyllostomidae (25 species), Molossidae (three species) and Vespertilionidae (six species). Two other species of two families, Noctilionidae and Thyropteridae, were recorded by direct observation (no capture), totaling 36 species of bats for Reserva Ecológica de Guapiaçu. Fruit bats accounted for 82.7% of the captures. We recorded the highest species richness in disturbed areas (22 species) and continuous forest edge (21 species) while the lowest was in continuous forest (13 species) and the small fragment (10 species). We found the same trend for the trophic guilds. We recorded seven guilds for the altered area and the edge of the forest, while only five in continuous forest and three small fragment. The non-metric multidimensional scaling (NMDS) and cluster analysis, both with Bray-Curtis dissimilarity, showed the separation of land use sites in different groups depending on the degree of change in the landscape.

Keywords: Atlantic Forest. Cachoeiras de Macacu. Bats Inventory. Bat Ecology. Fragmented Landscape.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 -	Mapa com a localização geográfica da Reserva Ecológica de Guapiaçu, Estado do Rio de Janeiro, Sudeste do Brasil e os seis usos de solo amostrados durante o estudo.	5
Figura 2 -	Fotografia do sítio de amostragem 1: Área de floresta contínua conservada na Reserva Ecológica de Guapiaçu, estado do Rio de Janeiro, Brasil.	6
Figura 3 -	Fotografia do sítio de amostragem 2: Área de borda de floresta contínua na Reserva Ecológica de Guapiaçu, estado do Rio de Janeiro, Brasil.	7
Figura 4 -	Fotografia do sítio de amostragem 3: Área periurbana no distrito de Guapiaçu, região adjacente a Reserva Ecológica de Guapiaçu, estado do Rio de Janeiro, Brasil.	7
Figura 5 -	Fotografia do sítio de amostragem 4: Área antropizada na sede da Reserva Ecológica de Guapiaçu, estado do Rio de Janeiro, Brasil.	8
Figura 6 -	Fotografia do sítio de amostragem 5: Fragmento grande (130 ha) na Reserva Ecológica de Guapiaçu, estado do Rio de Janeiro, Brasil.	8
Figura 7 -	Fotografia do sítio de amostragem 6: Fragmento pequeno (6 ha) na Reserva Ecológica de Guapiaçu, estado do Rio de Janeiro, Brasil.....	9
Figura 8 -	Número de capturas (linha) e riqueza de espécies (barras) de morcegos em seis usos de solo amostrados na região da Reserva Ecológica de Guapiaçu, estado do Rio de Janeiro, Brasil.	15
Figura 9 -	Abundância relativa (%) das espécies de morcegos capturadas na Reserva Ecológica de Guapiaçu, Estado do Rio de Janeiro, Brasil.	16
Figura 10 -	Número de capturas (linha) e número de guildas tróficas (barras) em seis usos de solo amostrados na região da Reserva Ecológica de Guapiaçu, estado do Rio de Janeiro, Brasil.	16
Figura 11 -	Curva de acumulação de espécies de morcegos por noites acumuladas na Reserva Ecológica de Guapiaçu, Estado do Rio de Janeiro, Brasil.	19
Figura 12 -	Curva aleatorizada (intervalo de confiança de 95%) na Reserva Ecológica de Guapiaçu, Estado do Rio de Janeiro, Brasil.	20
Figura 13 -	Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) dos seis usos de solo amostrados usando o índice de Jaccard para presença-ausência de espécies na Reserva Ecológica de Guapiaçu, Rio de Janeiro, Brasil.	28
Figura 14 -	Diagrama de Shepard ($stress = 0,144$) do escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) utilizando o Índice de Jaccard para presença-ausência de espécies nos seis usos de solo amostrados na região da Reserva Ecológica de Guapiaçu, estado do Rio de Janeiro, Brasil.	29
Figura 15 -	Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) dos seis seis usos de solo amostrados usando a dissimilaridade de Bray-Curtis para	30

abundância relativa das espécies na Reserva Ecológica de Guapiaçu, Rio de Janeiro, Brasil.

- Figura 16 - Diagrama de Shepard ($stress = 0$) do escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) utilizando a dissimilaridade de Bray-Curtis para abundância relativa das espécies seis usos de solo amostrados na região da Reserva Ecológica de Guapiaçu, estado do Rio de Janeiro, Brasil..... 31
- Figura 17 - Análise de Cluster hierárquica utilizando a dissimilaridade de Bray-Curtis das taxocenoses nos seis usos de solo amostrados na região da Reserva Ecológica de Guapiaçu, estado do Rio de Janeiro, Brasil. 32

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Espécies de morcegos Reserva Ecológica de Guapiaçu, Estado do Rio de Janeiro, Brasil, com número de capturas por usos de solo e totais.	14
Tabela 2 -	Riqueza e número de capturas de morcegos por guildas em seis usos de solo na região na região da REGUA, RJ, Brasil.	16
Tabela 3 -	Número de capturas de morcegos na primeira e na segunda metade da noite em seis usos de solo na região da Reserva Ecológica de Guapiaçu, estado do Rio de Janeiro, Brasil.	18
Tabela 4 -	Data, horário e sítio de amostragem das espécies de morcegos capturadas exclusivamente na segunda metade da noite (00:01h – 06:00h) em seis usos de solo na região da Reserva Ecológica de Guapiaçu, estado do Rio de Janeiro, Brasil.	18
Tabela 5 -	Riquezas observadas e estimativas máximas de riquezas de espécies de morcegos (Chao 1) em seis usos de solo amostrados na região da Reserva Ecológica de Guapiaçu, estado do Rio de Janeiro, Brasil.	19
Tabela 6 -	Riqueza de espécies, número de indivíduos e número de guildas tróficas nos seis usos de solo amostrados na região da Reserva Ecológica de Guapiaçu.	27
Tabela 7 -	Datas de captura e recaptura de morcegos nos usos de solo amostrados na região da Reserva Ecológica de Guapiaçu, estado do Rio de Janeiro, Brasil.	33

SUMÁRIO

	INTRODUÇÃO GERAL	1
1	METODOLOGIA GERAL	4
1.1	Área de Estudo	4
1.2	Sítios de Amostragem	4
1.3	Procedimentos de Campo e Laboratório	9
2	PROPOSTA DE DESENHO AMOSTRAL PARA INVENTÁRIOS DE MORCEGOS NA MATA ATLÂNTICA DO BRASIL: A RESERVA ECOLÓGICA DE GUAPIAÇU COMO UM ESTUDO DE CASO	11
2.1	Introdução	11
2.2	Materiais e Métodos	12
2.2.1	<u>Análises dos Dados</u>	12
2.3	Resultados	12
2.4	Discussão	20
3	COMPOSIÇÃO E ESTRUTURA DE TAXOCENOSES DE MORCEGOS (MAMMALIA, CHIROPTERA) EM SEIS USOS DE SOLO NA REGIÃO DA RESERVA ECOLÓGICA DE GUAPIAÇU, RJ, SUDESTE DO BRASIL	25
3.1	Introdução	25
3.2	Material e Métodos	26
3.2.1	<u>Análises dos Dados</u>	26
3.3	Resultados	27
3.4	Discussão	34
4	CONSIDERAÇÕES FINAIS	38
	REFERÊNCIAS	39
	Anexo A - Vouchers depositados na coleção de mamíferos do Museu Nacional, Rio de Janeiro	51

INTRODUÇÃO GERAL

Na época da chegada dos colonizadores europeus ao Brasil, a Mata Atlântica era um bioma contínuo, uma das maiores florestas úmidas das Américas, chegando a alcançar mais de 150 milhões de ha e ocupando cerca de 15% do território brasileiro (Capobianco, 2002; Galindo-Leão & Câmara, 2003). Suas características geográficas favoreceram o surgimento de diversidade e endemismo elevados (Lewinsohn & Prado, 2005).

Desde a época do descobrimento, diversos ciclos de exploração (*e.g.* pau-brasil, ouro, cana de açúcar, café etc), seguidos por processos de industrialização e expansão urbana desordenada, levaram a uma drástica redução da cobertura original da Mata Atlântica (Coimbra-Filho, 1998). A maior parte do que restou está distribuída em fragmentos isolados e compostos por florestas secundárias em estágios iniciais de sucessão até aquelas com vegetação secundária tardia (Viana *et al.*, 1997; Metzger *et al.*, 2009). Estima-se que esses fragmentos ocupem, atualmente, menos de 8% de sua área original (Ribeiro *et al.*, 2009). Além disso, mais de 70% da população brasileira vive na área na qual a Mata Atlântica estava originalmente inserida e que abriga grande parte das regiões metropolitanas do país (Oliveira, 2005).

A paisagem atual da Mata Atlântica constitui um sistema extremamente complexo, caracterizado por uma marcada interação com as atividades antrópicas que pode alterar seu funcionamento, sua estrutura e sua espacialização (Oliveira, 2005). Esse atual cenário colocou sob ameaça de extinção uma grande proporção de suas espécies (Tabarelli *et al.*, 2005; Prado *et al.*, 2008), principalmente através de processos como a fragmentação e a perda de habitats. Essas mudanças drásticas isolam as populações de espécies nativas (Prado *et al.*, 2008), limitando seus potenciais de dispersão e de colonização e diminuindo seus tamanhos, deixando-as mais vulneráveis às depressões endo e exogâmicas e às perdas da variabilidade genética e da flexibilidade evolutiva, o que pode levá-las à extinção local (Templeton, 1986; Billington, 1991; Grant & Grant, 1992; Briani *et al.*, 2001).

Apesar de amplamente ameaçada, a Mata Atlântica ainda mantém uma parte razoável de sua extensa diversidade biológica (Coimbra-Filho, 1998) e é considerado um *hotspot* de biodiversidade por ter elevadas taxas de endemismo de espécies e de perda de habitat (Myers, 1998; Myers *et al.*, 2000). Estima-se que o bioma abrigue de 1 a 8% da riqueza de espécies do mundo (Silva & Casteleti, 2003). Ainda assim, há poucas áreas legalmente protegidas (Joly *et al.*, 2014) e outras que constituem lacunas

de conhecimento a respeito da diversidade biológica de vários grupos da fauna e da flora.

Em florestas heterogêneas e ricas em espécies como as deste bioma, que ainda detêm um grande número de espécies desconhecidas (Lewinsohn & Prado, 2005), o levantamento da diversidade biológica é essencial para propor medidas visando a conservação das espécies (Esbérard, 2003), especialmente aquelas ameaçadas de extinção (Novaes *et al.*, 2010). Apesar da grande quantidade de dados biológicos registrados nas últimas décadas para a Mata Atlântica (Silva *et al.*, 2004), algumas áreas ainda constituem grandes lacunas no conhecimento, o que dificulta a elaboração de planos de conservação (Metzger *et al.*, 2008). Logo, inventários de biodiversidade são necessários para fomentar estratégias conservacionistas e conhecer melhor a dinâmica ecológica da biota nativa nos diferentes habitats.

Segundo Paresque *et al.* (2004), a Floresta Atlântica é um ecossistema importante para os mamíferos neotropicais. No Brasil, este grupo possui uma elevada taxa de endemismo (Peracchi *et al.*, 2011; Delciellos *et al.*, 2012), ainda mais alta na Mata Atlântica (Fonseca *et al.*, 1996). Em algumas áreas, as comunidades de morcegos podem representar até 50% de toda a diversidade local de mamíferos (Patterson & Pascual, 1972; Timm, 1994).

Os morcegos estão agrupados na ordem Chiroptera, a qual possui a segunda maior riqueza dentre os mamíferos, com mais de 1.300 espécies, sendo superada apenas pela ordem Rodentia (Simmons, 2005; Fenton & Simmons, 2015). No Brasil, são reconhecidas 178 espécies, pertencentes a 68 gêneros e nove famílias (Nogueira *et al.*, 2014). Os morcegos apresentam diferentes dietas e hábitos alimentares, não sendo encontrada tal variedade em outro táxon de mamíferos (Peracchi *et al.*, 2011). Podem alimentar-se de insetos, outros artrópodes, frutos, sementes, folhas, flores, pólen, néctar, pequenos vertebrados e sangue (Wetterer *et al.*, 2000; Peracchi *et al.*, 2011). Como consequência desta diversidade trófica, os morcegos desempenham papéis ecológicos fundamentais como a dispersão de sementes (*e.g.* Mello *et al.*, 2011), a polinização de várias espécies vegetais (*e.g.* Sazima *et al.*, 1999) e o controle de populações de insetos (*e.g.* Cleveland *et al.*, 2006).

Diante da diversidade de hábitos alimentares, papel fundamental nas interações ecológicas e na abundância de indivíduos na Mata Atlântica (Mello *et al.*, 2011), a análise da diversidade da comunidade de morcegos se torna um passo importante para a compreensão da dinâmica dos ecossistemas. Porém, ainda estamos muito longe de conhecer detalhadamente a distribuição das espécies de morcegos no Brasil (Bernard *et*

al., 2011), o que limita nossa compreensão sobre suas interações com outras espécies da biota nativa. Apesar de, nos últimos anos, o esforço na amostragem de morcegos em todo território nacional ter aumentado (Bernard *et al.*, 2011), diversas localidades ainda permanecem como lacunas de conhecimento. Até mesmo na Mata Atlântica do Rio de Janeiro, um dos estados mais bem amostrados para a ordem Chiroptera (Bergallo *et al.*, 2003; Peracchi & Nogueira, 2010) e que possui um longo histórico de pesquisas facilitadas pela condição político-econômica privilegiada desde os tempos do Brasil colonial (Peracchi & Nogueira, 2010) e pelo número de universidades com especialistas neste táxon, há locais cuja quiropterofauna é totalmente desconhecida.

O estado do Rio de Janeiro possui, atualmente, 78 espécies de morcegos, distribuídas em 43 gêneros e oito famílias (Peracchi & Nogueira, 2010). Esses números representam, respectivamente, 45% das espécies, 67% dos gêneros e 89% das famílias registradas para o território nacional (Reis *et al.*, 2007; Gardner, 2008; Peracchi & Nogueira, 2010). Apesar desses esforços amostrais, ainda são poucos os estudos ecológicos de longa duração e grande parte dos resultados obtidos se deve a estudos pontuais.

Segundo Estrada *et al.* (1993) e Medellín *et al.* (2000), a análise da comunidade de morcegos pode indicar o nível de conservação de ambientes florestados. Além disso, a maior abundância de espécies mais generalistas pode sugerir distúrbios ambientais (Schulze *et al.*, 2000; Estrada e Coates-Estrada, 2002a), o que reforça a importância dos morcegos como bioindicadores (Jones *et al.*, 2009). Assim, diante do cenário de devastação da Mata Atlântica e da importância ecológica dos morcegos, este estudo abordou a diversidade da comunidade de morcegos da Reserva Ecológica de Guapiaçu — situada no município de Cachoeiras de Macacu e incluída no mosaico de vegetação da região serrana do Rio de Janeiro — local no qual onde houve levantamento prévio, mas subamostrado, e onde não foram realizados estudos abordando a ecologia de paisagem utilizando este grupo.

Esta dissertação está dividida em dois capítulos. No primeiro, analisamos o levantamento das espécies de morcegos, comparando os dados obtidos aos disponíveis na literatura, e apresentamos uma proposta para maximização dos resultados durante amostragens deste grupo na Mata Atlântica do Sudeste do Brasil. No segundo capítulo, analisamos as diferenças entre as taxocenoses registradas em seis usos de solo diferentes da área de estudo e discutimos as possíveis razões pelas quais a diversidade varia entre eles.

1 METODOLOGIA GERAL

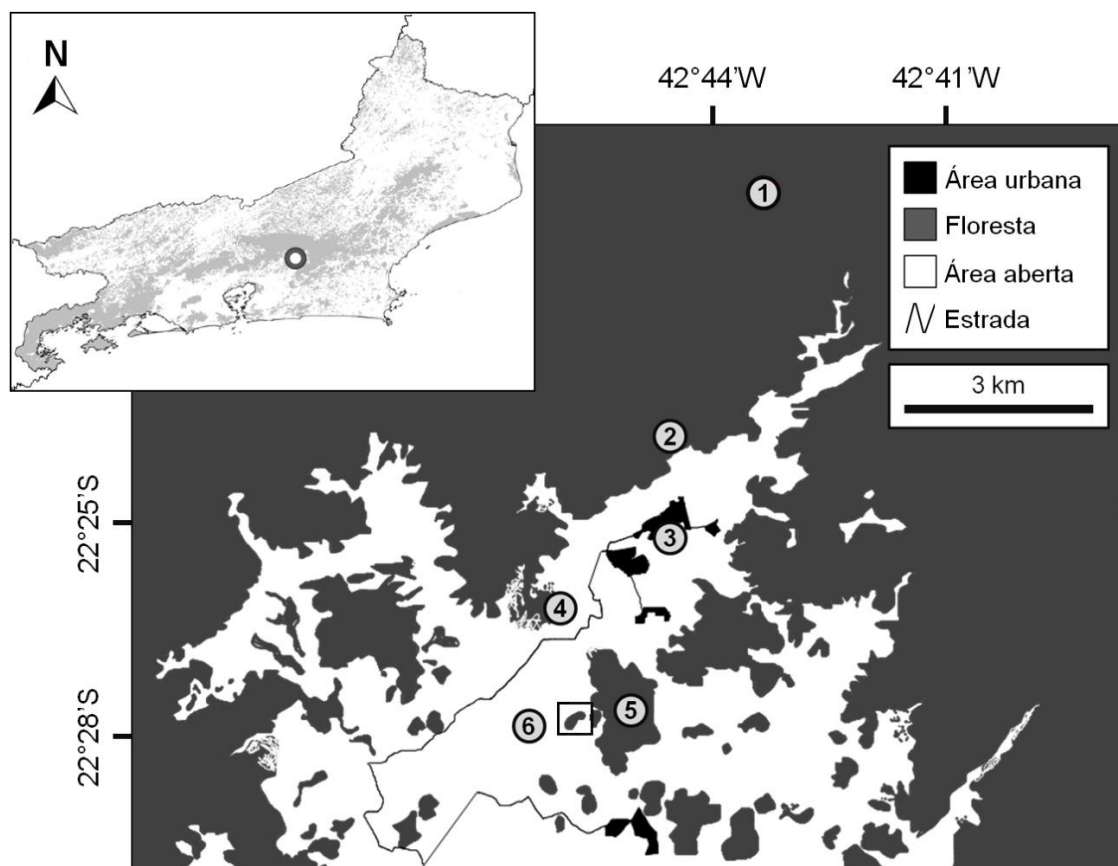
1.1 Área de Estudo

A Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA; 22°25'53" S e 42°45'20" W) está localizada no município de Cachoeiras de Macacu, região serrana do estado do Rio de Janeiro, sudeste do Brasil (Figura 1). A REGUA é uma propriedade privada e possui mais de 7000 ha de Mata Atlântica, classificada como Floresta Ombrófila Densa (Veloso *et al.*, 1991), uma fisionomia vegetacional típica de baixas e médias altitudes da região costeira do Brasil (Morellato & Haddad, 2000; Oliveira-Filho & Fontes, 2000). A REGUA possui um mosaico de Floresta Atlântica em diferentes níveis de conservação, desde florestas secundárias, em estágios iniciais de sucessão, até florestas pouco perturbadas, nas partes mais altas e de difícil acesso (Rocha *et al.*, 2007). Nas adjacências são encontrados fragmentos florestais de tamanhos variados, campos antrópicos e pastagens nas adjacências. A temperatura média anual é de aproximadamente 23°C, com uma precipitação média anual de cerca de 2.560 mm (Kurtz & Araújo, 2000). A região apresenta período chuvoso e quente entre novembro e abril e o período mais frio e seco entre maio e outubro (Almeida-Gomes, 2011). A REGUA, juntamente com o Parque Nacional da Serra dos Órgãos e o Parque Estadual dos Três Picos, compreende um extenso remanescente florestal denominado Mosaico de Vegetação da Região Serrana do Rio de Janeiro.

1.2 Sítios de Amostragem

Nós realizamos as amostragens em seis usos de solo diferentes (Figura 1): Sítios de Amostragem – 1) Área de floresta contínua; 2) Área de borda de floresta contínua; 3) Área periurbana no distrito de Guapiaçu; 4) Área antropizada na sede da REGUA; 5) Fragmento grande (130 ha; Couto, 2010; Almeida-Gomes, 2011); e 6) fragmento pequeno (6 ha; Couto, 2010; Almeida-Gomes, 2011).

Figura 1 – Mapa da localização geográfica da Reserva Ecológica de Guapiaçu, município de Cachoeiras de Macacu, estado do Rio de Janeiro, Brasil. Em destaque, os seis usos de solo amostrados durante o estudo.



Legenda: Sítios de Amostragem – 1) Área de floresta contínua conservada; 2) Área de borda de floresta contínua; 3) Área periurbana no distrito de Guapiaçu; 4) Área antropizada na sede da REGUA; 5) Fragmento grande; 6) Fragmento pequeno.

A área de floresta contínua (Sítio 1 – Figura 2) está situada em uma região de floresta ombrófila densa com vegetação primária e distante aproximadamente 3 km da borda. O local apresenta elevada diversidade de espécies arbóreas nativas. A área de borda de floresta contínua (Sítio 2 – Figura 3) possui vegetações típicas de florestas secundárias iniciais e tardias com diversas espécies de plantas pioneiras como as do gênero *Piper* L. (Piperaceae), *Cecropia* L. (Cecropiaceae) e *Solanum* L. (Solanaceae). Próximo a área amostrada são encontrados pastos, plantações e algumas construções humanas. A área periurbana do distrito de Guapiaçu (Sítio 3 – Figura 4) tem pouca vegetação e algumas espécies arbóreas exóticas, plantações, dezenas de casas e construções humanas, estrada asfaltada e elevado tráfego de veículos. A área

antropizada na sede da REGUA (Sítio 4 – Figura 5) possui vegetação pouco densa, constituída de várias espécies arbóreas pioneiras e exóticas, além de um lago artificial, várias construções humanas e plantações. Esta localidade tem visitação intensa e um moderado tráfego de veículos. O fragmento grande (Sítio 5 – Figura 6) possui vegeta o típica de floresta secundária tardia em seu interior e floresta secundária inicial em suas bordas com diversas espécies pioneiras (*e.g. Piper* e *Cecropia*), bananais (*Musa* spp.) e   circundado por pastos e por estradas. O fragmento pequeno (Sítio 6 – Figura 7) tem vegeta o típica de floresta secundária inicial com presença destacada de espécies de palmeiras.

Para diferencia o dos sítios de amostragem foram utilizadas características de heterogeneidade ambiental (*e.g.* diversidade vegetal e densidade vegetal), baseado na metodologia proposta por Freitas *et al.* (2002). A classifica o dos usos de solo foi baseada em Oliveira-Filho & Fontes (2000), Paula *et al.* (2004), Barros (2008), Couto (2010) e Freitas & Magalhães (2012).

Figura 2 – Fotografia do sítio de amostragem 1:  rea de floresta contínua na Reserva Ecológica de Guapiaçu, estado do Rio de Janeiro, Brasil.



Fonte: o autor, 2012.

Figura 3 – Fotografia do sítio de amostragem 2: Área de borda de floresta contínua na Reserva Ecológica de Guapiaçu, estado do Rio de Janeiro, Brasil.



Fonte: o autor, 2011.

Figura 4 – Fotografia do sítio de amostragem 3: Área periurbana no distrito de Guapiaçu, região adjacente a Reserva Ecológica de Guapiaçu, estado do Rio de Janeiro, Brasil.



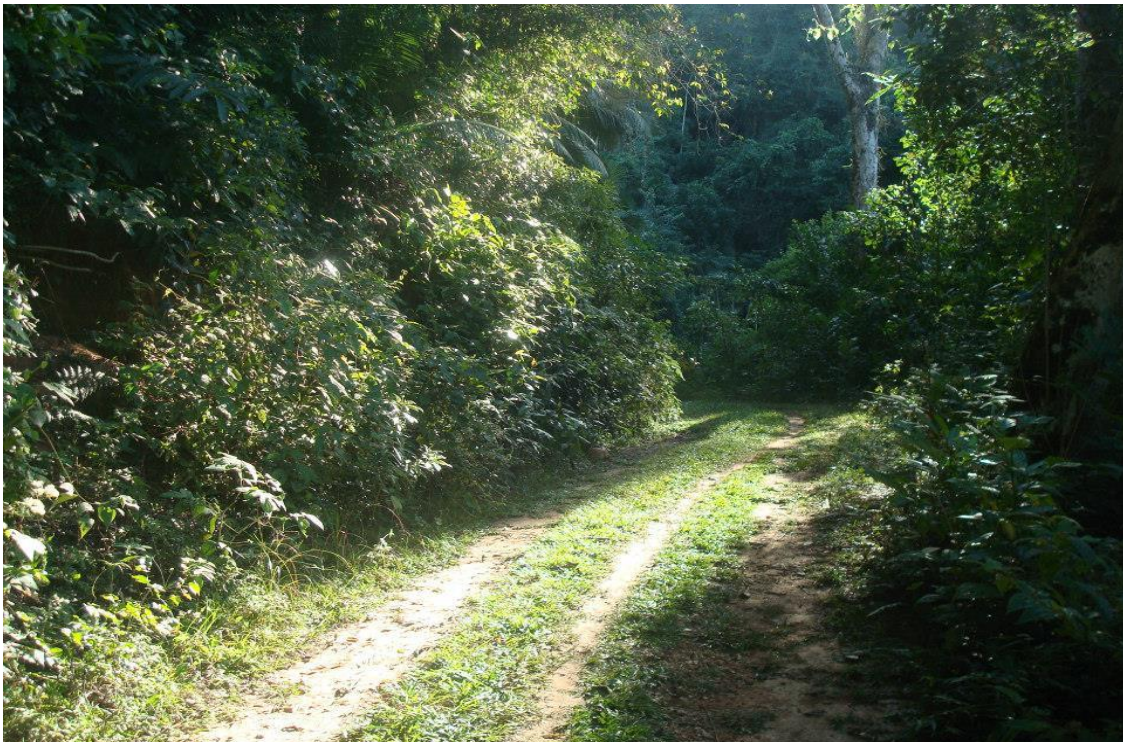
Fonte: o autor, 2013.

Figura 5 – Fotografia do sítio de amostragem 4: Área antropizada na sede da Reserva Ecológica de Guapiaçu, estado do Rio de Janeiro, Brasil.



Fonte: o autor, 2012.

Figura 6 – Fotografia do sítio de amostragem 5: Fragmento grande (130 ha) na Reserva Ecológica de Guapiaçu, estado do Rio de Janeiro, Brasil.



Fonte: o autor, 2014.

Figura 7 – Fotografia do sítio de amostragem 6: Fragmento pequeno (6 ha) na Reserva Ecológica de Guapiaçu, estado do Rio de Janeiro, Brasil.



Fonte: o autor, 2014.

1.3 Procedimentos de Campo e de Laboratório

No período de maio de 2011 a julho de 2014 foram realizadas 72 noites de amostragem nos seis usos de solo na região da REGUA (12 noites por cada tipo de uso de solo), com 10 redes de neblina de 9 x 3m abertas em trilhas, clareiras, vegetação densa, estradas, ruas, áreas abertas e sobre cursos d'água. As redes foram mudadas de local dentro de cada sítio de amostragem a cada noite para evitar uma possível diminuição da taxa de captura (Esbérard, 2006). As coletas tiveram duração média de 12 horas, do crepúsculo ao amanhecer, totalizando um esforço de captura de 233.280 m².h (calculado conforme Straube & Bianconi, 2002), sendo 38.880 m².h para cada sítio de amostragem. A partir da 37^a noite, nós iniciamos as amostragens nos fragmentos e no ambiente periurbano.

Os morcegos capturados foram identificados no campo com base nas descrições fornecidas por Emmons & Feer (1997), Simmons & Voss (1998), Dias *et al.* (2002), Reis *et al.* (2007, 2013), Dias & Peracchi (2008) e Gardner (2008). O arranjo taxonômico utilizado foi o proposto por Gardner (2008) e a nomenclatura por Nogueira *et al.* (2014).

Visando identificar seguramente os espécimes, uma coleção de referência da área de estudo foi composta por até dois indivíduos de cada sexo por espécie e por outros indivíduos de identificação duvidosa durante as atividades de campo. Esses morcegos foram mortos, preparados para preservação em meio líquido e depositados na coleção de mamíferos do Museu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro (ANEXO A). Os trabalhos de campo foram conduzidos sob a Licença Permanente para coleta de material zoológico IBAMA/ICMBio (Chiroptera; nº 19037-1; emissão em 23/5/09).

Para cada morcego capturado foram tomadas as seguintes medidas: massa (em gramas), com auxílio de dinamômetro Pesola® (precisão de 0,1g), e comprimento do antebraço direito (em milímetros), com paquímetro manual (precisão de 0,01 mm). Também foram registrados a data e o horário das capturas, o sexo, a categoria etária e o estágio reprodutivo. A categoria etária foi verificada através da ossificação das epífises das falanges, classificando os indivíduos em jovens, subadultos ou adultos conforme Anthony (1988). O estado reprodutivo foi avaliado visualmente e os indivíduos inseridos nas seguintes categorias: macho não-escrotado, macho escrotado, fêmea inativa, fêmea grávida, fêmea lactante e fêmea pós-lactante conforme critérios propostos por Zortéa (2003). Ao final da triagem, os indivíduos capturados foram marcados com anilhas metálicas de antebraço (numeração serial RMA) e soltos no mesmo local de captura. A classificação das espécies em guildas tróficas foi baseada em Kalko *et al.* (1996).

As análises estatísticas foram baseadas em Legendre & Legendre (1998) e Gotelli & Ellison (2004). As análises de diversidade foram baseadas em Magurran (2004). Todas as análises foram realizadas no programa Past 3.0 (Hammer *et al.*, 2001). As recapturas não foram consideradas para os testes estatísticos.

2 Proposta de desenho amostral para inventários de morcegos na Mata Atlântica do Brasil: a Reserva Ecológica de Guapiaçu como um estudo de caso

2.1 Introdução

Inventários faunísticos são ferramentas importantes para conhecer a distribuição de espécies, a diversidade de comunidades e identificar áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade. A essência de um levantamento de espécies é obter uma amostra que represente adequadamente um todo em um determinado espaço e período de tempo (Silveira *et al.*, 2010). Entretanto, é um desafio obter essas informações em um país megadiverso como o Brasil (Bernard *et al.*, 2011).

No Brasil, são conhecidas 701 espécies de mamíferos e, deste total, os morcegos representam 25% com 178 espécies (Paglia *et al.*, 2012; Nogueira *et al.*, 2014). Estima-se que o país possua 15% da riqueza de espécies de morcegos do mundo (Alberico *et al.* 2000). No entanto, Bernard *et al.* (2011) apontam que existem diversas lacunas de conhecimento em todo o território apesar dos esforços amostrais terem aumentado consideravelmente nas últimas décadas.

O Rio de Janeiro é considerado o estado mais bem amostrado para morcegos no Brasil (Bergallo *et al.* 2003; Peracchi & Nogueira, 2010), resultado de uma longa história de pesquisas facilitadas pela condição político-econômica desde os tempos de Brasil colonial (Peracchi & Nogueira, 2010). São registradas, atualmente, 78 espécies de morcegos para o estado, o que representa 69% da riqueza deste grupo para a Mata Atlântica (Paglia *et al.* 2012; Nogueira *et al.* 2014).

Apesar do grande número de localidades amostradas no estado do Rio de Janeiro, poucos inventários tiveram um elevado esforço de captura (*e.g.* Lourenço *et al.*, 2010; Luz *et al.*, 2011). Além disso, a heterogeneidade dos dados dificulta a compreensão do padrão de distribuição de espécies no bioma, bem como estudos ecológicos em larga escala (Stevens, 2013). Propostas para o desenho amostral de inventários de morcegos na Floresta Atlântica têm sido discutidas e sugeridas há muito tempo (*e.g.* Moreno & Halffter, 2000; Bergallo *et al.* 2003; Sampaio *et al.* 2003; Esbérard & Bergallo, 2005; Esbérard, 2006; Esbérard & Bergallo, 2008; Esbérard, 2009; Stevens, 2013), o que vem aperfeiçoando os métodos de amostragem. Contudo, ainda estamos começando a compreender quais fatores influenciam a robustez de um levantamento de espécies de morcegos na Mata Atlântica, assim como começando a

testar os dados para acessar o nível de completude dos inventários (Meyer *et al.* 2011; Stevens, 2013; Meyer *et al.*, 2015).

O objetivo geral deste capítulo é apresentar os resultados do inventário de morcegos na REGUA. Os objetivos específicos são: 1) discutir como o desenho amostral deste projeto influenciou o número de capturas e os registros de espécies de morcegos na Reserva Ecológica de Guapiaçu; e 2) discutir os resultados de outros trabalhos para formular propostas para maximização dos resultados durante amostragens deste grupo na Mata Atlântica do Sudeste do Brasil.

2.2 Materiais e Métodos

2.2.1 Análise dos dados

Nós utilizamos o Chao-1 (10000 iterações) para estimar as riquezas esperadas de espécies para os seis sítios de amostragem e também para a área de estudo de forma geral. Este estimador baseia-se na abundância, utilizando o total de espécies representadas por apenas um indivíduo em uma determinada amostra (*singletons*) e o total de espécies com apenas dois indivíduos nas amostras (*doubletons*) (Chao, 1984; Colwell, 2013).

Produzimos uma curva de rarefação (intervalo de confiança de 95%) para avaliar se o aumento do número de indivíduos amostrados aumentaria a probabilidade de registrar novas espécies para a área de estudo (Melo *et al.* 2003).

2.3 Resultados

Nós capturamos 1.821 morcegos, distribuídos nas famílias Phyllostomidae (25 espécies), Molossidae (3 espécies) e Vespertilionidae (6 espécies). Outras duas espécies de duas famílias, Noctilionidae e Thyropteridae, foram registradas através de observações diretas (sem capturas), totalizando 36 espécies de morcegos para a área de estudo na região da Reserva Ecológica de Guapiaçu (Tabela 1). Foram observados indivíduos de *Noctilio leporinus* (Linnaeus, 1758) forrageando no lago em frente à sede administrativa da REGUA, em dezembro de 2011 e março de 2012. Também foram observados quatro indivíduos de *Thyroptera tricolor* Spix, 1823 abrigoando-se em uma folha de bananeira durante a primeira excursão, em maio de 2011, na área de borda de floresta contínua.

Registramos as maiores riquezas e número de capturas na área antropizada e na borda de floresta, respectivamente, enquanto o fragmento pequeno teve a menor riqueza e menor número de capturas (Figura 8). Sete espécies foram capturadas em todos os usos de solo: *Carollia perspicillata* (Linnaeus, 1758), *Artibeus lituratus* (Olfers, 1818), *Artibeus fimbriatus* Gray, 1838, *Artibeus obscurus* (Schinz, 1821), *Platyrrhinus recifinus* (Thomas, 1901), *Sturnira lilium* (É. Geoffroy, 1815) e *Myotis nigricans* (Schinz, 1821) (Tabela 1). Doze espécies foram registradas em apenas um uso de solo: *Lonchophylla peracchii* Dias, Esbérard & Moratelli, 2013, *Tonatia bidens* (Spix, 1823) e *Thyroptera tricolor* na borda; *Diaemus youngii* (Jentink, 1893), *Trachops cirrhosus* (Spix, 1823), *Noctilio leporinus*, *Eumops glaucinus* (Wagner, 1843), *Molossus rufus* É. Geoffroy, 1805 e *Eptesicus diminutus* Osgood, 1915 na área antropizada; *Micronycteris microtis* Miller, 1898 e *Lasiurus blossevillii* ([Lesson, 1826]) no fragmento grande; e *Myotis levis* (I. Geoffroy, 1824) no fragmento pequeno.

A família dominante foi Phyllostomidae, sendo *Carollia perspicillata* a espécie mais abundante (N = 644, 35,3%), seguida por *Artibeus lituratus* (N = 335, 18,3%), *Sturnira lilium* (N = 188, 10,3%) e *Artibeus fimbriatus* (N = 172, 9,4%). Essas quatro espécies representaram 73,3% das capturas (Figura 9).

Os morcegos frugívoros representaram 82,7% das capturas, seguido pelos nectarívoros com 5,9% e insetívoros aéreos com 4% (Tabela 2). Registramos os maiores números de guildas tróficas e capturas na área antropizada e na borda de floresta, respectivamente, enquanto o fragmento pequeno teve o menor número de guildas tróficas e menor número de capturas (Figura 10).

Tabela 1 – Número de capturas de espécies de morcegos em seis usos de solo (sítios de amostragem) na região da Reserva Ecológica de Guapiaçu, estado do Rio de Janeiro, Brasil.

Táxons	Sítios de Amostragem						Total
	BF	FC	AA	AP	FG	FP	
Phyllostomidae							
Glossophaginae							
<i>Anoura caudifer</i> (É. Geoffroy, 1818)	4	0	3	3	2	0	12
<i>Anoura geoffroyi</i> Gray, 1838	7	0	0	2	7	0	16
<i>Glossophaga soricina</i> (Pallas, 1766)	6	0	67	3	2	0	78
<i>Lonchophylla perachii</i> Dias <i>et al.</i> , 2013	2	0	0	0	0	0	2
Desmondontinae							
<i>Desmodus rotundus</i> (É. Geoffroy, 1810)	29	3	27	0	5	0	64
<i>Diaemus youngii</i> (Jentink, 1893)	0	0	1	0	0	0	1
<i>Diphylla ecaudata</i> Spix, 1823	0	0	1	0	0	1	2
Carolliinae							
<i>Carollia perspicillata</i> (Linnaeus, 1758)	196	94	150	44	149	11	644
Stenodermatinae							
<i>Artibeus fimbriatus</i> Gray, 1838	25	66	56	6	15	4	172
<i>Artibeus lituratus</i> (Olfers, 1818)	74	40	73	44	45	59	335
<i>Artibeus obscurus</i> (Schinz, 1821)	15	20	24	7	14	6	86
<i>Chiroderma villosum</i> Peters, 1860	0	0	3	1	0	0	4
<i>Dermanura cinerea</i> Gervais, 1856	0	2	0	0	0	1	3
<i>Platyrrhinus recifinus</i> (Thomas, 1901)	4	4	37	1	1	4	51
<i>Sturnira lilium</i> (É. Geoffroy, 1810)	90	30	30	7	20	11	188
<i>Sturnira tildae</i> de la Torre, 1959	3	3	0	0	0	0	6
<i>Vampyressa pusilla</i> (Wagner, 1843)	2	0	2	2	6	0	12
<i>Vampyrodes caraccioli</i> (Thomas, 1889)	3	2	0	0	0	0	5
Phyllostominae							
<i>Chrotopterus auritus</i> (Peters, 1856)	1	1	0	0	0	0	2
<i>Micronycteris microtis</i> Miller, 1898	0	0	0	0	1	0	1
<i>Micronycteris minuta</i> (Gervais, 1856)	1	0	16	0	0	0	17
<i>Mimon bennettii</i> (Gray, 1838)	2	3	0	0	0	0	5
<i>Phyllostomus hastatus</i> (Pallas, 1767)	7	0	3	23	6	0	39
<i>Tonatia bidens</i> (Spix, 1823)	2	0	0	0	0	0	2
<i>Trachops cirrhosus</i> (Spix, 1823)	0	0	1	0	0	0	1
Noctilionidae							
<i>Noctilio leporinus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	obs.	0	0	0	0
Thyropteridae							
<i>Thyroptera tricolor</i> Spix, 1823	obs.	0	0	0	0	0	0
Molossidae							
<i>Eumops glaucinus</i> (Wagner, 1843)	0	0	1	0	0	0	1
<i>Molossus molossus</i> (Pallas, 1766)	0	0	35	1	0	0	36
<i>Molossus rufus</i> É. Geoffroy, 1805	0	0	8	0	0	0	8
Vespertilionidae							
<i>Eptesicus diminutus</i> Osgood, 1915	0	0	1	0	0	0	1
<i>Eptesicus furinalis</i> (d'Orbigny & Gervais, 1847)	0	0	2	2	0	0	4
<i>Lasiurus blossevillii</i> ([Lesson, 1826])	0	0	0	0	1	0	1
<i>Myotis levis</i> (I. Geoffroy, 1824)	0	0	0	0	0	1	1
<i>Myotis nigricans</i> (Schinz, 1821)	2	1	3	4	3	6	19
<i>Myotis riparius</i> Handley, 1960	1	0	0	0	1	0	2
TOTAL	476	269	544	150	278	104	1821

Legenda: Sítios de Amostragem – BF: Área de borda de floresta contínua; FC: Área de floresta contínua conservada; AA: Área antropizada na sede da REGUA; AP: Área periurbana no distrito de Guapiaçu; FG: Fragmento grande; FP: Fragmento pequeno.

Figura 8 – Número de capturas (linha) e riqueza de espécies (barras) de morcegos em seis usos de solo amostrados na região da Reserva Ecológica de Guapiaçu, estado do Rio de Janeiro, Brasil.

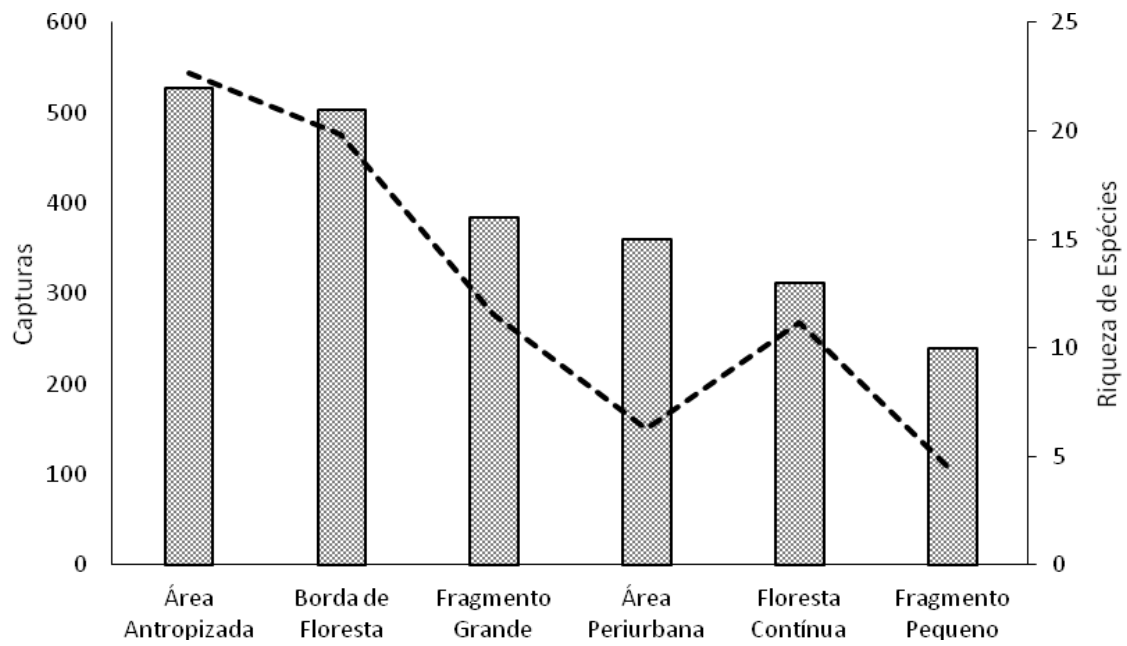


Tabela 2 – Riqueza e número de capturas de morcegos por guildas em seis usos de solo amostrados na região da REGUA, RJ, Brasil.

	Borda		Floresta		Área Antropizada		Periurbano		Fragmento Grande		Fragmento Pequeno		Total	
	Espécies	Indivíduos	Espécies	Indivíduos	Espécies	Indivíduos	Espécies	Indivíduos	Espécies	Indivíduos	Espécies	Indivíduos	Espécies	Indivíduos
Nectarívoro	4	19	0	0	2	70	3	8	3	11	0	0	4	108 (5,9%)
Hematófago	1	29	1	3	3	29	0	0	1	5	1	1	3	67 (3,6%)
Frugívoro	9	412	9	261	8	375	8	112	7	250	7	96	11	1506 (82,7%)
Carnívoro	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	2	3 (0,1%)
Insetívoro Catador	2	3	1	3	1	16	0	0	1	1	0	0	3	23 (1,2%)
Onívoro	2	9	0	0	1	3	1	23	1	6	0	0	2	41 (2,2%)
Insetívoro Aéreo	2	3	1	1	6	50	3	7	3	5	2	7	9	73 (4%)

Figura 9 – Abundância relativa (em %) das espécies de morcegos registradas na região da Reserva Ecológica de Guapiaçu, estado do Rio de Janeiro, Brasil.

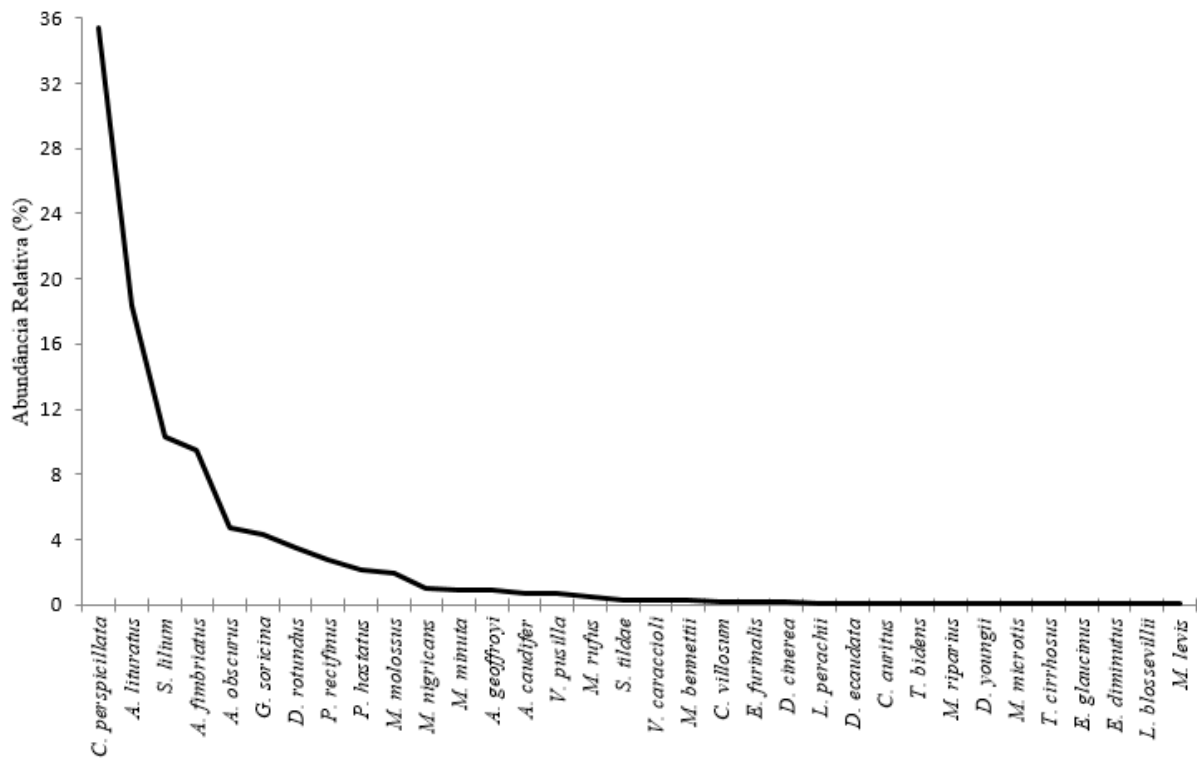
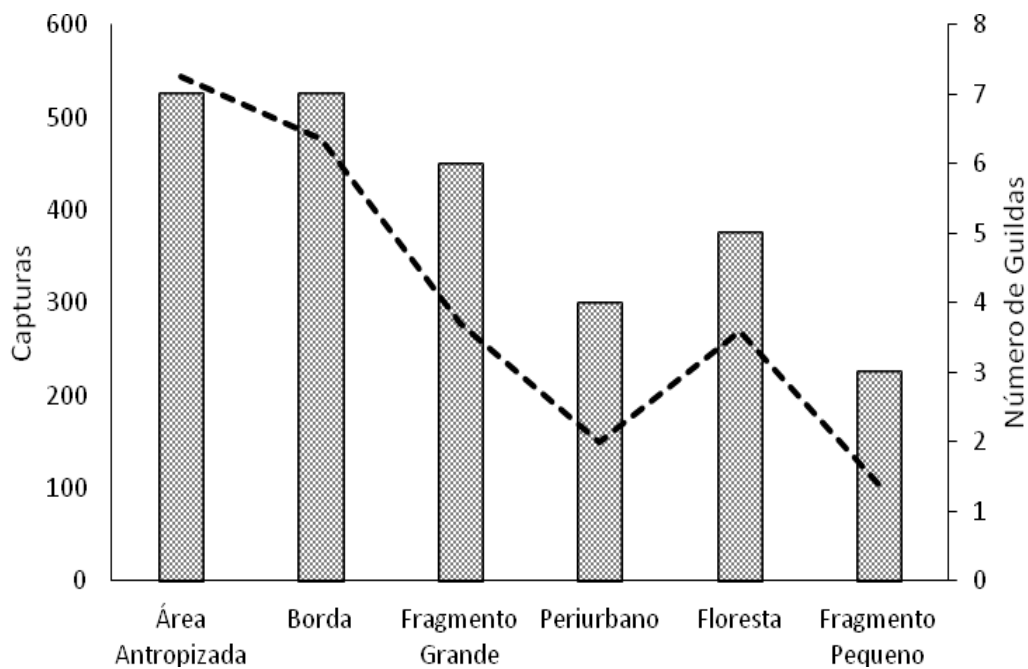


Figura 10 – Número de capturas (linha) e número de guildas tróficas (barras) em seis usos de solo amostrados na região da Reserva Ecológica de Guapiaçu, estado do Rio de Janeiro, Brasil.



Em todas os usos de solo amostrados, a maior frequência de capturas ocorreu na primeira metade da noite, aproximadamente entre 18:00h e 00:00h, totalizando 1.290 capturas (70,8%) nesse período (Tabela 3). Porém, quatro espécies foram capturadas exclusivamente na segunda metade da noite, aproximadamente entre 00:01h e 06:00h (Tabela 4).

Tabela 3 – Número de capturas de morcegos na primeira e na segunda metade da noite em seis usos de solo amostrados na região da Reserva Ecológica de Guapiaçu, estado do Rio de Janeiro, Brasil.

	Primeira Metade (18:00h – 00:00h)	Segunda Metade (00:01h – 06:00h)
	Indivíduos	Indivíduos
Borda	381	95
Floresta	170	99
Área Antropizada	349	195
Periurbano	93	57
Fragmento Grande	223	55
Fragmento Pequeno	74	30
Totais	1290	531

Tabela 4 – Data, horário e sítio de amostragem das espécies de morcegos capturadas exclusivamente na segunda metade da noite (00:01h – 06:00h) em seis usos de solo amostrados na região da Reserva Ecológica de Guapiaçu, estado do Rio de Janeiro, Brasil.

Indivíduos	Data de Captura	Horário(h)	Sítio de Amostragem
<i>Dermanura cinerea</i>	29/10/2011	01:00	Área Antropizada
<i>Dermanura cinerea</i>	29/10/2011	03:00	Área Antropizada
<i>Dermanura cinerea</i>	18/07/2014	03:00	Fragmento Pequeno
<i>Eptesicus diminutus</i>	16/12/2011	05:30	Área Antropizada
<i>Tonatia bidens</i>	26/08/2011	03:00	Borda de Floresta
<i>Tonatia bidens</i>	09/03/2012	03:00	Borda de Floresta
<i>Trachops cirrhosus</i>	16/12/2011	04:30	Área Antropizada

A riqueza máxima de morcegos esperada para os seis usos de solo amostrados na área de estudo na região da REGUA variou de 16 no fragmento pequeno a 36 na área antropizada na sede da REGUA (Tabela 5). A partir do início da amostragem nos fragmentos e no ambiente periurbano (37ª noite), o registro de novas espécies para a REGUA diminuiu (Figura 11). A curva aleatorizada (intervalo de confiança de 95%)

não atingiu a assíntota e indicou que o aumento do número de indivíduos capturados aumentou a probabilidade de registrar novas espécies para a área de estudo (Figura 12).

Tabela 5 – Riquezas observadas e estimativas máximas de riquezas de espécies de morcegos (Chao 1) em seis usos de solo amostrados na região da Reserva Ecológica de Guapiaçu, estado do Rio de Janeiro, Brasil.

Sítio de Amostragem	Riqueza Observada	Riqueza Máxima Esperada (Chao-1)	Compleitude (%)
Floresta Contínua	13	19	68,4%
Borda de Floresta	21	31	67,7%
Área Periurbana	15	25	60,0%
Área Antropizada	22	36	61,1%
Fragmento Grande	16	26	61,5%
Fragmento Pequeno	10	16	62,5%

Figura 11 – Curva de acumulação de espécies de morcegos por noite na região da Reserva Ecológica de Guapiaçu, estado do Rio de Janeiro, Brasil.

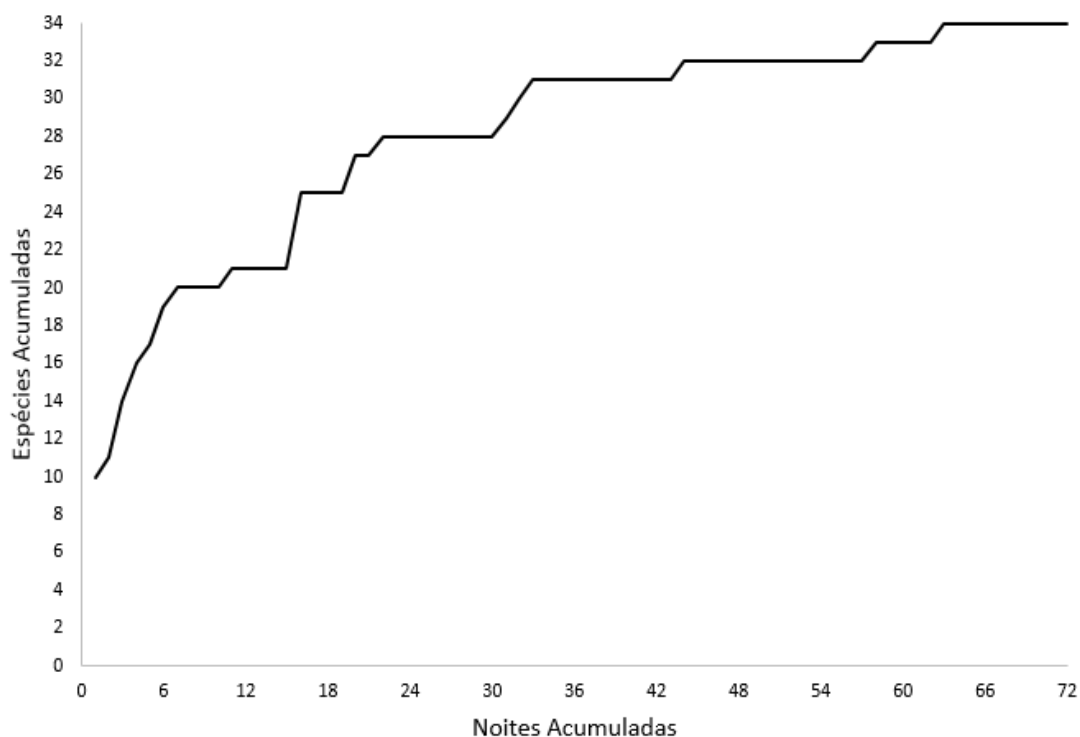
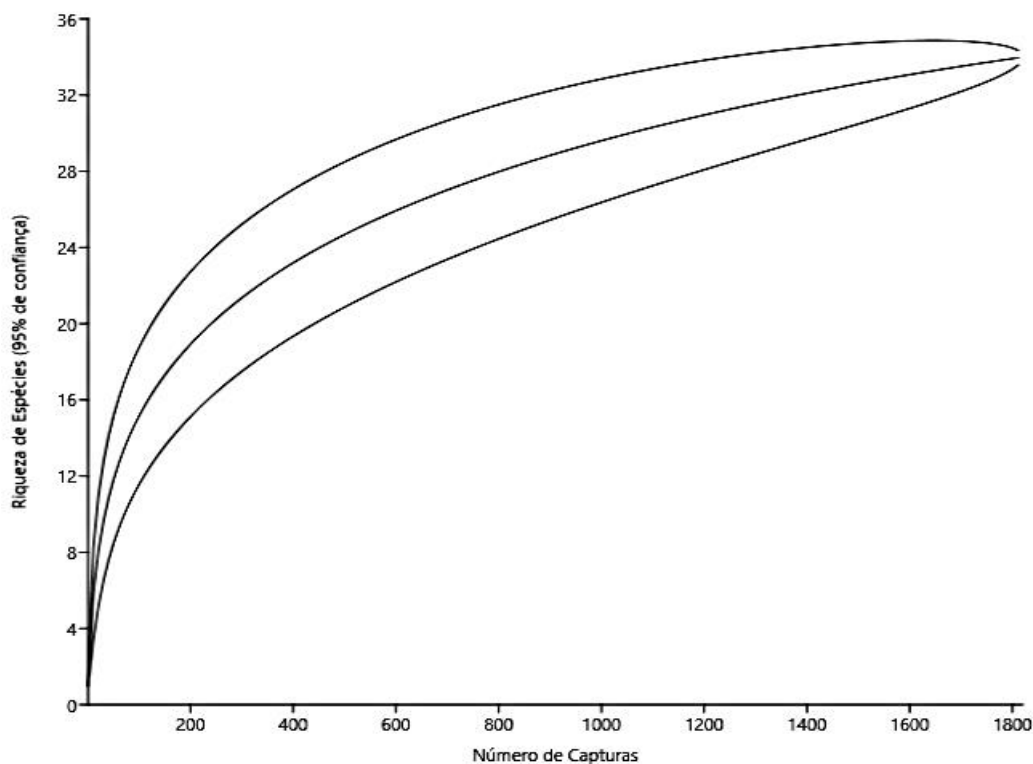


Figura 12 – Curva aleatorizada de espécies (intervalo de confiança de 95%) com o respectivo desvio-padrão (linhas acima e abaixo) em relação ao número de capturas na região da Reserva Ecológica de Guapiaçu, estado do Rio de Janeiro, Brasil.



2.4 Discussão

A riqueza de espécies obtida para a região da REGUA (36 espécies) foi similar aos valores registrados em estudos de longo prazo com grande esforço de captura e/ou amostragem realizados no estado do Rio de Janeiro (*e.g.* Esbérard, 2003; Esbérard *et al.*, 2006; Lourenço *et al.* 2010; Luz *et al.* 2011). No entanto, o presente estudo constitui o inventário de espécies de morcegos com o maior esforço de captura já realizado para o estado (*q.v.* Costa, 2013). A importância do esforço de captura foi destacada por vários estudos na última década (*e.g.* Bergallo *et al.* 2003; Esbérard & Bergallo, 2008; Meyer *et al.* 2011; Stevens, 2013). Bergallo *et al.* (2003) sugeriram que o esforço de captura mínimo para registrar a maioria das espécies de Phyllostomidae na Mata Atlântica seria de 1.000 capturas. Porém, uma meta-análise realizada por Stevens (2013) revelou que diversos fatores influenciam a amostragem de morcegos, sendo este número, por si só, uma sugestão vaga.

Um esforço amostral mínimo para um inventário de morcegos dependerá das características de cada localidade inventariada como sugerido por Stevens (2013). Costa

(2013) usou regressões múltiplas para comparar o esforço de captura, a riqueza de espécies e o número de locais nos quais as redes foram montadas em 56 localidades no estado do Rio de Janeiro e seus resultados mostraram que estas variáveis estão significativamente correlacionadas. Nossos dados com estas afirmativas. O esforço de captura, a amostragem em diferentes usos de solo e em vários locais dentro de cada sítio mostraram-se fatores determinantes para o número de espécies de morcegos e a taxa de captura de indivíduos registrados neste estudo. Meyer *et al.* (2015) sugerem que mesmo que as espécies mais raras em uma taxocenose não sejam registradas, a amostra obtida pode servir como base para comparações.

O desenho amostral de um projeto deve ser delineado de acordo com as perguntas e objetivos a serem investigados, mas também deve levar em consideração os custos de sua realização (Meyer *et al.*, 2015). Assim, deve ser realizado o máximo esforço de captura, amostrando o maior número de ambientes possíveis e evitando coletas seguidas no mesmo local (Esbérard, 2006).

O período de tempo no qual um inventário será realizado dependerá de alguns fatores como o objetivo principal do projeto de pesquisa e os custos para sua realização. Entretanto, dependendo da disponibilidade de recursos no ambiente, as comunidades de morcegos podem sofrer variações sazonais em abundância ou riqueza, por exemplo, seguindo padrões sazonais ou anuais (Aguirre *et al.* 2003; Mello, 2009). Um estudo realizado por Gomes *et al.* (2014) em um parque municipal de Paracambi, estado do Rio de Janeiro, não mostrou variação sazonal na riqueza de espécies, mas a concentração de capturas ocorreu na época chuvosa. Portanto, a fim de aumentar o número de indivíduos capturados, um inventário deve contemplar, pelo menos, uma estação chuvosa e uma estação seca.

As espécies mais abundantes neste estudo foram os morcegos frugívoros da família Phyllostomidae. Este táxon representa mais da metade das espécies de morcegos do Brasil (Paglia *et al.*, 2012) e constitui o mais abundante em vários levantamentos por todo o país (*e.g.* Bernard & Fenton, 2002; Esbérard, 2003; Faria, 2006; Esbérard *et al.* 2014). Uma explicação possível para este fato é que as redes de neblina são pouco eficientes para amostrar espécies das famílias Emballonuridae, Molossidae e alguns Vespertilionidae, devido sua ecolocalização ser mais desenvolvida que nos demais táxons, evitando, assim, as redes (Arita, 1993; Portfors *et al.*, 2000). Logo, as espécies mais abundantes utilizando-se este método de amostragem tendem a ser os morcegos frugívoros (Bergallo *et al.*, 2003).

Os resultados obtidos mostraram a predominância de *C. perspicillata* na área de estudo. Este fato já foi reportado em outros estudos para o estado do Rio de Janeiro (*e.g.* Dias & Peracchi, 2008; Mello, 2009; Luz *et al.*, 2011) e a abundância desta espécie está diretamente ligada a sua dieta preferencial por plantas do gênero *Piper* (Mello *et al.* 2004). A espécie *A. lituratus* também já foi registrada em outros estudos como uma das espécies mais abundantes em inventários de várias localidades (*e.g.* Dias *et al.* 2002; Esbérard *et al.*, 2014). Esta elevada abundância está relacionada ao fato dessa espécie poder ocupar diferentes habitats e poder se deslocar por grandes distâncias (Menezes Jr. *et al.*, 2008).

Os resultados mostraram diferenças no número de guildas tróficas entre os usos de solo. Esta tendência era esperada porque modificações antrópicas na paisagem podem alterar a disponibilidade de recursos no ambiente (Reis *et al.*, 2006). Além disso, a fragmentação pode influenciar negativamente a comunidade de morcegos porque diminui o número de recursos disponíveis (Fenton *et al.*, 1992). Por outro lado, determinadas mudanças antrópicas em paisagens naturais podem concentrar recursos em um espaço menor (Estrada & Coates-Estrada, 2002a), possibilitando a coexistência de diversas espécies nessas áreas como resultado da exploração de nichos diferenciados (Estrada & Coates-Estrada, 2002b). Esses dados ratificam a importância da realização de amostragens em diferentes usos de solo dentro das paisagens, pois estas se tornam fundamentais para aumentar as chances de capturar espécies diferentes, bem como gerar dados para compreender o uso de paisagens por morcegos neotropicais.

As amostragens realizadas na segunda parte da noite se revelaram importantes para o registro de mais espécies na área de estudo, demonstrando que amostragens realizadas ao longo de toda a noite podem ser importantes para obter resultados mais representativos da diversidade daquela comunidade, ratificando as observações de Esbérard & Bergallo (2005).

Costa *et al.* (2010) publicaram resultados de um inventário, ondem estimam a riqueza máxima de 22 espécies. Entretanto, o esforço de captura empregado no presente estudo foi mais extenso e aplicado a vários usos de solo, permitindo a estimativa de uma riqueza total superior e realizando novas estimativas para cada uso de solo e para a REGUA como um todo. Isto mostra a importância de não fazer estimativas com dados preliminares.

O uso da curva de acumulação de espécies para indicar a completude em inventários biológicos é usual (Thompson *et al.* 2003), pois utiliza a premissa de que a estabilização da curva indica que a comunidade foi bem amostrada (Schilling & Batista,

2008). Contudo, esta abordagem não deve ser utilizada para avaliar a suficiência amostral (*q.v.* Gaston & Lonsdale, 2002; Thompson *et al.* 2003; Schilling & Batista, 2008). Taxocenoses são sistemas dinâmicos e este método assume que a composição de espécies é fixa (Schilling & Batista, 2008) e que há possibilidade de atingir um tamanho amostral para registrar todas as espécies presentes na área. No caso dos inventários de morcegos, estudos recentes têm apontado a complexidade de acessar a completude de uma amostragem (Meyer *et al.* 2011; Stevens, 2013; Meyer *et al.*, 2015). Se o objetivo do estudo é apresentar uma lista de espécies, basta somente fornecer os dados gerais do inventário e a relação de espécies registradas na área naquele período.

Outra abordagem para discutir a completude dos inventários pode ser feita tendo em vista a eventual seletividade dos métodos utilizados em um inventário. Se as redes de neblina têm algum grau de seletividade na amostragem e favorecem a captura de morcegos da família Phyllostomidae, torna-se necessário avaliar quantas espécies deste táxon foram capturadas. Dentre as 43 espécies de Phyllostomidae que ocorrem no estado do Rio de Janeiro (Peracchi & Nogueira, 2010), foram registradas 25 espécies neste estudo. Isto significa que o presente inventário conseguiu amostrar mais da metade da riqueza total de Phyllostomidae para o estado (58,1%). Assim, utilizando métodos que não favorecem a captura de determinadas espécies, uma estimativa de riqueza, por si só, torna-se uma conclusão vaga sobre a eficiência de captura dos inventários.

Os registros de novas espécies para a área de estudo na região da REGUA diminuíram a partir da 37ª noite, quando foram iniciadas as amostragens nos fragmentos e no ambiente periurbano.

Outros métodos que permitam o registro de espécies que não são comumente capturadas em redes de neblina também são importantes para elaborar as listas de espécies. A busca por refúgios pode aumentar a riqueza de espécies em determinada localidade (Luz *et al.* 2011), registrando espécies inéditas ou pouco amostradas em levantamentos (*e.g.* Avilla *et al.* 2001) assim como a amostragem em diferentes estratos florestais (*e.g.* Bernard, 2001). Outro método ainda pouco utilizado no Brasil é a detecção e identificação acústica de morcegos. Esta técnica possibilitará aumentar os registros de espécies, principalmente insetívoras, na medida em que seu uso for cada vez mais difundido nas próximas décadas (*q.v.* Johnson *et al.* 2002, Furey *et al.* 2009).

Apesar destas sugestões, alguns projetos são de curta duração, sendo considerados inventários rápidos (Martins *et al.* 2006). Para estes, a sugestão é que sigam as mesmas recomendações gerais, excluindo apenas a amostragem que abrange

pelo menos duas estações. Estes inventários são fundamentais para locais nunca ou pouco amostrados e cujo acesso é difícil, pois podem gerar dados importantes sobre a distribuição das espécies e a diversidade das comunidades (Martins *et al.* 2006; Luz *et al.* 2013; Novaes *et al.* 2014).

Com a maximização e padronização do esforço amostral, listas mais abrangentes serão geradas e poderão servir para elaborar planos de manejo, ações de conservação e subsidiar a criação de um banco de dados na literatura que possa ser usado em estudos ecológicos de grande escala. Posteriormente, a compilação dessas listas em bancos de dados possibilitará que estes sejam utilizados em outros projetos e auxiliem a responder questões mais complexas, muitas vezes só possíveis tendo disponível um extenso arcabouço de dados. Assim, sugerimos: (1) esforço de captura preferencialmente superior a 100.000 m².h; (2) amostragens em diferentes usos de solo; (3) redes armadas em diferentes locais dentro das paisagens; (4) não deixar as redes no mesmo local durante coletas subsequentes; (5) amostragens ao longo de toda a noite; (6) manutenção do inventário por um período abrangendo uma estação seca e uma estação chuvosa, com esforço de captura igual.

3 Composição e estrutura de taxocenoses de morcegos (Mammalia, Chiroptera) em seis usos de solo na região da Reserva Ecológica de Guapiaçu, RJ, Sudeste do Brasil

3.1 Introdução

As alterações humanas em habitats naturais são uma grande preocupação para a conservação da diversidade biológica (Melo *et al.*, 2013). A perda de habitat é a principal causa da extinção de espécies e junto com a perda das interações ecológicas constituem um dos principais desafios para a biologia da conservação (Fahrig, 2003; Fischer & Lindenmayer, 2007; Pardini *et al.*, 2010). A intensificação da urbanização e da agricultura tem aumentado em ecossistemas tropicais, causando alterações na conectividade e no uso de habitats pelas espécies nativas (Laurence & Peres, 2006; Frey-Ehrenbold *et al.*, 2013), além de poder levar à redução da riqueza e da diversidade locais (Schulze *et al.*, 2000). A região Neotropical é uma das mais afetadas e essas ameaças são ainda mais preocupantes quando se considera que várias áreas neotropicais possuem elevados índices de endemismo e de diversidade biológica (Lewinsohn & Prado, 2005), assim como serviços ecossistêmicos complexos (Mello *et al.*, 2011).

Classicamente, entende-se que habitats conservados e complexos oferecem maior disponibilidade de recursos e de nichos, aumentando a diversidade biológica (Simpson, 1949; Cody, 1981; Fenton *et al.*, 1992). Entretanto, estudos recentes mostram que a relação entre espécies animais e heterogeneidade de habitats pode não ser tão clara dependendo do grupo taxonômico estudado (Sullivan & Sullivan, 2001; Tews *et al.*, 2004). Os padrões de distribuição de espécies em diferentes escalas têm sido o objetivo de diversos estudos em ecologia nas últimas décadas (*e.g.* Wiens, 1989; Banks, 1998; Gaston, 2000; Rahbek, 2005; Constanza *et al.*, 2011; Bar-Massada & Wood, 2014). Para compreender a influência da heterogeneidade de habitats sobre as espécies animais é necessário definir aspectos exclusivos do grupo taxonômico estudado e considerar a escolha da escala de estudo (Ralph, 1985; Tews *et al.*, 2004; Kent *et al.*, 2011), tendo cuidado ao comparar os resultados para gerar hipóteses baseadas em dados sólidos e não criar especulações e/ou tomar conclusões errôneas.

Efeitos da paisagem têm sido estudados em diversos grupos de vertebrados terrestres neotropicais (*e.g.* Gorresen & Willig, 2004; Levey *et al.*, 2005; Prevedello *et al.*, 2010; Almeida-Gomes & Rocha, 2014a; 2014b). Entretanto, para comunidades de morcegos ainda estamos começando a compreender os fatores que influenciam nas

estruturas das taxocenoses e os serviços ecológicos prestados por eles (*e.g.* Bernard & Fenton, 2007; Estrada-Villegas *et al.*, 2010; Mello *et al.*, 2011; Rothenwohrer *et al.*, 2011).

Morcegos desempenham serviços ecológicos importantes como polinização e dispersão de sementes (Lobo *et al.*, 2005; Mello *et al.*, 2011), fazendo com que estudos enfocando a perturbação ambiental e o uso de paisagens por este táxon sejam essenciais para formular estratégias de conservação adequadas. Eles respondem a alterações da paisagem de maneira espécie-específica (Willig *et al.*, 2007) e a heterogeneidade das paisagens pode afetar suas comunidades de várias formas (Fenton *et al.*, 1992; Gorresen & Willig, 2004). Os fatores que determinam o uso de diferentes paisagens por morcegos ainda estão sendo estudados, mas tem sido mostrado que eles podem responder de maneiras diferentes dependendo da complexidade dos habitats.

O objetivo deste capítulo foi discutir as diferenças na riqueza, na abundância e nas guildas tróficas de morcegos entre seis usos de solo.

3.2 Material e Métodos

3.2.1 Análises dos Dados

Os resultados obtidos nos trabalhos de campo nos seis usos de solo foram quantificados para obter a riqueza de espécies, a abundância relativa e a o número de guildas tróficas de cada taxocenose.

A similaridade entre os seis usos de solo amostrados foi investigada utilizando usamos dois tipos de Escalonamentos Multidimensionais não-métricos (NMDS): o índice de Jaccard para presença-ausência de espécies e a dissimilaridade de Bray-Curtis para a abundância de indivíduos por espécie. O objetivo do NMDS é produzir um gráfico no qual objetos diferentes fiquem posicionados distantes no espaço de ordenação, enquanto os similares permaneçam próximos (Gotelli & Ellison, 2004). Para cada NMDS foram gerados diagramas de Shepard, obtidos a partir da plotagem das distâncias reproduzidas em relação às distâncias observadas para analisar o ajuste de cada teste.

Posteriormente, foi realizada uma Análise de Cluster hierárquica utilizando a dissimilaridade de Bray-Curtis para avaliar a relação direta entre a similaridade dos usos de solo amostrados e o NMDS cujo diagrama de Shepard teve menor *stress*. Este valor julga o ajuste na representação multidimensional, ou seja, quanto mais próximo a 0,

mais perfeitamente o NMDS preserva a comparação entre os objetos analisados (Bilsky, 2003). A Análise de Cluster hierárquica é uma análise de agrupamento que reúne objetos similares em classes identificáveis e passíveis de distinção das demais (Gotelli & Ellison, 2004).

3.3 Resultados

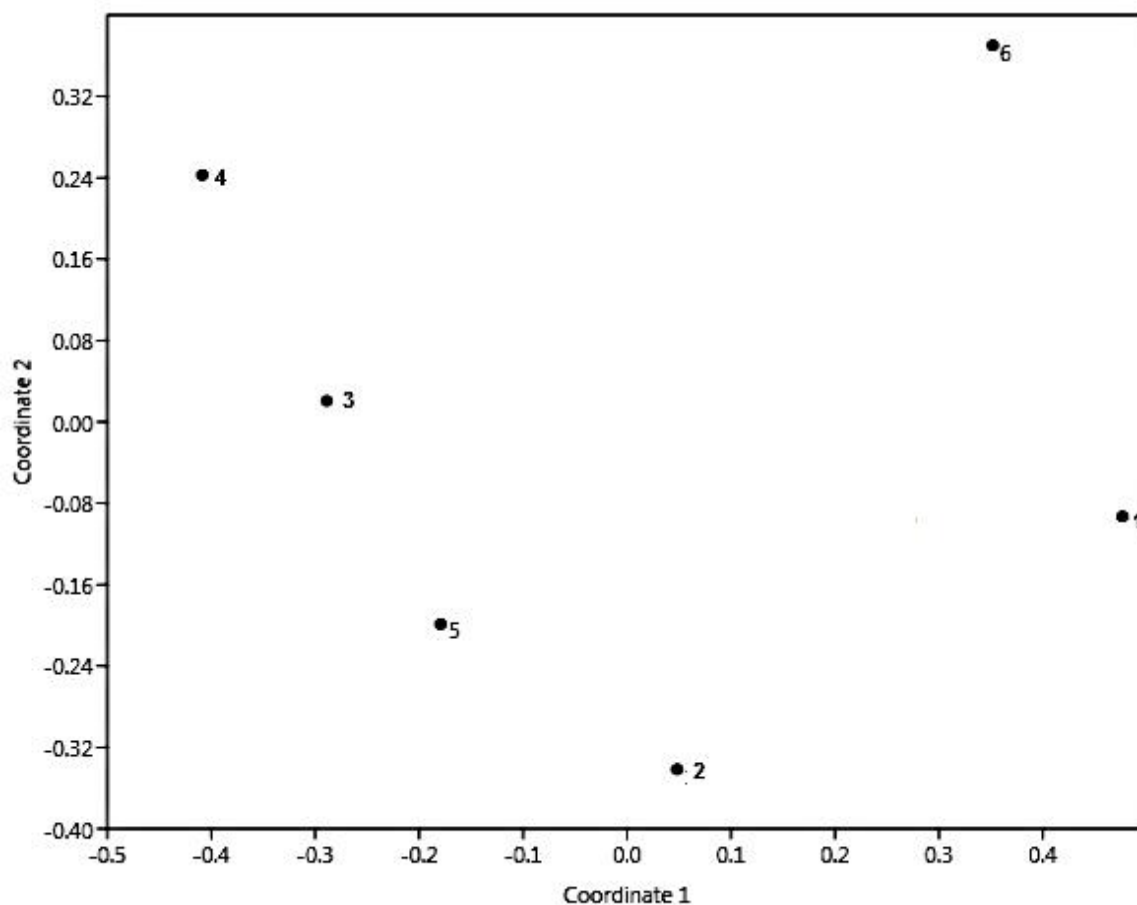
Nós encontramos as maiores riquezas na área antropizada (22 espécies) e na borda de floresta contínua (21 espécies) enquanto as menores foram na floresta contínua (13 espécies) e no fragmento pequeno (10 espécies) (Tabela 6). A mesma tendência foi encontrada para as guildas tróficas. Foram registradas sete guildas na área antropizada e na borda de floresta e três no fragmento pequeno (Tabela 6).

A análise de NMDS utilizando o índice de Jaccard mostrou o isolamento do fragmento pequeno (Sítio 6) e da área de floresta conservada (Sítio 1). A área de borda de floresta contínua (Sítio 2) esteve entre os dois grupos de taxocenoses e para os demais usos de solo houve maior similaridade quanto à presença-ausência de espécies (Figura 13). O diagrama de Shepard (Figura 14) teve baixo *stress* ($stress = 0,144$), indicando que esta análise explicou bem a relação da presença-ausência de espécies nos seis usos de solo amostrados.

Tabela 6 – Riqueza de Espécies, número de indivíduos e número de guildas tróficas nos seis usos de solo amostrados na região da Reserva Ecológica de Guapiaçu.

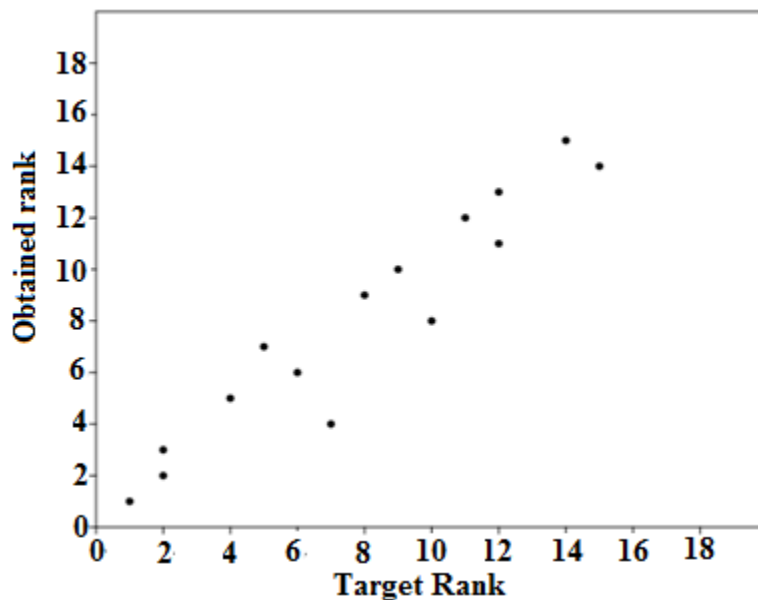
	Espécies	Indivíduos	Guildas Tróficas
Área Antropizada	22	544 (29,8%)	7
Borda de Floresta	21	476 (26,1%)	7
Fragmento Grande	16	278 (15,2%)	6
Área Periurbana	15	150 (8,2%)	4
Floresta Contínua	13	269 (14,7%)	5
Fragmento Pequeno	10	104 (5,7%)	3

Figura 13 – Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) utilizando o Índice de Jaccard para presença-ausência de espécies nos seis usos de solo amostrados na região da Reserva Ecológica de Guapiaçu, estado do Rio de Janeiro, Brasil.



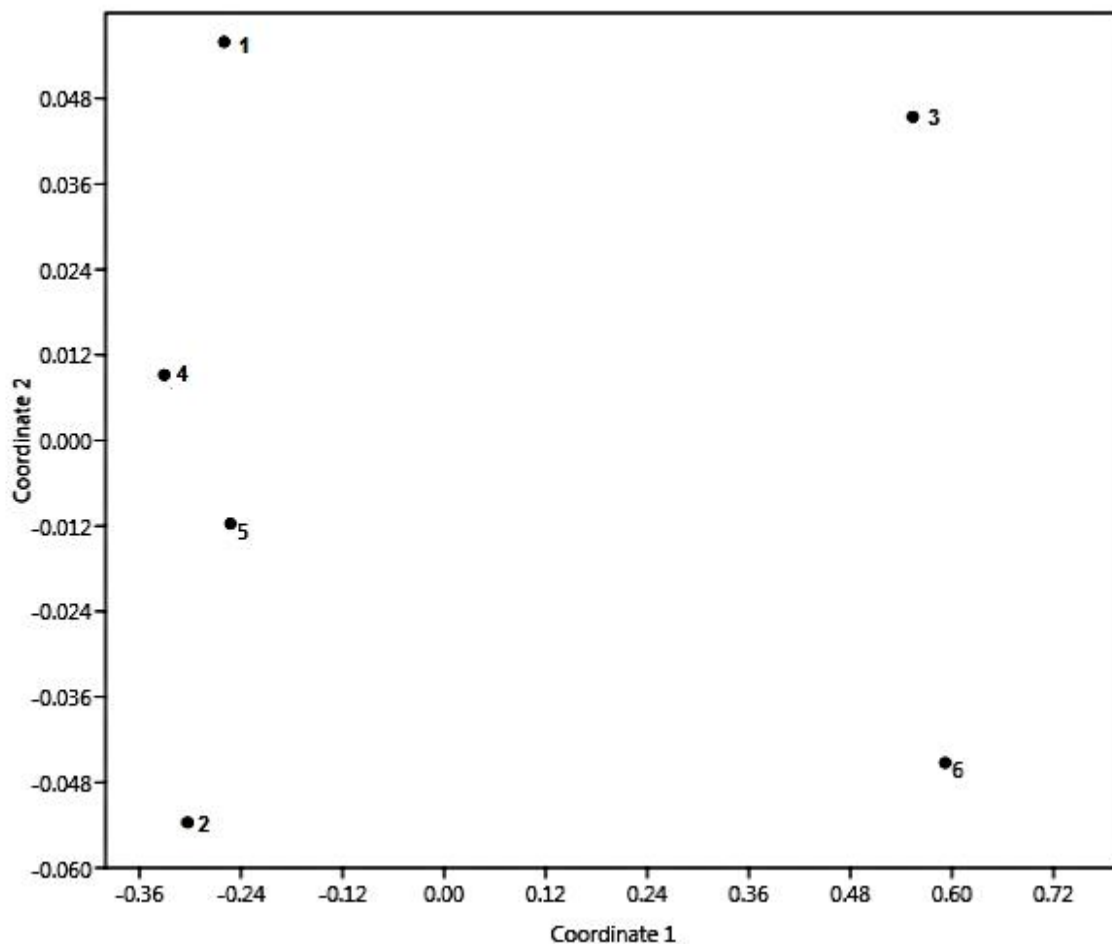
Legenda: Sítios de Amostragem – 1) Área de floresta contínua conservada; 2) Área de borda de floresta contínua; 3) Área periurbana no distrito de Guapiaçu; 4) Área antropizada na sede da REGUA; 5) Fragmento grande; 6) Fragmento pequeno.

Figura 14 – Diagrama de Shepard ($stress = 0,144$) do escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) utilizando o Índice de Jaccard para presença-ausência de espécies nos seis usos de solo amostrados na região da Reserva Ecológica de Guapiaçu, estado do Rio de Janeiro, Brasil.



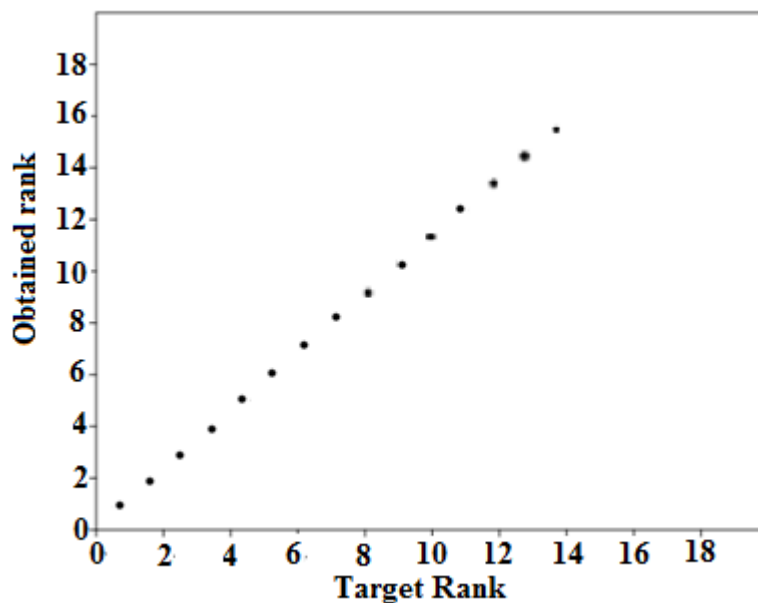
A análise de NMDS utilizando a dissimilaridade de Bray-Curtis mostrou um grupo formado pela área antropizada na sede da REGUA (Sítio 4) e o fragmento grande (Sítio 5). A área de floresta contínua conservada (Sítio 1), a área de borda de floresta contínua (Sítio 2), a área periurbana (Sítio 3) e o fragmento pequeno (Sítio 6) estiveram isolados dos demais usos de solo (Figura 15). O diagrama de Shepard (Figura 16) não indicou $stress$ ($stress = 0$), demonstrando que esta análise explicou perfeitamente a relação de distâncias das taxocenoses nos seis usos de solo.

Figura 15 – Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) utilizando a dissimilaridade de Bray-Curtis para abundância relativa das espécies nos seis usos de solo amostrados na região da Reserva Ecológica de Guapiaçu, estado do Rio de Janeiro, Brasil.



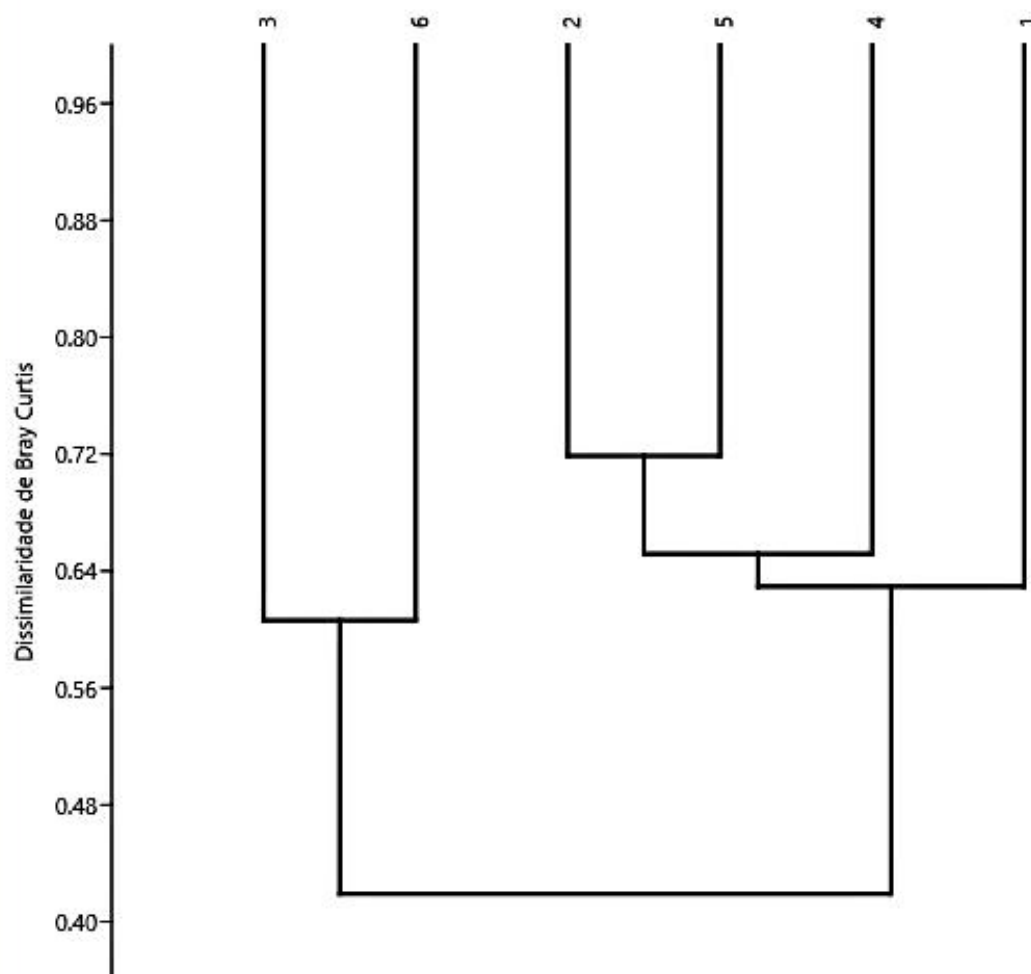
Legenda: Sítios de Amostragem – 1) Área de floresta contínua; 2) Área de borda de floresta contínua; 3) Área periurbana no distrito de Guapiaçu; 4) Área antropizada na sede da REGUA; 5) Fragmento grande; 6) Fragmento pequeno.

Figura 16 – Diagrama de Shepard ($stress = 0$) do escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) utilizando a dissimilaridade de Bray-Curtis para abundância relativa das espécies nos seis usos de solo amostrados na região da Reserva Ecológica de Guapiaçu, estado do Rio de Janeiro, Brasil.



Na análise de Cluster utilizando a dissimilaridade de Bray-Curtis foi observada uma maior relação entre a área periurbana do distrito de Guapiaçu (Sítio 3) e o fragmento pequeno (Sítio 6), enquanto as demais taxocenoses formaram um grupo mais relacionado entre si, dentro do qual a área de borda de floresta (Sítio 2) e o fragmento grande (Sítio 5) tiveram maior similaridade (Figura 17).

Figura 17 – Análise de Cluster hierárquica utilizando a dissimilaridade de Bray-Curtis das taxocenoses nos seis usos de solo amostrados na região da Reserva Ecológica de Guapiaçu, estado do Rio de Janeiro, Brasil.



Legenda: Sítios de Amostragem – 1) Área de floresta contínua; 2) Área de borda de floresta contínua; 3) Área periurbana no distrito de Guapiaçu; 4) Área antropizada na sede da REGUA; 5) Fragmento grande; 6) Fragmento pequeno.

Nós recapturamos 168 indivíduos (8,4% do total de capturas e recapturas) de 12 espécies de morcegos: *Carollia perspicillata* (102), *Artibeus fimbriatus* (15), *Artibeus lituratus* (12), *Sturnira lilium* (12), *Desmodus rotundus* (9), *Glossophaga soricina* (7), *Artibeus obscurus* (5), *Anoura geoffroyi* (2), *Platyrrhinus recifinus* (1), *Anoura caudifer* (1), *Vampyressa pusilla* (1) e *Phyllostomus hastatus* (1). Dessas 168 recapturas, foram registradas sete movimentações entre os usos de solo amostrados (Tabela 7).

Tabela 7 – Datas de captura e recaptura de morcegos nos seis usos de solo amostrados na região da Reserva Ecológica de Guapiaçu, estado do Rio de Janeiro, Brasil.

Indivíduo	Data e Uso de Solo da Captura	Data e Uso de Solo da Recaptura	Distância entre os usos de solo (m)
<i>Carollia perspicillata</i>	27/05/2011 Borda de Floresta	03/05/2014 Área Periurbana	2096
<i>Artibeus fimbriatus</i>	28/10/2011 Floresta Contínua	16/12/2011 Área Antropizada	8499
<i>Carollia perspicillata</i>	20/11/2011 Borda de Floresta	15/06/2012 Floresta Contínua	4102
<i>Carollia perspicillata</i>	20/11/2011 Borda de Floresta	15/06/2012 Floresta Contínua	4102
<i>Carollia perspicillata</i>	20/11/2011 Borda de Floresta	15/06/2012 Floresta Contínua	4102
<i>Glossophaga soricina</i>	18/03/2012 Área Antropizada	26/07/2013 Fragmento Grande	2145
<i>Artibeus fimbriatus</i>	18/05/2012 Área Antropizada	06/09/2013 Fragmento Frande	2145

3.4 Discussão

Os resultados obtidos sugerem que existe uma influência importante no tipo de uso de solo sobre a riqueza da comunidade de morcegos na região da Reserva Ecológica de Guapiaçu. Estes resultados são semelhantes aos obtidos em outros estudos que mostram que áreas fragmentadas e/ou com paisagens perturbadas podem ter uma elevada diversidade de morcegos quando possuem um mosaico de habitats diferentes e ampla disponibilidade de recursos (*e.g.* Schulze *et al.*, 2000; Bernard & Fenton, 2002, 2007; Estrada & Coates-Estrada, 2002; Estrada *et al.*, 2004; Gorresen & Willig, 2004; Trevelin *et al.*, 2013). As respostas das espécies às perturbações ambientais podem variar de acordo com os seus requerimentos ecológicos e com a estrutura das paisagens (Pires *et al.*, 2002; Bernard & Fenton, 2007). Quando comparados a outros grupos de mamíferos, morcegos se mostram menos vulneráveis às alterações nas paisagens e à fragmentação de habitats em função de sua grande capacidade de dispersão (Estrada *et al.*, 1994; Estrada & Coates-Estrada, 2002a; Bernard & Fenton, 2003).

Willig *et al.* (2007) registraram uma maior abundância de espécies fitófagas em áreas perturbadas situadas em regiões com extensas áreas conservadas e que possuem um mosaico de paisagens modificadas. Estes autores mostraram que essas áreas podem sustentar uma grande riqueza de espécies, pelo menos em curto prazo. A mesma tendência foi verificada para morcegos em Trinidad (Clarke *et al.* 2005), no Paraguai (Gorresen & Willig, 2004) e na Amazônia (Bernard & Fenton, 2007). Na REGUA, as maiores riquezas de espécies foram registradas na área antropizada da sede da reserva e na borda da floresta contínua. Esses resultados são semelhantes aos obtidos para as localidades citadas acima, demonstrando que locais perturbados com florestas contínuas nas adjacências podem sustentar uma grande riqueza de espécies.

É importante notar, porém, que em todas as análises do presente estudo o fragmento pequeno ficou isolado dos demais. Esta paisagem foi a que teve menor número de espécies e de guildas tróficas, indicando que, apesar de muitas espécies persistirem em ambientes alterados, existe um limiar de tolerância às mudanças nas paisagens. Essas análises mostraram também uma semelhança maior entre a área periurbana e o fragmento pequeno, sugerindo que alterações muito drásticas nas paisagens podem levar à redução da riqueza de espécies e da abundância de indivíduos pela diminuição da disponibilidade de recursos. O sítio de amostragem na floresta contínua conservada teve baixa riqueza (13 espécies).

A maior parte das espécies registradas neste estudo foi de morcegos frugívoros. A eficiência de captura e a abundância destas espécies estiveram diretamente associadas com a disponibilidade de frutos no ambiente, tendência também encontrada por Pereira *et al.* (2010) na Amazônia. Algumas espécies frugívoras podem se movimentar facilmente entre ambientes e minimizar os efeitos da configuração da paisagem na sua abundância, enquanto outras se abrigam próximas às áreas de forrageamento (Heithaus & Fleming, 1978). Na REGUA, sete espécies, todas frugívoras, foram capturadas em todos os tipos de usos de solo e *Carollia perspicillata* e *A. lituratus* foram as mais abundantes durante o estudo. Estudos mostraram que estas espécies são eficientes em se adaptarem às perturbações ambientais e são comumente encontradas em habitats com elevada pressão antrópica e áreas de agricultura próximas (*e.g.* Brosset *et al.*, 1996; Faria, 2006). Habitats perturbados podem oferecer mais recursos para algumas espécies (*e.g.* *C. perspicillata*, *A. lituratus* e *S. lilium*), pois seus itens alimentares principais são plantas encontradas em florestas secundárias e em bordas de floresta (Galleti & Morellato, 2004). Espécies carnívoras, por sua vez, apresentaram baixa abundância nesse estudo, assim como em outros estudos realizados em mosaicos de paisagens (*e.g.* Fenton *et al.*, 1992; Pons & Cosson, 2002; Meyer & Kalko, 2008). Estas espécies parecem ser mais sensíveis às mudanças na paisagem e podem ser negativamente influenciadas por alterações na disponibilidade de alimentos e de abrigos em habitats alterados (Fenton *et al.*, 1992; Meyer *et al.*, 2008).

Ações humanas podem modificar a paisagem, causando alterações na disponibilidade de recursos e favorecendo a dominância de algumas espécies (Reis *et al.*, 2006). Essas mudanças também podem oferecer muitos recursos em um espaço menor (Estrada & Coates-Estrada, 2002a), o que favorece a coexistência de várias espécies explorando diferentes recursos (Estrada & Coates-Estrada, 2002b). Quando as áreas alteradas estão próximas às áreas conservadas pode haver um favorecimento no forrageamento ótimo (*e.g.* MacArthur & Pianka, 1966; Schoener, 1971). Muitos indivíduos podem frequentar estes locais pela facilidade de uso dos recursos e consumindo menos energia e tempo nessas atividades. Esse fato poderia explicar, portanto, porque a maior riqueza e o maior número de guildas tróficas foram encontrados na borda de floresta contínua e na área antropizada na sede da REGUA, uma vez que esses locais apresentaram a maior densidade de árvores frutíferas e a maior concentração de potenciais abrigos (obs. pess.). Apesar disso, é preciso interpretar esses resultados com alguma cautela, pois mesmo a área de estudo sustentando uma grande riqueza de espécies, é possível que as influências antrópicas já tenham alterado as

composições das taxocenoses, sendo hoje menos diversas do que no passado. A fragmentação moderada e a modificação dos habitats florestados podem afetar negativamente as populações locais de determinadas espécies de morcegos, modificando assim a estrutura das taxocenoses (Klingbeil & Willig, 2009).

Diversos fatores influenciam a dinâmica e a estrutura das comunidades de morcegos, e a distribuição das espécies nas paisagens também tem relação com as respostas específicas destas espécies (Estrada *et al.*, 1993; Willig *et al.*, 2007). Taxocenoses de morcegos caracterizadas por elevadas diversidades taxonômica e/ou funcional podem conter múltiplas respostas aos padrões de paisagem (Klingbeil & Willig, 2009). Os resultados deste estudo mostraram que várias espécies de morcegos foram capturadas em usos de solo distintos, mas não é possível afirmar que estas populações não corram perigo de extinção local, apesar da heterogeneidade dos sítios de amostragem. Mais áreas heterogêneas compreendem menos área por tipo de habitat, diminuindo a capacidade de suporte das populações, o que pode levar a reduções populacionais e aumentar as chances de extinções locais estocásticas (Bar-Massada & Wood, 2014).

A premissa de que a heterogeneidade dos habitats influencia positivamente a riqueza de espécies é antiga na ecologia (*q.v.* MacArthur & MacArthur, 1961), mas a interpretação dos resultados sobre essa relação heterogeneidade-riqueza dependerá da escala na qual os estudos forem feitos (Allouche *et al.*, 2012; Bar-Massada & Wood, 2014). Dependendo de quais características forem medidas e da forma de abordagem, o tipo de relação pode mudar (Bar-Massada & Wood, 2014).

Morcegos podem se deslocar através de diferentes matrizes usando diversas paisagens, o que está ligado diretamente a sua persistência nos ambientes (Estrada *et al.*, 2004). Em todas as recapturas entre paisagens obtidas nesse estudo, os indivíduos se movimentaram por grandes distâncias. Estes resultados se assemelharam aos obtidos por Medina *et al.* (2007), em que morcegos usaram múltiplos habitats e se moveram entre ambientes florestados e não florestados. No entanto, a maior parte das nossas recapturas foram temporalmente distantes, não permitindo afirmar se há uma movimentação sazonal entre as paisagens e nem estipular um padrão para estas movimentações.

Nossos resultados indicam que este mosaico de paisagens no município de Cachoeiras de Macacu tem um considerável valor para a conservação de morcegos e precisa ser considerado sob este prisma. Novas abordagens devem ser realizadas a fim

de avaliar as respostas espécie-específicas às mudanças nas paisagens e também para tentar compreender suas áreas de vida.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir do nosso elevado esforço amostral e da pesquisa de sugestões para o desenho amostral de inventários de morcegos na literatura, elaboramos uma proposta para o delineamento de levantamentos de espécies de morcegos na Mata Atlântica do Sudeste do Brasil. Esta proposta visa apontar um conjunto de fatores importantes a serem levados em consideração ao começar um inventário neste bioma, e estas listas padronizadas poderão servir para elaborar planos de manejo, ações de conservação e subsidiar a criação de um banco de dados na literatura que possa ser usado em estudos ecológicos de grande escala.

As taxocenoses de morcegos têm respostas diferenciadas de acordo com o nível de alteração na paisagem. Essas alterações são fatores importante na estruturação das comunidades e no uso de paisagens por várias espécies. Nossos resultados mostraram que a densidade de árvores frutíferas age como filtro ecológicos determinando quais espécies poderão usar as paisagens. Este é o primeiro trabalho deste tipo para o estado do Rio de Janeiro e um dos primeiros a testar alguma variável da paisagem em relação as taxocenoses de morcegos.

Esses resultados ressaltam a importância da manutenção de mosaicos de paisagens e da comunidade de morcegos, viabilizando importantes serviços ecossistêmicos realizados por estes animais.

REFERÊNCIAS

Aguirre LF, Lens L, Van Damme R, Matthysen E. 2003. Consistency and variation in the bat assemblages inhabiting two forest islands within a Neotropical savanna in Bolivia. *Journal of Tropical Ecology*, 19 (4): 367 – 374.

Alberico M, Cadena A, Hernández-Camacho J, Muñoz-Saba Y. 2000 Mamíferos (Synapsida: Theria) de Colombia. *Biota Colombiana*, 1: 43 – 75.

Allouche O. 2012. Area-heterogeneity tradeoff and the diversity of ecological communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109: 17485 – 17500.

Almeida-Gomes M, Rocha CFD. 2014a. Landscape connectivity may explain anuran species distribution in an Atlantic forest fragmented area. *Landscape Ecology* 29: 29 – 40.

Almeida-Gomes M, Rocha CFD. 2014b. Diversity and Distribution of Lizards in Fragmented Atlantic Forest Landscape in Southeastern Brazil. 2014. *Journal of Herpetology* 48 (3): 423-429.

Almeida-Gomes M. 2011. Composição e abundância das espécies de anfíbios e répteis em uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro [tese]. Rio de Janeiro (RJ): Universidade do Estado do Rio de Janeiro, UERJ.

Anthony ELP. 1988. Age determination in bats, pp. 47-58. In: Kunz T.H. *Ecological and behavioral methods for the study of bats*. Washington: Smithsonian Institution Press.

Arita HT. 1993. Rarity in neotropical bats: correlations with phylogeny, diet and body mass. *Ecological Applications*, 3(3): 506 – 517.

Avilla LS, Rozensztranch AMS, Abrantes EAL. 2001. First record of the South American Flat-Headed Bat *Neoplatymops mattogrossensis* (Vieira, 1942) in Southeastern Brazil (Chiroptera, Molossidae). *Boletim do Museu Nacional, Rio de Janeiro*, 463 (1): 1 - 6.

Banks J. 1998. The scale of landscape fragmentation affects herbivore response to vegetation heterogeneity. *Oecologia* 117: 239 - 246.

Bar-Massada A, Wood EM. 2014. The richness-heterogeneity relationship differs between heterogeneity measures within and among habitats. *Ecography* 37: 528 – 535.

Barros AAM. 2008. Análise florística e estrutural do Parque Estadual da Serra da Tiririca, Niterói e Maricá, RJ, Brasil [tese]. Rio de Janeiro (RJ): Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, JBRJ.

Bergallo HG, Esbérard CEL, Mello MAR, Lins V, Mangolin R, Melo G.S.M., Baptista M. 2003. Bat species richness in Atlantic Forest: What is the minimum sampling effort? *Biotropica*, 35 (2): 278 – 288.

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

Bernard E. 2001. Vertical stratification of bat communities in primary forests of Central Amazon, Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 17: 115 – 126.

Bernard E, Fenton B. 2007. Bats in a fragmented landscape: Species composition, diversity and habitat interactions in savannas of Santarem, Central Amazonia, Brazil. *Biological Conservation* 134: 332 – 343.

Bernard E, Fenton, MB. 2002. Species diversity of bats (Mammalia: Chiroptera) in Forest fragments, primary forests, and savannas in central Amazonia, Brazil. *Canadian Journal of Zoology*, 80 (6): 1124 - 1140.

Bernard E, Fenton, MB. 2003. Bat mobility and Roosts in a fragmented landscape in Central Amazonia, Brazil. *Biotropica* 35(2): 262-277.

Bernard E, Aguiar LMS, Machado RB. 2011. Discovering the brazilian bat fauna: a task for two centuries? *Mammal Review* 41(1): 23 - 39.

Billington HL. Effect of population size on genetic variation in a dioecious conifer. *Conservation Biology* 5: 115 - 119.

Bilsky W. 2003. A Teoria das facetas: noções básicas. *Estudos de Psicologia* 8 (3): 357 – 365.

Briani DC, Santori RT, Vieira, MV, Gobbi, N. 2001. Mamíferos não-voadores de um fragmento de Mata Mesófila Semidecídua do interior do Estado de São Paulo, Brasil. *Holos Environment* 1 (2): 141 - 149.

Brosset A, Charles-Dominique P, Cockle A, Cosson JF, Masson D. 1996. Bat communities and deforestation in French Guiana. *Canadian Journal of Zoology* 74: 1974 - 1982.

Capobianco JPR. 2002. Mata Atlântica: conceito, abrangência e área original. In: Schäffer, W.B.; Prochnow, M. *A Mata Atlântica e você: como preservar, recuperar e se beneficiar da mais ameaçada floresta brasileira*. Brasília: APREMAVI, p.111-123.

Chao A. 1984. Non-parametric estimation of the number of classes in a population. *Scandinavian Journal of Statistics*, 11: 265-270.

Clarke FM, Rostant L, Racey PA. 2005. Life after logging: post-logging recovery of a Neotropical bat community. *Journal of Applied Ecology* 42: 409 – 420.

Cleveland CJ, Betk EM, Federico P, Frank JD, Hallam TG, Horn J, López Jr JD, McCracken GF, Medellín RA, Moreno-Valdez A, Sansone CG, Westbrook JK, Kunz TH. 2006. Economic value of the pest control service provide by Brazilian free-tailed bats in south-central Texas. *Frontiers in Ecology and Environment* 4 (5): 238 - 243.

Cody ML. 1981. Habitat selection in birds: the roles of vegetation structure, competitors, and productivity. *BioScience* 31: 107 – 113.

Coimbra-Filho A. 1998. Brazilian biodiversity. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 70 (4): 889 - 897.

Colwell RK. 2013. EstimateS 9.1.0 User's Guide. Disponível em <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates> Acessado em: 18/09/2014.

Costa LM, Luz JL, Lourenço EC, Motta, AG, Carvalho WD, Dias R, Godoy MS, Gomes LAC, Freitas LF, Esbérard CEL. 2010. Morcegos da Reserva Ecológica de Guapiaçú, Rio de Janeiro, Brasil. In: V Congresso Brasileiro de Mastozoologia, 2010, São Pedro - SP. A Construção da Mastozoologia no Brasil.

Costa LM. 2013. Conservação de morcegos no estado do Rio de Janeiro: como e onde já foram amostrados e que locais merecem atenção [tese]. Rio de Janeiro (RJ): Universidade do Estado do Rio de Janeiro, UERJ.

Costanza JK, Moody A, Peet RK. 2011. Multi-scale environmental heterogeneity as a predictor of plant species richness. *Landscape Ecology*. 26: 851 – 864.

Couto AVS. 2010. Padrões de habitats de espécies de begônia (Begoniaceae) na Reserva Ecológica de Guapiaçú, Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil [tese]. Seropédica (RJ): Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, UFRRJ.

Delciellos AC, Novaes RLM, Loguercio MFC, Geise L, Santori RT, Souza RF, Papi BS, Raíces D, Vieira NR, Felix S, Detogne N, Silva CS, Bergallo HG, Rocha-Barbosa O. 2012. Mammals of Serra da Bocaina National Park, state of Rio de Janeiro, southeastern Brazil. *Check List* 8 (4): 675 - 692.

Dias D. & Peracchi AL. 2008. Quirópteros da Reserva Biológica do Tinguá, estado do Rio de Janeiro, sudeste do Brasil (Mammalia, Chiroptera). *Revista Brasileira de Zoologia*, 25(2): 333 - 369.

Dias D, Peracchi AL, Silva SSP. 2002. Quirópteros do Parque Estadual da Pedra Branca, Rio de Janeiro, Brasil (Mammalia, Chiroptera). *Revista Brasileira de Zoologia*, 19 (supl. 2): 113 - 140.

Emmons LH & Feer F. 1997. Neotropical rainforest mammals: a field guide. 2ª Ed. The University of Chicago Press. 392 p.

Esbérard CEL. 2003. Diversidade de morcegos em área de Mata Atlântica regenerada no Sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Zoociências* 5 (2): 189 - 204.

Esbérard CEL. 2006. Efeito da coleta de morcegos por noites seguidas no mesmo local. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23 (4): 1093 – 1096.

Esbérard CEL. 2009. Capture sequence and relative abundance of bats during surveys. *Zoologia*, 26 (1): 103 – 108.

Esbérard CEL, Bergallo HG. 2005. Coletar morcegos por seis ou doze horas a cada noite? *Revista Brasileira de Zoologia*, 22 (4): 1095 – 1098.

- Esbérard, CEL, Bergallo HG. 2008. Influência do esforço amostral na riqueza de espécies de morcegos no sudeste do Brasil *Revista Brasileira de Zoologia*, 25 (1): 67 – 73.
- Esbérard CEL, Jordão-Nogueira T, Luz JL, Melo GGS, Mangolin R, Jucá N, Raíces D, Enrici MC, Bergallo HG. 2006. Morcegos da Ilha Grande, Angra dos Reis, RJ, Sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Zootecias*, 8(2): 151 - 157.
- Esbérard CEL, Luz JL, Costa LM, Bergallo HG. 2014. Bats (Mammalia, Chiroptera) of an urban park in the metropolitan area of Rio de Janeiro, southeastern Brazil. *Iheringia, Série Zoologia*, 104 (1): 59 – 69.
- Estrada A, Coates-Estrada R. 2002a. Bats in continuous forest, forest fragments and in an agricultural mosaic habitat-island at Los Tuxtlas, Mexico. *Biological Conservation*, 103 (2): 237 - 245.
- Estrada A, Coates-Estrada R. 2002b. Dung Beetles in continuous forest, forest fragments and in an agricultural mosaic habitat island at Los Tuxtlas, Mexico. *Biodiversity and Conservation*, 11 (11): 1903 - 1918.
- Estrada A, Coates-Estrada R, Meritt Jr D. 1993. Bat species richness and abundance in tropical rain forest fragments and in agricultural habitats at Los Tuxtlas, Mexico. *Ecography* 16: 309 - 318.
- Estrada A, Jiménez C, Rivera A, Fuentes E. 2004. General bat activity measured with and ultrasound detector in a fragmented tropical landscape in Los Tuxtlas, Mexico. *Animal Biodiversity and Conservation* 27 (2): 1 – 9.
- Estrada-Villegas S, Meyer CFJ, Kalko EKV. 2010. Effects of tropical forest fragmentation on aerial insectivores bats in a land-bridge island system. *Biological Conservation* 143: 597 – 608.
- Fahrig L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34: 487 – 515
- Faria D. 2006. Phyllostomid bats of a fragmented landscape in the north-eastern Atlantic Forest, Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 22 (5): 531-542.
- Fenton MB, Simmons NB. 2015. *Bats, a world of science and mystery*. The University of Chicago Press, Chicago, Illinois, 303 pp.
- Fenton MB, Acharya L, Audet D, Hickey MBC, Merriman C, Obrist MK, Syme DM, Adkins B. 1992. Phyllostomid bats (Chiroptera: Phyllostomidae) as indicators of habitat disruption in the neotropics. *Biotropica*, 24 (3): 440 - 446.
- Fischer J, Lindenmayer DB. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography* 16: 265 – 280.
- Fonseca GAB, Herrmann G, Leite YLR, Mittermeier RA, Rylands AB, Patton JL. 1996. Lista anotada dos mamíferos do Brasil. *Occasional Papers in Conservation Biology* 4: 1 - 38.

- Freitas SR, Cerqueira R, Vieira MV. 2002. A device and standard variables to describe microhabitat structure of small mammals based on plant cover. *Brazilian Journal of Biology*, 62(4b): 795 - 800.
- Frey-Ehrenbold A, Bontadina F, Arlettaz R, Obrist MK. 2013. Landscape connectivity, habitat structure and activity of bat guilds in farmland-dominated matrices. *Journal of Applied Ecology* 50: 252 – 261.
- Furey NM, Mackie IJ, Racey PA. 2009. The role of ultrasonic bat detectors in improving inventory and monitoring surveys in Vietnamese karst bat assemblages. *Current Zoology*, 55 (5): 327 – 341.
- Galindo-Leão C, Câmara IG. 2005. Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas. Belo Horizonte: SOS Mata Atlântica / Conservação Internacional. 472p.
- Gardner AL. 2008. *Mammals of South America, Volume I. Marsupials, Xenarthrans, Shrews, and Bats*. The University of Chicago Press. 690p.
- Gaston KJ. 2000. Global patterns in biodiversity. *Nature* 405: 220-227.
- Gaston KJ, Lonsdale WM. 2002. An asymptote is an asymptote and not found in species-area relationships. *Journal of Biogeography*, 29: 1713.
- Gorresen PM, Willig MR. 2004. Landscape responses of bats to habitat fragmentation in Atlantic Forest of Paraguay. *Journal of Mammalogy*, 85, 688–697.
- Gotelli NJ, Ellison AM. 2004. *A primer of Ecological Statistics*. Sinauer Associates, Massachusetts, 510pp.
- Grant JF, Grant BR. 1992. Darwin's finches: Genetically effective population sizes. *Ecology* 73: 766-784.
- Hammer, Ø, Harper DAT, Ryan PD. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Paleontology Electronic*, 4(1): 1 - 9.
- Heithaus ER, Fleming TH. 1978. Foraging movements of a frugivorous bat, *Carollia perspicillata* (Phyllostomatidae). *Ecological Monographs* 48 (2): 127 – 143.
- Johnson J, Menzel M, Edwards J, Ford M. 2002. A comparison of two acoustical bat survey techniques. *Wildlife Society Bulletin*, 30: 931 – 936.
- Joly CA, Metzger JP, Tabarelli M. 2014. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. *New Phytologist* 204 (3): 459 – 473.
- Jones G, Jacobs DS, Kunz TH, Willig MR, Racey PA. 2009. Carpe noctem: the importance of bats as bioindicators. *Endangered Species Research* 8: 93-115.
- Kalko EKV, Handley Jr CO, Handley DH. 1996. Organization, diversity, and long-term dynamics of a neotropical bat community, p.p. 503-553. In: Cody, M.L. & Smallwood, J.A. *Long-term studies of vertebrate communities*. Academic Press.

- Kent R, Bar-Massada A, Carmel Y. 2011. Multiscale analyses of mammal species composition–environment relationship in the contiguous USA. *PLoS One* 6: e25440.
- Klingbeil BT, Willig MR. 2009. Guild-specific responses of bats to landscape composition and configuration in fragmented Amazonian rainforest. *Journal of Applied Ecology* 46: 203 – 213.
- Kurtz BC, Araújo DSD. 2000. Composição florística e estrutura do componente arbóreo de um trecho de Mata Atlântica na Estação Ecológica Estadual do Paraíso, Cachoeiras de Macacu, Rio de Janeiro, Brasil. *Rodriguésia*, 51 (78/115): 69 - 111.
- Laurance WF, Peres CA. 2006. *Emerging Threats to Tropical Forests*. The University of Chicago Press, Chicago.
- Legendre P, Legendre L. 1998. *Numerical Ecology*. Holanda, Elsevier. 853p.
- Levey DJ, Bolker BM, Tewksbury JJ, Sargent S, Haddad NM. 2005. Effects of landscape corridors on seed dispersal by birds. *Science* 309: 146 - 148.
- Lewinsohn TM, Prado PI. 2005. How many species are there in Brazil? *Conservation Biology* 19: 619–624.
- Lobo JA, Quesada M, Stoner KE. 2005. Effects of pollination by bats on the mating system of *Ceiba pentandra* populations in two tropical life zones in Costa Rica. *American Journal of Botany* 92 (2): 370 – 376.
- Lourenço EC, Costa LM, Silva RM, Esbérard CEL. 2010. Bat diversity of Ilha da Marambaia, southern Rio de Janeiro State, Brazil (Chiroptera, Mammalia). *Brazilian Journal of Biology*, 70 (3): 511 - 519.
- Luz JL, Costa LM, Lourenço EC, Esbérard CEL; 2011. Morcegos (Mammalia: Chiroptera) da Reserva Rio das Pedras, Rio de Janeiro, Sudeste do Brasil. *Biota Neotropica*, 11 (1): 1 - 7.
- Luz JL, Costa LM, Nogueira TJ, Esbérard CEL, Bergallo HG. Morcegos em área de Floresta Montana, Visconde de Mauá, Resende, Rio de Janeiro. *Biota Neotropica*, 13 (1): 190 – 195.
- MacArthur RH, MacArthur JW. 1961. On bird species diversity. *Ecology* 42: 594 - 598.
- MacArthur RH, Pianka ER. 1966. Optimal use of a patchy environment. *American Naturalist* 100: 603 - 609.
- Magurran AE. 2004. *Measuring biological diversity*. Oxford, Blackwell Science, 256p.
- Martins ACM, Bernard E, Gregorin R. 2006. Inventários biológicos rápidos de morcegos (Mammalia, Chiroptera) em três unidades de conservação do Amapá, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23 (4): 1175 – 1184.
- Medellín RA, Equihua M, Amin MA. 2000. Bat diversity and abundance as indicators of disturbance in neotropical rainforest. *Conservation Biology* 14(6): 1666-1675.

Medina A; Harvey CA, Merlo DS, Vilchez S, Hernandez B. Bat diversity and movement in an agricultural landscape in Matiguás, Nicaragua. *Biotropica* 39 (1): 120 – 128.

Mello MAR, Marquitti FMD, Guimarães Jr PR, Kalko EKV, Jordano P, Aguiar MA. 2011. The missing part of seed dispersal networks: structure and robustness of bat-fruit interactions. *PloS One*. 6: e17395.

Mello MAR. 2009. Temporal variation in the organization of a Neotropical assemblage of leaf-nosed bats (Chiroptera: Phyllostomidae). *Acta Oecologica*, 35 (2): 280–286.

Mello MAR, Schittini GM, Selig P, Bergallo HG. 2004. A test of the effects of climate and fruiting of *Piper* species (Piperaceae) on reproductive patterns of the bat *Carollia perspicillata* (Phyllostomidae). *Acta Chiropterologica*, 6 (2): 309 - 318.

Melo FPL, Arroyo-Rodriguez V, Fahrig L, Martinez-Ramos M, Tabarelli M. 2013. On the hope for biodiversity-friendly tropical landscapes. *Trends in Ecology and Evolution* 28: 461–468.

Melo AS, Pereira RAS, Santos AJ, Shepherd GJ, Machado G, Medeiros HF, Sawaya RJ. 2003. Comparing species richness among assemblages using sample units: Why not use extrapolation methods to standardize different sample sizes? *Oikos*, 101 (2): 398 - 410.

Menezes Jr LF, Duarte AC, Novaes RLM, Façanha AC, Peracchi AL, Costa LM, Fernandes AFPD, Esbérard CEL. 2008. Deslocamento de *Artibeus lituratus* (Olfers, 1818) (Mammalia, Chiroptera) entre ilha e continente no Estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Biota Neotropica*, 8 (2): 243 – 245.

Metzger JP, Martensen AC, Dixo M, Bernacci LC, Ribeiro MC, Teixeira AMG, Pardini R. 2009. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biological Conservation* 142, 1166– 1177.

Metzger JP, Ribeiro MC, Ciocheti G, Tambosi LR. 2008. Uso de índices de paisagem para a definição de ações de conservação e restauração da biodiversidade do Estado de São Paulo. In: Rodrigues, R.R., Joly, C.A., Brito, M.C.W., Paese, A., Metzger, J.P., Casatti, L., Nalon, M.A., Menezes, N., Ivanauskas, N.M., Bolzani, V., Bononi, V.L.R. (eds.), *Diretrizes para Conservação e Restauração da Biodiversidade no Estado de São Paulo*. Secretaria do Meio Ambiente e Fapesp, São Paulo, pp. 120–127.

Meyer CFJ, Kalko EKV. 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 CFJ, Aguiar LMS, Aguirre LF, Baumgarten J, Clarke FM, Cosson JF, Villegas SE, Fahr J, Faria D, Furey N, Henry M, Hodgkison R, Jenkins RKB, Jung KG, Kingston T, Kunz TH, Gonzalez MCM, Moya I, Patterson BD, Pons JM, Racey PA, Rex K, Sampaio EM, Solari S, Stoner KE, Voigt CC, Von Staden D, Weise CD, Kalko EKV. 2011 Accounting for detectability improves estimates of species richness in tropical bat surveys. *Journal of Applied Ecology*, 48 (3): 777 – 787.

Meyer CFJ, Aguiar LMS, Aguirre LF, Baumgarten J, Clarke FM, Cosson JF, Villegas SE, Fahr J, Faria D, Furey N, Henry M, Jenkins RKB, Kunz TH, Gonzalez MCM, Moya I, Pons JM, Racey PA, Rex K, Sampaio EM, Stoner KE, Voigt CC, Von Staden D, Weise CD, Kalko EKV. 2015. Species undersampling in tropical bat surveys: effects on emerging biodiversity patterns. *Journal of Animal Ecology* 84 (1): 113 – 123.

Meyer CJF, Frund J, Lizano WP, Kalko EKV. 2008. Ecological correlates of vulnerability to fragmentation in Neotropical bats. *Journal of Applied Ecology* 45: 381 – 391.

Morellato LPC, Haddad CFB. 2000. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica*, 32 (4b): 786 - 792.

Moreno CE, Halffter G. 2001. Assessing the completeness of bat biodiversity inventories using species accumulation curves. *Journal of Applied Ecology*, 37 (1): 149 – 158.

Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Fonseca GAB, Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.

Nogueira MR, Lima IP, Moratelli R, Tavares VC, Gregorin R, Peracchi AL. 2014. Checklist of Brazilian bats, with comments on original records. *Check List*, 10 (4): 808 – 821.

Novaes RLM, Mello FAP, Felix S, Silveiras R, Sant'anna C, Façanha ACS, Cardoso TS, Louro MAS, Souza RF, Aguiar MVP, Siqueira AC, Esbérard CEL. 2010. *Lonchophylla bokermanni* na Floresta Atlântica: distribuição, conservação e nova localidade de ocorrência para uma espécie ameaçada de extinção. *Chiroptera Neotropical* 16 (2): 710-714.

Novaes RLM, Souza RF, Felix S, Jacob G, Sauwen C, Avilla LS. 2014. Occurrence of *Phyllostomus elongatus* (Geoffroy St.Hilaire, 1810) (Chiroptera, Phyllostomidae) in the Cerrado of Tocantins and a compilation of its Brazilian distribution. *Check List*, 10 (1): 213 – 216.

Oliveira RR. 2005. Os cenários da paisagem. In: Oliveira, R. R. (Org.), *As Marcas do homem na floresta: História Ambiental de um trecho urbano de Mata Atlântica*. Rio de Janeiro: Editora PUC-Rio, v. 01. 230p.

Oliveira-Filho AT, Fontes MAL. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the influence of climate. *Biotropica*, 32 (4b): 793-810.

Paglia AP, Fonseca GAB, Rylands AB, Herrmann G, Aguiar LMS, Chiarello AG, Leite YLR, Costa LP, Siciliano S, Kierulff MCM, Mendes SL, Tavares VC, Mittermeier RA, Patton JL. 2012. Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil / Annotated Checklist of Brazilian Mammals. *Occasional Papers of Conservation Biology*, 6: 1 – 76.

Pardini R, Bueno AA, Gardner TA, Prado PI, Metzger JP. 2010. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. *PLoS One* 5 (10): e13666.

- Paresque R, Souza WP, Mendes IP, Fagundes V. 2004. Composição cariotípica da fauna de roedores e marsupiais de duas áreas de Mata Atlântica do Espírito Santo, Brasil. *Boletim do Museu de Biologia Professor Mello Leitão* 17: 5-33.
- Patterson B, Pascual R. 1972. The fossil mammal fauna of South America, p. 247-309. In: Keast, A.; Erk, F. C. E.; & Glass, B. (Eds.). *Evolution, mammals and southern continents*. Albany: State University New York Press.
- Paula A, Silva AF, Marco Jr P, Santos FAM, Souza AL. 2004. Sucessão ecológica da vegetação arbórea em uma Floresta Estacional Semidecidual, Viçosa, MG, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 18 (3): 407 - 423.
- Peracchi AL, Nogueira MR. 2010. Lista anotada dos morcegos do Estado do Rio de Janeiro, sudeste do Brasil. *Chiroptera Neotropical*, 16 (1): 508 - 519.
- Peracchi AL, Lima IP, Reis NR, Nogueira MR, Ortêncio-Filho H. 2011. Ordem Chiroptera, pp. 155-234. In: *Mamíferos do Brasil*, 2ª Ed. Reis, N. R., Peracchi, A. L., Pedro, W. A., Lima, I. P. (Eds.). Londrina: Editora da Universidade Estadual de Londrina. 439p.
- Pereira MJR, Marques JT, Palmeirim JM. 2010. Ecological Responses of Frugivorous Bats to Seasonal Fluctuation in Fruit Availability in Amazonian Forests. *Biotropica* 42(6): 680 – 687.
- Pires AS, Koeler LP, Fernandez FAZ, Schittini GM, Oliveira LC. 2002. Frequency of movements of small mammals among Atlantic coastal Forest fragments in Brazil. *Biological Conservation* 108: 229-237.
- Pons JM, Cosson JF. 2002. Effect of forest fragmentation on animalivorous bats in French Guiana. *Revue d'Ecologie* 8: 117-130.
- Portfors CV, Fenton MB, Aguiar LMS, Baumgarten JE, Vonhof MJ, Bouchard S, Faria D, Pedro WA, Rauntenbach NL, Zortéa M. 2000. Bats from Fazenda Intervalles, Southeastern Brazil: species account and comparison between different sampling methods. *Revista Brasileira de Zoologia*, 17 (2): 533 – 538.
- Prado MR, Rocha EC, Del Giudice GML. 2008. Mamíferos de médio e grande porte em um fragmento de Mata Atlântica, Minas Gerais, Brasil *Revista Árvore* 32 (4): 741 - 749.
- Prevedello JA, Forero-Medina G, Vieira MV. 2010. Movement behaviour within and beyond perceptual ranges in three small mammals: effects of matrix type and body mass. *Journal of Animal Ecology* 79: 1315 - 1323.
- Rahbek C. 2005. The role of spatial scale and the perception of large-scale species-richness patterns. *Ecology Letters*, 8: 224 - 239.
- Ralph CJ. 1985. Habitat association patterns of forest and steppe birds of Northern Patagonia, Argentina. *The Condor* 87: 471 – 483.
- Reis NR, Peracchi AL, Pedro WA, Lima IP. (Eds.). 2007. *Morcegos do Brasil*. Technical Books Editora, Londrina.

Reis NR, Peracchi AL, Lima IP, Pedro WA. 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 NR, Fregonezi MN, Peracchi AL, Shibata OA. *Morcegos do Brasil, Guia de campo*. 2013. Technical Books. 252p.

Reis NR, Peracchi AL, Lima IP, Pedro WA. 2007. *Morcegos do Brasil*. Editora da Universidade Estadual de Londrina. 253p.

Ribeiro MC, Metzger JP, Martensen AC, Ponzoni FJ, Hirota MM. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142: 1141 - 1153.

Rocha CFD, Vrcibradic D, Kiefer MC, Almeida-Gomes M, Borges-Junior VNT, Carneiro PCF, Marra RV, Almeida-Santos P, Siqueira CC, Goyannes-Araújo P, Fernandes CGA, Rubião ECN, Van Sluys M. 2007. A survey of the leaf-litter frog assembly from an Atlantic forest area (Reserva Ecológica de Guapiaçu) in Rio de Janeiro State, Brazil, with an estimate of frog densities. *Tropical Zoology*, 20 (1): 99 - 108.

Rothenwohrer C, Becker NI, Tschapka MT. 2011. Resource landscape and spatio-temporal activity patterns of a plant-visiting bat in a Costa Rican lowland rainforest. *Journal of Zoology* 283: 108 – 116.

Sampaio EM, Kalko EKV, Bernard E, Rodriguez-Herrera B, Handley Jr CO. 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 (1): 17 – 31.

Schilling AC, Batista JL. 2008. Curva de acumulação de espécies e suficiência amostral em florestas tropicais. *Revista Brasileira de Botânica*, 31 (1): 179 – 187.

Schoener TW. 1971. Theory of Feeding Strategies. *Annual Review of Ecology and Systematics* 2: 369 - 404.

Schulze MD, Seavy NE, Whitacre DF. 2000. A comparison of the phyllostomid bat assemblages in undisturbed Neotropical forest and forest fragments of a slash-and-burn farming mosaic in Peten, Guatemala. *Biotropica* 32 (1), 174–184.

Silva JMC, Casteleti CHM. 2003. Status of the biodiversity of the Atlantic Forest of Brazil. In: C. Galindo-Leal e I.G. Câmara (eds.). *The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, trends, and outlook*. pp. 43-59. Center for Ap

Silveira LF, Beisiegel BM, Curcio FF, Valdujo PH, Dixo M, Verdade VK, Mattox GMT, Cunningham PTM. 2010. What use do fauna inventories serve? *Estudos Avançados*, 24 (68): 173 – 207.

Simmons NB, Voss RS. 1998. The mammals of Paracou, French Guiana: a Neotropical lowland rainforest fauna. Part 1. Bats. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 237: 1 - 219.

Simmons NB. Order Chiroptera. In: Wilson, D. E., Reeder, D. M. (Eds). *Mammals Species of the World: a taxonomic and geographic reference*. 3.ed. Johns Hopkins University Press, 2005, v.1, p.312-529.

Simpson EH. 1949. Measurement of diversity. *Nature* 163: 688.

Stevens R. 2013. Gradients of bat diversity in Atlantic Forest of South America: Environmental seasonality, sampling effort and spatial autocorrelation. *Biotropica*, 45 (6): 764 – 770.

Straube FC, Bianconi GV. 2002. Sobre a grandeza e a unidade utilizada para estimar esforço de captura com utilização de redes-de-neblina. *Chiroptera Neotropical*, 8 (1/2): 150 - 152.

Sullivan TP, Sullivan DS. 2001. Influence of variable retention harvests on forest ecosystems. II. Diversity and population dynamics of small mammals. *Journal of Applied Ecology*, 38, 1234 – 1252.

Tabarelli M, Pinto LP, Silva JMC, Hirota M, Bedê L. 2005. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. *Megadiversidade* 1: 132 - 138.

Templeton AR. 1986. Coadaptation and outbreeding depression. In: SOULÉ, M. E. (ed.), *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*, pp. 105-116. Sinauer Associates, Sunderland, MA.

Tews J, Brose U, Grimm V, Tielborger K, Wichmann MC, Schwager M, Jeltsch F. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography* 31: 79 – 92.

Thompson GG, Withers PC, Pianka ER, Thompson SA. 2003. Assessing biodiversity with species accumulation curves: inventories of small reptiles by pit-trapping in Western Australia. *Austral Ecology*, 28: 361 – 283.

Timm RM. 1994. The mammals fauna, p. 229-237. In: McDade, L.A., K.S. Bawa, H.A. Hespenheide; G.S. Hartshorn (Eds.). *La Selva: ecology and natural history of a neotropical rain forest*. Chicago: University of Chicago Press.

Trevelin L, Silveira M, Port-Carvalho M, Homem D, Cruz-Neto A. 2013. Use of space by frugivorous bats (Chiroptera: Phyllostomidae) in a restored Atlantic forest fragment in Brazil. *Forest Ecology and Management* 291: 136 – 143.

Veloso HP, Rangel-Filho ALR, Lima JCA. 1991. *Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal*. IBGE: Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. 123p.

Viana VM, Tabanez AAJ, Batista JL. 1997. Dynamic and restoration of forest fragments in the Brazilian Atlantic moist forest. In: Laurance, W., Bierregaard, R., Jr. (Eds.), *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. The University of Chicago Press, Chicago and London, pp. 351–365.

Wetterer AL, Rockman MV, Simmons NB. 2000. Phylogeny of Phyllostomid bats (Mammalia: Chiroptera): data from diverse morphological systems, sex chromosomes, and restriction sites. *Bulletin of the American Museum of Natural History*. n. 248. New York: p.1-200.

Wiens JA. 1989. Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology* 3: 385-397.

Willig MR, Presley SJ, Bloch CP, Hice CL, Yanoviak SP, Mónica M, Chauca LA, Pacheco V, Weaver SC. 2007. Phyllostomid Bats of Lowland Amazonia: Effects of Habitat Alteration on Abundance. *Biotropica* 39(6): 737-746.

Zortéa M. 2003. Reproductive patterns and feeding habits of three nectarivorous bats (Phyllostomidae: Glossophaginae) from Brazilian Cerrado. *Brazilian Journal of Biology*, 63(1): 159 - 168.

Anexo A – Vouchers depositados na coleção de mamíferos do Museu Nacional, Rio de Janeiro.

Phyllostomidae: *Anoura caudifer* (MN 79859), *Anoura geoffroyi* (MN 79918, MN79860), *Glossophaga soricina* (MN79882, MN79883), *Lonchophylla perachii* (MN78404), *Desmodus rotundus* (MN79876), *Diaemus youngii* (MN79877), *Carollia perspicillata* (MN79867, MN79868, MN79869, MN79870, MN79871, MN79872), *Artibeus fimbriatus* (MN79861, MN79862, MN79919, MN79920), *Artibeus lituratus* (MN78125, MN78126, MN79863, MN79864, MN79865), *Artibeus obscurus* (MN79866), *Chiroderma villosum* (MN79873), *Dermanura cinerea* (MN79875), *Platyrrhinus recifinus* (MN79904, MN79905, MN79921), *Sturnira lilium* (MN79906, MN79907, MN79908, MN79922), *Sturnira tildae* (MN79909), *Vampyressa pusilla* (MN79912), *Vampyrodes caraccioli* (MN79914, MN79915), *Chrotopterus auritus* (MN79874), *Micronycteris minuta* (MN79917, MN79884, MN79885, MN79886, MN79887, MN79888, MN79889, MN79890), *Mimon bennettii* (MN79891, MN79892), *Phyllostomus hastatus* (MN79903), *Tonatia bidens* (MN79910), *Trachops cirrhosus* (MN79911). **Molossidae:** *Eumops glaucinus* (MN79881), *Molossus molossus* (MN79893, MN79916), *Molossus rufus* (MN79894). **Vespertilionidae:** *Eptesicus diminutus* (MN79878, MN79879), *Eptesicus furinalis* (MN79880), *Myotis nigricans* (MN79895, MN79896, MN79898, MN79900, MN79901), *Myotis riparius* (MN79899).