
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
(ZOOLOGIA)**

**RECOLONIZAÇÃO DE UMA ÁREA RESTAURADA POR MORCEGOS DA
FAMÍLIA PHYLLOSTOMIDAE: PADRÕES DE DIVERSIDADE E USO DO
ESPAÇO**

LEONARDO CARREIRA TREVELIN

**Dissertação apresentada ao Instituto de
Biociências do Campus de Rio Claro,
Universidade Estadual Paulista Júlio de
Mesquita Filho, como parte dos
requisitos para obtenção do título de
Mestre em Ciências Biológicas
(Zoologia).**

SETEMBRO - 2009

LEONARDO CARREIRA TREVELIN

**RECOLONIZAÇÃO DE UMA ÁREA RESTAURADA POR MORCEGOS DA
FAMÍLIA PHYLLOSTOMIDAE: PADRÕES DE DIVERSIDADE E USO DO
ESPAÇO**

**Dissertação apresentada ao Instituto de
Biotecnologia do Campus de Rio Claro,
Universidade Estadual Paulista Júlio de
Mesquita Filho, como parte dos
requisitos para obtenção do título de
Mestre em Ciências Biológicas
(Zoologia).**

Orientador: Ariovaldo Pereira da Cruz Neto

**Rio Claro
2009**

AGRADECIMENTOS

Este trabalho só foi realizado pois contou com a ajuda de uma infinidade de pessoas a quem devo muita gratidão, em especial:

Ao meu orientador *Ariovaldo Pereira da Cruz Neto*, pela oportunidade e confiança depositada, pela orientação sólida e também pelos momentos no campo. Muito obrigado pelas trocas de idéias e por me ajudar a desenvolver um pensamento científico.

Ao *Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq* pela bolsa de mestrado (Proc.: 131810/2008-1), que tardou mas não falhou. À *FAPESP* pelo auxílio concedido ao projeto de pesquisa em políticas públicas “Estabelecimento de Parâmetros de Avaliação e Monitoramento para Reflorestamentos induzidos visando o Licenciamento Ambiental” (Proc.: 03/06423-9), do qual este trabalho fez parte.

Ao *Instituto de Botânica* e, em especial, ao *Luiz Mauro Barbosa*, pela oportunidade de trabalho e espaços para comunicação científica.

À empresa *International Paper do Brasil*, por autorizar este estudo em suas dependências em Mogi Guaçu e pelo apoio logístico/financeiro. Em especial ao *Miguel Magela* e *João Machado*, por todo o apoio nas atividades de campo.

Ao programa de *Pós-Graduação em Zoologia da UNESP Rio Claro*, todos seus professores, funcionários e companheiros de pós. Em especial aos técnicos *Fernando* e *Serginho*, pelo apoio automobilístico nas campanhas de campo. A *Cínara* e a *Rose* (da seção de Pós) por toda a ajuda na burocracia. À Profa. *Maria José (Zezé)* por toda a ajuda e ao Prof. *Marcos César* pela exemplar contribuição à essa dissertação como meu supervisor.

Ao *Marcio Port Carvalho* e *Maurício Silveira*, Co-autores dos trabalhos, pela companhia nas muitas e muitas madrugadas de campo, todas idéias e experiências trocadas e pela amizade que só fortaleceu ao longo deste trabalho. Este trabalho também é de vocês.

A todas as pessoas que auxiliaram nas coletas de campo, enfrentando destemidamente as muitas madrugadas frias à beira do Mogizão, em particular, *Daniel Homem (Jaboti)*, *Paul*

Colas Rosas, Antonio (Tonico) Machado, Ana Beatriz Daunt (Bia), Carlos Zacchi e Cynthia Widmer. E também às inúmeras caronas do *Leo*, sempre providenciais.

Ao *Gledson Bianconi* pela ajuda na identificação de algumas espécies de morcegos e ao Prof. *Marco Mello* pelos ensinamentos sobre radio-telemetria e por possibilitar o uso do ArcGis licenciado para seu laboratório na UFSCar.

Aos *amigos* de Rio Claro, desde os tempos de graduação até os da pós. Também aos de São Carlos, “das antigas”. E mais um montão de gente perdida nesse mundo afora, por me mostrarem um possível sentido para a vida, se é que deve haver algum.

Aos companheiros da *República Cabeça do Macaco: Leo (Vardí), Soraia, Ângela, Rita* e agora *Gabi*. Obrigado pela amizade e por aturarem meu mau humor matinal.

À Nico, por sempre latir feito um dinossauro quando chego de mais um campo.

À toda a minha família, em especial meu pai *Luis Carlos*, minha mãe *Maria Cristina*, minha irmã *Deborah* e meus Avôs *Hermelindo* e *Rui*. Agradeço do fundo do coração por todo o amor e companheirismo, pelos ensinamentos que me trouxeram até aqui, pela ajuda financeira nos momentos de aperto e inclusive fora deles e por tentarem sempre compreender os caminhos que sigo e as longas ausências quando estou “no mato”. Obrigado!

À *Maria Gabriela*, principal incentivadora, corretora de texto e idéias científicas, colo nos momentos de angústia, parceira nos momentos de risada, especialista em enologia... enfim, por sempre estar ao meu lado com um sorriso no rosto e mostrar-me um sentido para a palavra amor.

Por fim, a todas as pessoas que de uma forma ou de outra colaboraram para meu crescimento como ser humano, meu muito obrigado.

... e claro aos morcegos, por mais uma vez permitirem (a muito contra gosto) que eu invada sua privacidade para estudar ecologia.

SUMÁRIO

	Página
INTRODUÇÃO GERAL	11
A Recuperação de Áreas Degradadas (RAD) na floresta Atlântica	11
Contribuições da fauna à RAD: A importância das interações animal- planta	13
O papel dos novos habitats na manutenção da fauna em paisagens fragmentadas	15
Morcegos fillostomídeos como modelos de estudo.....	17
Objetivos.....	19
Referências bibliográficas	20
CAPÍTULO 1. RECOLONIZAÇÃO POR MORCEGOS PHYLLOSTOMIDAE (MAMMALIA: CHIROPTERA) DE UMA FLORESTA EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO NA MATA ATLANTICA DO SUDESTE DO BRASIL.....	27
1. Introdução.....	28
2. Materiais e métodos.....	30
2.1. Área de estudo	30
2.2. Delineamento experimental.....	32
2.3. Protocolo de captura	33
2.4. Análise de dados.....	33
3. Resultados.....	35
3.1. Caracterização geral da assembléia	35
3.2. Avaliação da recolonização da área restaurada	36
4. Discussão.....	40
4.1. Padrões gerais na assembléia de filostomídeos	40
4.2. Implicações para a Recuperação de Áreas degradadas	42
5. Referências bibliográficas	43
CAPÍTULO 2. USO DO ESPAÇO POR MORCEGOS FRUGÍVOROS (MAMMALIA: CHIROPTERA) EM UMA FLORESTA RESTAURADA NA MATA ATLANTICA DO SUDESTE DO BRASIL.....	50
1. Introdução.....	51
2. Materiais e métodos.....	53
2.1. Área de estudo	53
2.2. Captura e marcação dos morcegos	53
2.3. Radiotelemetria.....	54
2.4. Disponibilidade de recursos alimentares	54
2.5. Mapeamento e Classificação de habitats	55
2.6. Análise de dados.....	56
3. Resultados.....	57
3.1. Seleção de habitats.....	58
3.2. Abrigos	60
3.3. Resposta à oferta de recursos alimentares	61
4. Discussão.....	62
4.1. Implicações para a Recuperação de Áreas degradadas	66
5. Referências bibliográficas	66
CONSIDERAÇÕES FINAIS	72

ANEXOS.....	74
Anexo A - Lista das espécies utilizadas no plantio da área restaurada realizado em 2002 na RPPN “Parque São Marcelo”, com seus respectivos grupos ecológicos (Pi – Pioneira; Si – Secundária inicial; St – Secundária tardia; Cl – Climácica) e síndromes de dispersão, de acordo com proposto por Mandetta (2007) e Barbosa et al. (2003). Destacadas em negrito no texto estão as espécies conhecidamente consumidas por morcegos (GEISELMAN et al, 2002) e destas, as espécies marcadas com (*) produziram frutos ao longo do estudo.....	74
Anexo B – Comparação do número de captura, riqueza local de espécies da ordem chiroptera e da família Phyllostomidae em diversas áreas de floresta Atlântica brasileira..	77
Anexo C – Figuras exemplificando os habitats determinados neste estudo. (A) Remanescentes Florestais em Estágio Médio de Regeneração: Vegetação arbórea, com os estratos bem definidos sub-bosque, dossel variando de 10 a 20 metros de alturas e algumas emergentes. Distribuída principalmente próxima a cursos de água na paisagem estudada. (B- à direita e D) Florestas Restauradas: Área de re-vegetação com 6 anos de idade. Vegetação arbórea, com dossel descontínuo variando entre 6 e 8 metros de altura e manchas descontínuas de sub-bosque intercaladas entre áreas com espécies de capins inavoras. (B- à esquerda e E) Plantações de Espécies Exóticas: Área de plantio comercial de Eucaliptus spp., vegetação homogênea com dossel de 10 metros de altura. (C) Rem. Florestais em Estágio Inicial de Regeneração: Vegetação arbustiva com espécies arbóreas pioneiras em baixa densidade, alta ocorrência de espécies invasoras, como exemplificado na figura. (F) Áreas antrópicas.	78
Anexo D- Mapa evidenciando a área de uso para forrageio estimadas pelo método KF 95% e abrigos diurnos utilizados por 3 exemplos de indivíduos de <i>Carollia perspicillata</i>	79
Anexo E- Mapa evidenciando a área de uso para forrageio estimadas pelo método KF 95% e abrigos diurnos utilizados por 3 exemplos de indivíduos de <i>Artibeus lituratus</i>	80
Anexo F- Diferenças de log-razões (Média ± EP) resultantes da análise composicional de uso do habitat por <i>Carollia perspicillata</i> , e entre parênteses resultado das comparações par-a-par entre os habitats. A coluna Rank ordena os habitats em ordem de preferência, da menor (1) para maior (4).	81
Anexo G - Diferenças de log-razões (Média ± EP) resultantes da análise composicional de uso do habitat por <i>Artibeus lituratus</i> , e entre parênteses resultado das comparações par-a-par entre os habitats. A coluna Rank ordena os habitats em ordem de preferência, da menor (1) para maior (4).....	81
Anexo H – Tamanho de área de uso medido por KF95% (ha) cumulativo a medida que se adicionam localizações obtidas para os indivíduos da espécie <i>Carollia perspicillata</i>	82
Anexo I – Tamanho de área de uso medido por KF95% (ha) cumulativo a medida que se adicionam localizações obtidas para os indivíduos da espécie <i>Artibeus lituratus</i>	82
Anexo J – Procedimentos metodológicos para monitoramento via radiotelemetria. (A) Captura dos indivíduos através de redes de neblina; (B) biometria e identificação das espécies; (C) Aparagem do pêlo e fixação do radio-transmissor entre as escápulas do indivíduo selecionado; (D) Receptor modelo TR-5 (Telonics Inc.) acoplado a uma antena Yagi de 2 elementos, utilizados no monitoramento dos indivíduos marcados; (E) e (F) Indivíduos de <i>Carollia perspicillata</i> e <i>Artibeus lituratus</i> , respectivamente, com transmissores fixados e prontos para soltura.	83
Anexo K – Algumas das espécies de morcegos amostradas ao longo do estudo. Família Phyllostomidae: (A) <i>Artibeus lituratus</i> ; (B) <i>Carollia perspicillata</i> ; (C) <i>Sturnira lillium</i> ; (D) <i>Platyrrhinus lineatus</i> ; (E) <i>Vampyressa pussilla</i> ; (F) <i>Glossophaga soricina</i> ; (G) <i>Phyllostomus discolor</i> ; (H) <i>Micronycteris megalotis</i> . Família Vespertilionidae: (I) <i>Myotis nigricans</i> . Família Molossidae: (H) <i>Molossus molossus</i>	84

RESUMO - Recolonização de uma área restaurada por morcegos da família Phyllostomidae: padrões de Diversidade e uso do espaço

A restauração florestal é vista como importante forma de mitigação do processo histórico de perda de biodiversidade na Floresta Atlântica. Recentemente, houve um aumento no número de projetos de restauração ecológica com foco no estabelecimento de uma comunidade sustentável, impulsionada pela dinâmica sucessional. A avaliação do sucesso destes projetos depende de seu monitoramento através de indicadores que permitam analisar o re-estabelecimento desta dinâmica. Este monitoramento ainda é uma prática recente, comumente relacionada a estudos sobre estrutura e composição da vegetação, e estudos que contemplem componentes da fauna ainda são escassos. Neste contexto, morcegos da família Phyllostomidae são excelentes modelos de estudo, pois apresentam características ecológicas que fazem deste grupo um potencial indicador da restauração de processos ecológicos em áreas em recuperação, especialmente nos estágios iniciais de sucessão. Visando suprir essa lacuna, no presente estudo, espécies deste grupo taxonômico foram escolhidas como modelos para se responder perguntas referentes aos efeitos da recuperação de uma área de floresta Atlântica que se encontra em processo de restauração ecológica. O projeto tem sete anos de idade, e foi desenvolvido no município de Mogi Guaçu/SP. No **capítulo 1**, através de caracterização temporal da assembléia de morcegos filostomídeos, abordamos a seguinte questão: está havendo recolonização da área por estas espécies? Com os resultados obtidos pudemos demonstrar que as mudanças sucessionais observadas na vegetação da área recuperada após quatro da implantação do projeto resultaram em alterações na assembléia de morcegos filostomídeos, sugerindo a recolonização da área. Por outro lado, concluímos que a assembléia estudada se apresentava uma estrutura em estágio intermediário entre assembléias encontradas em áreas degradadas e em remanescentes de vegetação nativa. No **capítulo 2**, apresentamos os padrões de uso do espaço para forrageio e abrigo das duas espécies frugívoras dominantes na área estudada. Abordamos também questões referentes aos padrões de deslocamento encontrados: se estes respondem à complexidade estrutural da vegetação e à disponibilidade de recursos alimentares. Pudemos evidenciar que a floresta recém-recuperada foi incorporada como habitat de forrageio e abrigo para as espécies estudadas, apontando a complexidade estrutural e a oferta de recursos alimentares como importantes características locais que influenciam no uso dos habitats pelos morcegos frugívoros. Os resultados de cada capítulo se complementam, e representam indícios de que a restauração estaria contribuindo para o re-estabelecimento de populações viáveis. A dinâmica de recolonização demonstrada

para a área é validada à medida que demonstramos que as espécies estudadas se beneficiam da criação deste novo habitat porque este as proporciona novas áreas de forrageio e abrigo. Esta conclusão subsidia então as evidências da contribuição destes animais no re-estabelecimento da dinâmica sucessional na área restaurada, uma vez que ao incorporarem-na em suas áreas de vida, estes animais passam a estabelecer as relações comuns aos seus hábitos de vida (p.ex. dispersão de sementes por espécies frugívoras).

Palavras-chave: restauração ecológica; Chiroptera; Phyllostomidae; diversidade; recolonização; radio-telemetria

ABSTRACT: Recolonization of a restored area by Phyllostomidae bats: Patterns in diversity and use of space

Forest Restoration is seen as an important way to mitigate the historical process of biodiversity loss in the Atlantic Forest. Recently, there has been an increase in the development of Ecological Restoration projects focusing on the establishment of a self-sustainable community, driven by successional dynamics. Evaluation of the success of these projects depends on its monitoring through indicators that allow us to analyze the re-establishment of this dynamics. This is a recent practice, commonly related to studies of vegetation structure and composition, and studies that contemplate faunal components are scarce. In this context, Phyllostomidae bats are thought to be excellent study models. Because of their ecological features they are potential indicators of the restoring of ecological processes in rehabilitated areas, particularly in the initial stages of succession. In order to fill this gap, in the present study, species from this taxonomic group were selected as models to answer questions related to the effects of the rehabilitation of an Atlantic Forest area that is in the process of ecological restoration. The restoration project is seven years old, and is located in the municipality of Mogi Guaçu, State of São Paulo. In **Chapter 1**, through a temporal characterization of the Phyllostomidae bat species assemblage, we addressed the following question: is there a recolonization of the area by species from this taxonomic group? With the obtained results, we showed that, after four years, the successional changes which the area has been submitted to resulted in changes in the Phyllostomidae bat assemblage, suggesting species recolonization of the area. On the other hand, we concluded that the studied assemblage presented a structure in an intermediate stage between degraded areas and native forest remnants. In **Chapter 2**, we present the use of foraging and roosting habitat by the two most abundant frugivorous bat species of the study area. We also addressed questions related to the movement patterns found: do they respond to vegetation structural complexity and to the availability of food resources? We observed that restored forests were incorporated as foraging and roosting habitat for this bat species, and that vegetation structural complexity and food resources availability may play important roles in this process. The results obtained in each chapter complement their self, and represent evidence that restoration is contributing to the establishment of viable population. The recolonization dynamics we presented for the area is validated as we demonstrate that the studied species benefit from the creation of this habitat as they use it as new foraging and roosting areas. This conclusion subsidizes evidence showing the contribution of these animals on the the re-establishment of successional

dynamics in the restored areas, once this animals incorporate it in their home ranges, they start to establish commom relations to they life habits (i.e. seed dipersion by frugivorous species).

Key-words: ecological restoration; Chiroptera; Phyllostomidae; diversity; recolonization, radio-telemetry

INTRODUÇÃO GERAL

A Recuperação de Áreas Degradadas (RAD) na floresta Atlântica

O número de ecossistemas florestais relativamente preservados no Brasil vem diminuindo rapidamente devido a pressões antrópicas, o que têm promovido uma queda de diversidade e um risco de extinção local de espécies (SILVA & TABARELLI, 2000; KAGEYAMA & GANDARA, 2004). A conversão de áreas florestais em áreas produtivas resulta muitas vezes na fragmentação da cobertura vegetal remanescente na paisagem, ocasionando o isolamento destes remanescentes, o aumento no seu efeito de borda e a redução de áreas nativas de vegetação (FISCHER & LINDENMAYER, 2007).

Este cenário é pronunciado na Floresta Atlântica brasileira onde o histórico de ocupação e a enorme densidade populacional, sobretudo no sudeste brasileiro, resultaram em paisagens caracterizadas por mosaicos de áreas antrópicas e de remanescentes de vegetação nativa (DEAN, 1997; METZGER, 2009). Em revisão recente, Ribeiro e colaboradores (2009) relatam que boa parte da Floresta Atlântica remanescente é composta por pequenos fragmentos (< 50 ha) geralmente distantes de Unidades de Conservação. Além disso, muitos destes fragmentos são constituídos por vegetação secundária em estágios iniciais e médios de sucessão (METZGER *et al.*, 2009; RIBEIRO *et al.*, 2009). As implicações deste cenário são evidentes para a conservação de um bioma considerado como um hotspot de biodiversidade no mundo (MYERS *et al.*, 2000) e algumas medidas são emergenciais para sua conservação (METZGER, 2009). A preservação dos grandes remanescentes florestais é medida prioritária, principalmente através da criação de Unidades de Conservação. Todavia, e por diversas razões, iniciativas para a criação de Unidades de Conservação são escassas e, portanto, medidas alternativas são necessárias (RIBEIRO *et al.*, 2009). A recuperação de áreas degradadas nessas paisagens é vista como uma medida essencial na estabilização deste processo histórico de perda de biodiversidade, pois cria novos habitats na paisagem e promove o restabelecimento da conectividade entre os remanescentes de floresta madura (BARBOSA *et al.*, 2003; RODRIGUES *et al.*, 2009; RIBEIRO *et al.*, 2009).

A recuperação de florestas já era feita desde muito tempo em diversas partes do mundo, entretanto, somente com a formalização da Ecologia da Restauração como ciência na década de 80 é que a prática de restauração ecológica de florestas passou a ser mais bem embasada (ENGEL & PARROTA, 2003; RODRIGUES *et al.*, 2009). Entre os principais conceitos que foram incorporados podemos citar: o aumento da diversidade de espécies, o

aumento da diversidade genética e a sucessão ecológica (BARBOSA *et al.*, 2003; RODRIGUES & GANDOLFI, 2000). Crucial também foi a mudança de paradigma dentro da restauração, que passou de uma fase determinística, onde a sucessão era vista como uma seqüência ordenada e direcionada de fases que convergiam em um clímax único e previsível almejado em todos projetos implantados, para o reconhecimento de que a sucessão é um processo estocástico onde mudanças sucessionais podem seguir múltiplas trajetórias, enfatizando-se processos ecológicos dentro de um contexto dinâmico de ecossistema e não um ponto final estável (NAVE, 2005; CHAZDON, 2008; RODRIGUES *et al.*, 2009). Claramente, o foco mudou da reprodução de características de um ecossistema “intocado”, como este era no passado, para a reprodução de características desejadas no ecossistema futuro. Assim, podemos definir restauração ecológica atualmente como *o processo de assistir e manejar a recuperação da integridade ecológica dos ecossistemas, considerando o mínimo de biodiversidade e variabilidade na estrutura e funcionamento dos processos ecológicos e considerando-se seus valores ecológicos, econômicos e sociais* (Society for Ecological Restoration- ENGEL & PARROTA, 2003). No contexto da floresta Atlântica, busca-se o estabelecimento de uma comunidade vegetal com estrutura florestal que permita a colonização por outras formas de vida, servindo como um “novo” habitat na paisagem que promova o restabelecimento da conectividade entre os remanescentes de floresta madura (ENGEL & PARROTA, 2003; RODRIGUES *et al.*, 2009; RIBEIRO *et al.*, 2009).

Diversos projetos desta natureza já foram desenvolvidos na Floresta Atlântica com este e outros objetivos, tais como a mitigação de impactos de atividades econômicas, a proteção de recursos hídricos e o manejo de espécies exóticas invasoras (BARBOSA *et al.*, 2003; NAVE, 2003; RODRIGUES *et al.*, 2009). Independentemente do foco do projeto de restauração, ao final espera-se o estabelecimento de uma comunidade sustentável independente de, ou com mínimas, intervenções de manejo (ENGEL & PARROTA, 2003). A avaliação do sucesso destes projetos depende de seu monitoramento através de indicadores, determinados conforme objetivos previamente estabelecidos (MARTINS & KUNS, 2007). Na floresta Atlântica, o monitoramento do sucesso dos projetos de restauração ainda é uma prática recente. Usualmente, existe um grande viés ao uso de parâmetros da vegetação como indicadores (RUIZ-JAEN & AIDE, 2005; RODRIGUES *et al.*, 2009), com boa parte destes estudos abordando a estrutura e composição da vegetação e módulos de restauração (SOUZA & BATISTA, 2004; NAVE, 2005; BARBOSA & PIZO, 2006; MARTINS & KUNS, 2007). Por outro lado, estudos que contemplem componentes da fauna como indicadores são comparativamente mais escassos (RUIZ-JAEN & AIDE, 2005; RODRIGUES *et al.*, 2009-

mas ver NICHOLS & GRANT, 2007 e ZEPPELINI *et al.*, 2009). No contexto do estabelecimento de uma comunidade sustentável, indicadores comumente tratam da recolonização pela fauna de áreas em recuperação (BOWEN *et al.*, 2007). Por recolonização entendemos o incremento de novas espécies, indivíduos e grupos funcionais, de forma que assembléias de grupos da fauna nestas áreas possam estar desenvolvendo diversidade e composição de espécies semelhantes à de florestas maduras (BOWEN *et al.*, 2007).

Além disso, e como veremos mais adiante, existe uma relação mútua entre os componentes da fauna e da flora que resultam em importantes processos ecológicos, especialmente no contexto da RAD. Animais desempenham papéis chave no ecossistema onde estão inseridos e através de interações estabelecidas com a vegetação, podem ter papéis determinantes no re-estabelecimento da regeneração natural (SILVA, 2003). Por outro lado, mudanças na estrutura e composição florestal que ocorrem ao longo da sucessão têm diversas implicações para diferentes populações animais (DEWALT *et al.* 2003; BOWEN *et al.*, 2007). Nosso entendimento sobre a sucessão ecológica precisa de uma síntese dos estudos tradicionais sobre mudanças na composição de comunidades de plantas junto com uma perspectiva empírica do papel dos animais nestes processos (MUSCARELLA & FLEMING, 2007). A partir desta síntese poderiam surgir alternativas interessantes de indicadores do restabelecimento de processos ecológicos em áreas em recuperação.

Contribuições da fauna à RAD: A importância das interações animal- planta

A história da evolução da biodiversidade trata, fundamentalmente, da evolução de interações entre espécies (THOMPSON, 1999) e estas interações desempenham papéis evolucionários e ecológicos centrais na manutenção da biodiversidade em florestas tropicais (LOISELLE & DIRZO, 2002). As interações ecológicas entre animais e plantas desempenharam papel crítico em moldar a estrutura e organização que podemos observar atualmente em suas comunidades (LOISELLE & DIRZO, 2002). Na óptica de uma espécie vegetal, animais como os artrópodes, as aves ou os mamíferos representam importantes herbívoros, polinizadores, dispersores e predadores de suas sementes (HOWE, 1986; COLEY & BARONE, 1996; DE MARCO JR. & COELHO, 2004; MUSCARELLA & FLEMING, 2007). Estas interações determinam a aptidão individual de cada planta, além de terem importantes conseqüências demográficas e genéticas para suas populações (LOISELLE & DIRZO, 2002; JORDANO & GODOY, 2002), a ponto de responderem por padrões regionais de diversidade e sucessão de espécies (JORDANO *et al.*, 2006). Ironicamente, o papel que

animais desempenham nestes processos pode ficar mais evidente apenas quando suas populações são reduzidas ou efetivamente extintas localmente (DIRZO & MIRANDA, 1991).

Como o objetivo final da restauração é o retorno do ecossistema a uma situação mais próxima possível do seu estado original ou anterior à degradação, os esforços de restauração devem ter como meta criar condições de biodiversidade renováveis (ENGEL e PARROTTA, 2003), ou seja, promover o estabelecimento da capacidade destas florestas se perpetuarem no tempo e espaço. Esta capacidade é afetada por vários processos relacionados à dinâmica de clareiras, como a produção e mortalidade de brotos e jovens indivíduos e a dinâmica de sementes, que está intimamente ligada ao recrutamento de novos indivíduos e espécies através da chuva e do banco de sementes (HOWE & SMALLWOOD, 1982; WHITMORE, 1989; KAGEYAMA & GANDARA, 2004). As sementes que chegam nestas áreas podem ser produzidas por espécies encontradas na área (autóctones) ou provenientes de outros locais (alóctones) que, neste caso, alcançam a área por intermédio de algum agente dispersor (MARTINEZ-RAMOS & SOTO-CASTRO, 1993). Porque a dispersão de sementes liga o final do ciclo reprodutivo de uma planta adulta com o estabelecimento das plântulas de sua próxima geração, ela é amplamente reconhecida como um processo chave em seu ciclo de vida, com profundos efeitos na estrutura da vegetação (WANG & SMITH, 2002; JORDANO *et al.*, 2006).

Em áreas sujeitas à perturbação antrópica, a contribuição relativa destas diferentes fontes de regeneração frequentemente se altera (ALVES & METZGER, 2006). O banco de sementes e a fonte de produção autóctone geralmente estão esgotados por conta do histórico de uso da terra, o que enfatiza a contribuição através da dispersão de sementes alóctones provenientes de áreas não perturbadas (DUNCAN & CHAPMAN, 1999; MUSCARELLA & FLEMING, 2007).

Estudos realizados nos trópicos com o banco e a chuva de sementes na dinâmica de sucessão secundária trazem evidências que morcegos e aves frugívoros desempenham um importante papel na colonização de habitats perturbados, atuando como dispersores de espécies de plantas pioneiras (FLEMING, 1988; GALINDO-GONZALES, 1998; MARTÍNEZ-GARZA & GONZÁLEZ-MONTAGUT, 2002). Aves tendem a defecar empoleiradas depositando sementes de acordo com a disponibilidade de poleiros, ao passo que morcegos, por defecarem também em vôo, disseminam propágulos no interior de clareiras e áreas mais abertas (GORCHOV *et al.*, 1993; JORDANO *et al.*, 2006). Morcegos, em particular, compreendem em sua dieta frutos de diversas espécies de árvores e arbustos

identificados como chave em estágios iniciais da sucessão secundária de florestas tropicais (CHARLES-DOMINIQUE, 1986; GALINDO-GONZALES, 1998).

Por outro lado, espécies vegetais de estágios mais avançados da sucessão geralmente possuem sementes maiores, dependentes da dispersão por frugívoros de maior porte, como por exemplo, a anta e grandes primatas (DA SILVA & TABARELLI, 2000; PERES & VAN ROOSMALEN, 2002). Estas espécies são as mais susceptíveis aos efeitos da degradação e fragmentação de habitats (PERES, 2000; GALETTI *et al.*, 2009), desaparecendo de áreas severamente perturbadas, o que limita a chegada destas espécies vegetais a áreas em recuperação e compromete a sucessão em longo prazo.

As mudanças na estrutura e composição florestal que ocorrem ao longo da sucessão secundária têm diversas implicações para diferentes populações animais. Por exemplo, estas mudanças criam melhores condições para abrigo, alimentação e reprodução de espécies mais exigentes (DEWALT *et al.*, 2003). Assim, idealmente, a dispersão de sementes por animais nos estágios iniciais da sucessão auxilia no desenvolvimento de áreas degradadas, promovendo o estabelecimento das condições necessárias à recolonização por outras espécies, que por sua vez podem atuar em estágios mais avançados da sucessão. Como veremos abaixo, diversos fatores podem atuar neste cenário e influenciar na recolonização de novos indivíduos e espécies animais, entretanto, a importância desta abordagem é evidente quando se almeja um entendimento mais completo das interações entre animais e plantas na recuperação de áreas degradadas.

O papel dos novos habitats na manutenção da fauna em paisagens fragmentadas

Padrões de biodiversidade dependem de uma série de fatores históricos e proximais cuja interação produz complexos padrões em escalas global e regional (RICKLEFS, 2004). Se por um lado temos fatores históricos como o isolamento geográfico em grande e pequena escala afetando processos como a especiação e extinção, por outro, condições ecológicas como interações mutualísticas, de competição e de predação atuam junto com a disponibilidade de recursos abióticos e bióticos, determinando a diversidade em assembléias locais (KALKO, 1998). Dentro do espectro da Ecologia de Comunidades uma possível abordagem é a macroecológica, onde padrões de distribuição de organismos são relacionados a características bióticas e abióticas em ampla escala geográfica, permitindo o estabelecimento de “pools” de espécies regionais e processos ocorrendo nesta escala (KALKO, 1988). Por outro lado, a abordagem microecológica, que consiste na análise dos

fatores operando na dinâmica e composição de assembléias de espécies em escala local, proporciona uma visão complementar fundamental no entendimento de padrões de diversidade (KALKO, 1988). Características locais como a estrutura da vegetação, a disponibilidade de alimentos e de abrigos influenciam na utilização dos ambientes por animais, determinando, em última instância, sua persistência em paisagens naturais e antrópicas (SJÖBERG e DANELL, 2001; DEWALT *et al.*, 2003; WILLIG *et al.*, 2003).

Esta abordagem microecológica se torna mais interessante ainda em situações como a da floresta Atlântica. Com a perda e fragmentação de habitats, populações sofrem redução no total de hábitat disponível e muitas vezes os habitats restantes sofrem alterações severas quanto às condições ecológicas locais (TABARELLI *et al.*, 2008). Inicialmente pode haver um aumento na densidade dos organismos sobreviventes nestes habitats pela migração a partir de áreas recém desmatadas, mas estes incrementos serão perdidos ao longo do tempo e somente permanecerão aquelas espécies que se adaptam às condições remanescentes (BIERREGAARD e LOVEJOY 1986; GORRESENSEN & WILLIG, 2004). As bases conceituais de estudos nestas paisagens fragmentadas tradicionalmente remetem à Teoria de Equilíbrio da Biogeografia de Ilhas de MacArthur & Wilson (1967), que descreve a riqueza de espécies em ilhas como um resultado do equilíbrio dinâmico entre extinções dependentes da área e colonização dependente do isolamento. A analogia evidente de fragmentos como “ilhas” em paisagens fragmentadas foi imediata, entretanto, com o aumento de evidências empíricas ficou claro que os padrões encontrados na natureza nem sempre correspondiam às generalizações e simplificações do modelo por eles proposto (TURNER *et al.*, 2001). Diversos outros parâmetros foram identificados como importantes, como diferenças ecológicas e de interações entre as espécies e efeitos de distúrbios naturais, bem como a escala em que estes podem estar atuando (TURNER *et al.*, 2001).

É evidente a importância de remanescentes da vegetação nativa funcionando como áreas fontes de novos indivíduos e espécies, mesmo os de menor tamanho, na manutenção de diversas espécies de vertebrados em paisagens altamente modificadas (TURNER & CORLETT, 1996; ARROYO-RODRÍGUEZ *et al.*, 2008; LINDENMAYER *et al.*, 2008). Recentemente, estudos vêm demonstrando também a importância da matriz circundante que, associada a características demográficas e a capacidade de dispersão de cada espécie, são determinantes de sua persistência em paisagens fragmentadas (GASCON *et al.*, 1999; UMETSU *et al.*, 2008; FRANKLIN & LINDENMAYER, 2009). Entretanto existe uma lacuna no conhecimento sobre o papel de novos habitats recém-recuperados nestes processos, bem como se estes estão atingindo a meta da recolonização pela fauna, processo necessário

para a recuperação da integridade ecológica do ecossistema em questão (BOWEN *et al.*, 2007).

Estudos recentes em florestas na Austrália vêm demonstrando o potencial a longo prazo de áreas recuperadas através da restauração ecológica em servirem como habitat à fauna silvestre, enfatizando, porém, que nas primeiras décadas após o plantio é improvável que estas áreas realizem o mesmo papel que remanescentes da vegetação nativa (MUNRO *et al.*, 2007; MUNRO *et al.*, 2009). Essa limitação como potencial habitat para fauna nos estágios iniciais da restauração é atribuída à baixa complexidade estrutural e florística apresentada por estes habitats, características que conhecidamente influenciam na disponibilidade de recursos para alimentação, abrigo e reprodução de forma diferenciada entre as espécies (SJÖBERG e DANELL, 2001; DEWALT *et al.*, 2003; WILLIG *et al.*, 2003; BOWEN *et al.*, 2007).

Morcegos filostomídeos como modelos de estudo

Morcegos (Chiroptera) pertencentes à família Phyllostomidae são interessantes modelos para se estudar áreas em processo de restauração ecológica ainda em estágio iniciais de sucessão. Dotados de ampla mobilidade conferida pela capacidade do voo, característica comum à toda as espécies da ordem e importante para sua movimentação em paisagens altamente fragmentadas, este é, porém, o grupo mais diversificado (MEYER & KALKO, 2008; CASTRO-LUNA *et al.*, 2008). No Brasil, os morcegos que pertencem à família Phyllostomidae estão representados por 92 espécies e 40 gêneros (PERACCHI *et al.*, 2006). Além da diversidade taxonômica, essa família apresenta a maior diversidade ecológica dentre os mamíferos, contando com ampla variedade de hábitos alimentares e de abrigos, de estratégias reprodutivas e de comportamento social (KALKO, 1998; FREEMAN, 2000; SIMMONS & CONWAY, 2003; JONES *et al.*, 2009). Por preencherem uma grande variedade de nichos ecológicos distintos, estes animais estabelecem de uma gama de interações críticas para a manutenção da integridade dos ecossistemas onde ocorrem (JORDANO *et al.*, 2006; JONES *et al.*, 2009). As espécies frugívoras pertencentes a esta família estão entre os mais abundantes dispersores de sementes da região Neotropical, e por incluírem em sua dieta diversas espécies de arbustos e árvores pioneiras, desempenham importante papel em diferentes estágios da sucessão em florestas nesta região (MEDELLIN & GAONA, 1999; GALINDO-GONZÁLEZ *et al.*, 2000; MUSCARELLA & FLEMING, 2007).

Diversos estudos têm utilizado os filostomídeos como modelos para averiguar o impacto da fragmentação de habitat induzida por ações humanas, incluindo atividades agrícolas e de silvicultura (e.g. FENTON *et al.*, 1992; ESTRADA *et al.*, 1993; COSSON *et al.*, 1999; SCHULZE *et al.*, 2000; ESTRADA & COATES-ESTRADA, 2001; 2002; FARIA, 2006; CASTRO-LUNA *et al.*, 2007; MEYER & KALKO, 2008), sendo que alguns sub-grupos taxonômicos são apontados como indicadores de distúrbios em florestas Neotropicais (FENTON *et al.*, 1992; MEDELLIN *et al.*, 2000; CASTRO-LUNA *et al.*, 2007). Mais recentemente, estudo realizado por Avilla-Cabadilla e colaboradores (2009) demonstrou respostas de assembléias de filostomídeos a diferentes estágios sucessionais em florestas tropicais secas, evidenciando que o conjunto de espécies de determinado estágio sucessional corresponde às espécies do estágio anterior mais algumas novas. O mesmo padrão aninhado na distribuição de espécies entre habitats de floresta contínua e fragmentos florestais em uma matriz savânica foi encontrado por Loayza & Loiselle (2009) na Bolívia. Este padrão foi atribuído por estes autores ao uso diferencial destes habitats ao longo das estações, onde pequenos fragmentos florestais podem não apresentar condições suficientes para sustentar grandes populações locais, entretanto podem ser utilizados por sub-grupos de espécies em épocas de escassez de recurso.

As características descritas fazem deste grupo um potencial indicador da restauração de processos ecológicos em áreas em recuperação, especialmente nos estágios iniciais de sucessão. Além disso, padrões de riqueza e composição de espécies relacionados a diferentes estágios sucessionais foram encontrados para este grupo em outros estudos, e estes podem ser explorados como indicadores de recolonização de áreas degradadas que se encontram em processo de restauração. Entretanto, a observação acerca da simples presença de indivíduos de determinada espécie em um habitat particular não é suficiente indicativo que esta área contribua de forma direta com seu o sucesso reprodutivo e com o estabelecimento de uma população viável desta espécie (LINDELL, 2008; WILLIG *et al.*, 2003). Estudos sobre aspectos comportamentais e ecológicos visando determinar como se dá o uso deste habitat, se para forrageio, abrigo ou somente passagem, são complementares na descrição deste sistema e conseqüentemente em nossa avaliação da recuperação de áreas restauradas como habitat para fauna (LINDELL, 2008).

Objetivos

Dentro do contexto teórico acima exposto, morcegos da família Phyllostomidae foram escolhidos como modelos para se testar algumas hipóteses referentes aos efeitos da recuperação de uma área degradada através de restauração ecológica, bem como avaliar o potencial deste grupo taxonômico como indicador do re-estabelecimento da dinâmica sucessional em uma área de floresta Atlântica em processo de restauração com quatro anos de idade, em Mogi Guaçú, interior de São Paulo.

No **capítulo 1**, através de caracterização temporal da assembléia de morcegos filostomídeos, abordamos a seguinte questão: está havendo recolonização da área pelos morcegos? Nossa hipótese é que o aumento na complexidade estrutural da vegetação e na oferta de recurso alimentar decorrentes do projeto de restauração implantado há quatro anos na área promoveram alterações na estrutura da assembléia deste grupo taxonômico, conduzindo-a a um aumento em sua diversidade taxonômica e funcional (DEWALT *et al.*, 2003; BOWEN *et al.*, 2007; AVILLA-CABADILLA *et al.*, 2009). Ao final do estudo apresentamos uma breve contextualização dos padrões obtidos em nossa área de estudo em comparação com outras áreas de referência na floresta Atlântica brasileira.

No **capítulo 2**, apresentamos os padrões de uso do espaço para forrageio e abrigo das duas espécies frugívoras dominantes na área estudada. Nosso foco é a floresta restaurada e esperamos elucidar como esta é utilizada no contexto da paisagem circundante, se serve apenas como habitat de forrageio ou se também é utilizada como abrigo diurno por estas espécies. Além disso, abordamos questões quanto aos padrões de deslocamento encontrados: será que (i) a complexidade estrutural da vegetação e (ii) a disponibilidade de recursos alimentares influenciam nos padrões observados, conforme padrões descritos na literatura (FLEMING & HEITHAUS, 1986; KALKO, 1998)? Nossa hipótese é que a seleção de habitats na paisagem realizada por estas espécies, tanto para forrageio como abrigo, é baseada na maior complexidade estrutural destes habitats. Da mesma forma, esperamos que os padrões de deslocamento para forrageio observados para estas espécies neste estudo respondam a disponibilidade dos principais itens de sua dieta. Ao final do estudo, as implicações dos padrões observados para esta espécie em relação ao seu papel na Recuperação de Áreas degradadas são discutidas.

Referências bibliográficas

- ALVES, L. F. & METZGER, J. P. A regeneração florestal em áreas de floresta secundária na Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. **Biota Neotropica**, vol.6, n.2, pp. 0-0. 2006.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; PINEDA, E.; ESCOBAR, F.; BENÍTEZ-MALVIDO, J. Value of Small Patches in the Conservation of Plant-Species Diversity in Highly Fragmented Rainforest. **Conservation Biology**, v. 23, n. 3, p. 729-739, 2009.
- AVILA-CABADILLA, L. D.; STONER, K. E.; HENRY, M.; AÑORVE, M. Y. A. Composition, structure and diversity of phyllostomid bat assemblages in different successional stages of a tropical dry Forest. **Forest Ecology and Management**, 2009. Disponível em: <www.elsevier.com/locate/foreco>. Acesso em: 22 Jan. 2009.
- BARBOSA, L. M.; BARBOSA, J. M.; BARBOSA, K. C.; POTOMATI, A.; MARTINS, S. E.; ASPERTI, L. M.; MELO, A. C. G.; CARRASCO, P. G.; CASTANHEIRA, S. A.; PILIACKAS, J. M.; CONTIERI, W. A.; MATTIOLI, D. S.; GUEDES, D. C.; SANTOS Jr., N.; SILVA, P. M. S.; PLAZA, A. P. Recuperação florestal com espécies nativas do Estado de São Paulo: Pesquisas apontam mudanças necessárias. **Florestar Estatístico**, v. 6, p. 28-34, 2003.
- BARBOSA, K. C.; PIZO, M. A. Seed Rain and Seed Limitation in a Planted Gallery Forest in Brazil. **Restoration Ecology**, v. 14, p. 504-515, 2006.
- BIERREGAARD, R. O. Jr. ; LOVEJOY, T. E. Effects of forest fragmentation on Amazonian understory bird communities. **Acta Amazônica**, v. 19, p. 215-241. 1989.
- BOWEN, M. E.; MCALPINE, C. A.; HOUSE, A. P. N. ; SMITH, G. C. Regrowth forests on abandoned agricultural land: A review of their habitat values for recovering forest fauna. **Biological Conservation**, v. 140, p. 273-296. 2007.
- CASTRO-LUNA, A. A.; SOSA, V. J.; CASTILLO-CAMPOS, G. Quantifying phyllostomid bats at different taxonomic levels as ecological indicators in a disturbed tropical forest. **Acta Chiropterologica**, v. 9, n. 1, p. 219-228, 2007.
- CHARLES-DOMINIQUE, P. Inter-relations between frugivorous vertebrates and pioneer plants: *Cecropia*, birds and bats in French Guyana, In: ESTRADA, A.; FLEMING, T. H. (Ed) **Frugivores and seed dispersal**. Dordrecht: Dr. W. Junk Publ., 1986. p. 119-135.
- CHAZDON, R. L. Beyond Deforestation: Restoring Forests and Ecosystem Services on Degraded Lands. **Science**, v. 320, p. 1458-1460, 2008.
- COLEY, P. D.; BARONE, J. A. Herbivory and plant defenses in tropical forests. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 27, p. 305-335, 1996.
- DA SILVA, J. M. C.; TABARELLI, M. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. **Nature**, v. 404, p. 72-74, 2000.

- DE MARCO, P.; COELHO, F. Services performed by the ecosystem: forest remnants influence agricultural cultures' pollination and production. **Biodiversity and Conservation**, v. 13, p. 1245-1255, 2004.
- DEAN, W. **Ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira**. São Paulo: Companhia das Letras, 1997.
- DEWALT, S. J.; MALIAKALA, S. K.; DENSLOW, J. S. Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: implications for wildlife. **Forest Ecology and Management**, v. 182, p. 139-151, 2003.
- DIRZO, R.; MIRANDA, A. Altered patterns of herbivory and diversity in the forest understory: a case study of the possible consequences of contemporary defaunation. In: PRICE, P. W., LEWINSOHN, P. W.; FERNANDES, G. W.; BENSON, W. W. (Ed.) **Plant-animal interactions: evolutionary ecology in tropical and temperate regions**. New York: Wiley, 1991. p. 273-287.
- DUNCAN, R. S.; CHAPMAN, C. A. Seed dispersal and potential forest succession in abandoned agriculture in tropical Africa. **Ecological Applications**, v. 9, p. 998-1008, 1999.
- ENGEL, V. L.; PARROTA, J. A. Definindo a restauração ecológica: Tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P. Y. O.; MORAIS, R. E.; ENGEL, L. D.; GANDARA, V. L. (Ed.) **Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais**. Botucatu: Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas Florestais, 2003. p. 1-26.
- ESTRADA, A.; COATES-ESTRADA, R. Bat species richness in live fences and in corridors of residual rain forest vegetation at Los Tuxtlas, Mexico. **Ecography**, v. 24, p. 94-102, 2001.
- ESTRADA, A.; COATES-ESTRADA, R. Bats in continuous forest, forest fragments and in a agricultural mosaic habitat-island at Los Tuxtlas, Mexico. **Biological Conservation**, v. 103, p. 237-245, 2002.
- ESTRADA, A.; COATES-ESTRADA, R.; MERITT Jr., D. Bats species richness and abundance in tropical rain forest fragments and in agricultural habitats at Los Tuxtlas, Mexico. **Ecography**, v. 16, p. 309-318, 1993.
- FARIA, D. M. Phyllostomid bats of a fragmented landscape in northe-eastern Atlantic forest, Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 21, n. 4, p. 1-12, 2006.
- FENTON, M.B.; ACHARYA, L.; AUDET, D.; HICKEY, M. B. C.; MERRIMAN, C.; OBRIST, M. K.; SYME, D. M.; ADKINS, B. Phyllostomid bats (Chiroptera: Phyllostomidae) as indicators of habitat disruption in the neotropics. **Biotropica**, v. 24, p. 440-446, 1992.
- FISCHER, J.; LINDENMAYER, D. B. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. **Global Ecology and Biogeography**, v. 16, p. 265-280, 2007.

- FLEMING, T. H. **The short-tailed fruit bat: a study in plant animal interactions.** Chicago: The University of Chicago Press, v.1, 1988. 365 p.
- FRANKLIN, J. F.; LINDENMAYER, D. B. Importance of matrix habitats in maintaining biological diversity. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 106, p. 349-350. 2009.
- FREEMAN, P. W. Macroevolution in Microchiroptera: Recoupling morphology and ecology with phylogeny. **Evolutionary and Ecological Research**, v.2, p.317-35, 2000.
- GALINDO-GONZÁLEZ, J. Dispersión de semillas por murciélagos: su importancia en la conservación y regeneración del bosque tropical. **Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)**, v. 73, p. 57-74. 1988.
- GALINDO-GONZÁLEZ, J.; GUEVARA., S.; SOSA, V. J. Bat- and Bird- generated seed rains at isolated trees in pastures in a Tropical Rainforest. **Conservation Biology**, v. 14, p. 1693-1703. 2000.
- GALETTI, M.; GIACOMINI, H. C.; BUENO, R. S.; BERNARDO, C. S. S.; MARQUES, R. M.; BOVENDORP, R. S.; STEFFLER, C. E.; RUBIM, P.; GOBBO, S. K.; DONATTI, C. I.; BEGOTTI, R. A.; MEIRELLES, F.; NOBRE, R. D. A.; CHIARELLO, A. G.; PERES, C. A. Priority areas for the conservation of Atlantic forest large mammals. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1229-1241, 2009.
- GASCON, C.; LOVEJOY, T. E. ; BIERREGAARD Jr., R. O.; MALCOLM, J. R. ; Stouffer, P. C. ; VASCONCELOS, H. L. ; LAURANCE, W. F. ; ZIMMERMAN, B. ; TOCHER, M.; BORGES, S. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. **Biological Conservation**, p. 91, p. 223-229, 1999.
- GORCHOV, D. L.; CORNEJO, F.; ASCORRA, C.; JARAMILLO; M. The role of seed dispersal in the natural regeneration of rain forest after strip-cutting in the Peruvian Amazon. **Plant Ecology**, v. 107-108, p. 339-349, 1993.
- GORRESEN, P. M.; WILLIG, M. R. Landscape-scale responses of bats to habitat fragmentation in Atlantic Rain- forest of Paraguay. **Journal Mammalogy**, v. 85, p. 688-697, 2004.
- HOWE, H. F.; SMALLWOOD, J. Ecology of seed dispersal. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 13, p. 201-228, 1982.
- HOWE, H. F. Seed dispersal by fruit-eating birds and mammals. In: Murray, D. R. (Ed.) **Seed dispersal.** Sydney: Academic Press, 1986. p. 123-189.
- JONES, G.; JACOBS, D. S.; KUNZ, T. H.; WILLIG, M. R; RACEY, P. A. Carpe noctem: the importance of bats as bioindicators. **Endangered Species Research**, v. 8, p. 93-115, 2009.
- JORDANO, P.; GALETTI, M.; PIZO, M. A.; SILVA, W. R. Ligando frugivoria e dispersão de sementes à biologia da conservação. In: ROCHA, C. F. D.; BERGALO, H. G.;

- SLUYS, M. V.; ALVES, M. A. S. (Ed.) **Biologia da conservação: essências**. São Carlos: RiMa, 2006. p. 411-436.
- JORDANO, P.; GODOY, J. A. Frugivore-generated seed shadows: a landscape view of demographic and genetic effects. In: LEVEY, D. J.; SILVA, W.; GALETTI, M. (Ed.) **Frugivores and seed dispersal: ecological, evolutionary, and conservation**. Wallingford: CAB International, 2002. p. 305-321.
- KAGEYAMA, P.; GANDARA, F. B. Restauração e conservação de ecossistemas tropicais. In: CULLEN Jr., L. C.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. (Ed.) **Métodos de estudo em Biologia da Conservação & Manejo da Vida Silvestre**. Curitiba: Editora UFPR, 2004. p. 383-394.
- KALKO E. K. V. Organisation and diversity of tropical bat communities through space and time. **Zoology**, v. 101, p. 281-297, 1998.
- LINDELL, C. A. The value of animal behavior inevaluations of restoration success. **Restoration Ecology**, v. 16, n. 2, p. 97-203, 2008
- LINDENMAYER, D. B.; CUNNINGHAM, R. B.; MACGREGOR, C.; CRANE, M.; MICHAEL, D.; FISCHER, J.; MONTAGUE-DRAKE, R.; FELTON, A.; MANNING, A. Temporal changes in vertebrates during landscape transformation: a large-scale "natural experiment". **Ecological Monographs**, v. 78, p. 567-590, 2008.
- LOISELLE, B. A.; DIRZO, R. Plant-animal interactions and community structure. In: CHAZDON, R. L.; WHITMORE, T. C. (Ed.) **Foundations of tropical forest biology**. Chicago: The University of Chicago Press, 2002. p. 269-278.
- MARTINEZ-RAMOS, M.; SOTO-CASTRO; A. Seed rain and advanced regeneration in a tropical rain forest. **Plant Ecology**, v. 107-108, p. 299-318, 1993.
- MARTINEZ-GARZA, C.; GONZALEZ-MONTAGUT, R. Seed rain of fleshy-fruited species in tropical pastures in Los Tuxtlas, Mexico. **Journal of Tropical Ecology**, v. 18, p. 457-462, 2002.
- MARTINS, S. V.; KUNZ, S. H. Use and evaluation and monitoring indicators in a riparian forest restoration project in Viçosa, Southeastern Brazil. In: RODRIGUES, R. R.; MARTINS; S. V.; GANDOLFI, S. (Ed.) **High diversity forest restoration in degraded areas: Methods and Projects in Brazil**. New York: Nova Science Publisher's Inc, 2007. p. 261-273.
- MACARTHUR, R. H. ; WILSON, E. O. **The Theory of Island Biogeography**. Princeton University Press. 1967.
- MEDELLÍN, R. A. & GAONA, O. Seed dispersal by bats an birds in forest and disturbed habitats of Chiapas, Mexico. **Biotropica**, v.31, n.3, p.478-85, 1999.
- MEDELLIN, R. A.; EQUIHUA, M.; AMIN, M. A. Bat diversity and abundance as indicators of disturbance in Neotropical rainforests. **Conservation Biology**, v. 14, p. 1666-1675, 2000.

- METZGER, J. P. Conservation issues in the Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1138-1140, 2009.
- METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; DIXO, M.; BERNACCI, L. C.; RIBEIRO, M. C.; TEIXEIRA, A. M. G.; PARDINI, R. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1166-1177, 2009.
- MEYER, C. F. J.; KALKO, E. K. V. Assemblage-level responses of phyllostomid bats to tropical forest fragmentation: land-bridge islands as a model system. **Journal of Biogeography**, v. 35, n. 9, p. 1711-1726, 2008.
- MUNRO, N. T.; LINDENMAYER, D. B.; FISCHER, J. Faunal response to revegetation in agricultural areas of Australia: A Review. **Ecological Management and Restoration**, v. 8, p. 199-207, 2007.
- MUNRO, N. T.; FISCHER, J.; WOOD, J.; LINDENMAYER, D. B. Revegetation in agricultural areas: the development of structural complexity and floristic diversity. **Ecological Applications**, v. 19, n. 5, p. 1197-1210, 2009.
- MUSCARELLA, R.; FLEMING, T. H. The Role of Frugivorous Bats in Tropical Forest Succession. **Biological Reviews**, v. 82, p. 573-590, 2007.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; DA FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, v. 403, p. 853-858, 2000.
- NAVE, A. G. **Banco de sementes autóctone e alóctone, resgate de plantas e plantio de vegetação nativa na fazenda Intermontes, município de Ribeirão Grande, SP.** 2005. 218 p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luis de Queiroz" - ESALQ-USP, Piracicaba, 2005.
- NICHOLS, O. G.; GRANT, C. D. Vertebrate Fauna Recolonization of Restored Bauxite Mines—Key Findings from Almost 30 Years of Monitoring and Research. **Restoration Ecology**, v. 15, n. 4 (Supplement), pp. S116–S126, 2007.
- PERACCHI, A. L.; LIMA, I. P.; REIS, N. R.; NOGUEIRA, M. R.; ORTENCIO, H. Ordem Chiroptera, In: REIS, N. R.; PERACCHI, A. L.; PEDRO, W. A.; LIMA, I. P. (Ed.) **Mamíferos do Brasil**. Londrina: Editora da Universidade Estadual de Londrina, 2006. p. 153-230.
- PERES, C. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. **Conservation Biology**, v. 14, p. 240–253, 2000.
- PERES, C. A.; VAN ROOSMALEN, M. Primate frugivory in two species-rich Neotropical forests: implications for the demography of large-seeded plants in overhunted areas. In: LEVEY, D. J.; SILVA, W. R.; GALETTI, M. (Ed.) **Seed Dispersal and Frugivory: Ecology, Evolution and Conservation**. Wallingford: CABI, 2002. p. 407-421.

- RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J. ; HIROTAC, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1141-1153. 2009.
- RICKLEFS, R. E., A comprehensive framework for global patterns in biodiversity. **Ecology Letters**, v. 7, p. 1-15. 2004.
- RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: Rodrigues R. R.; Leitão-Filho, H. F. (Ed.) **Matas Ciliares: Conservação e Recuperação**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo/FAPESP, 2000. p. 235-247.
- RODRIGUES, R.R.; LIMA, R. A. F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1242-1251, 2009.
- RUIZ-JAEN, M. C.; AIDE, T. M. Restoration Success: How Is It Being Measured? **Restoration Ecology**, v. 13, p. 569-577, 2005.
- SILVA, W. R. A importância das interações planta-animal nos processos de restauração. In P. Y. O. Kageyama, R. E.; Moraes, L. F. D.; Engel, V. L. & Gandara, F. B. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**, pp. 77-90. Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais, Botucatu-SP. 2003.
- SIMMONS, N. B. & CONWAY, T. M. Evolution of ecological diversity in bats. In: *Bat Ecology*, KUNZ, T. H. & FENTON, M. B. (Eds.). Chicago: Chicago University Press, 2003, v.1, cap. 22, p.493-535.
- SJÖBERG, K. & DANELL, K. Introduction of lodgepole pine in Sweden – ecological relevance for vertebrates. **Forest Ecology and Management**, v. 141, p.143-153. 2001.
- SOUZA, F. M. D., and J. L. F. BATISTA. Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. **Forest Ecology and Management**, v. 191, p. 185-200. 2004.
- TABARELLI, M., A. V. LOPES, and C. A. PERES. Edge-effects Drive Tropical Forest Fragments Towards an Early-Successional System. **Biotropica**, v. 40, p. 657-661. 2008.
- THOMPSON, J. N. The Evolution of Species Interactions. **Science**, v. 284; p. 2116-2118. 1999.
- TURNER, I.M. & CORLETT, R.T. The conservation value of small isolated fragments of lowland tropical rain forest. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 11, p. 330-333. 1996.

- TURNER M.G., GARDNER R.H. & O'NEILL R.V. Organisms and landscape pattern. In: **Landscape Ecology in Theory and Practice**. Springer-Verlag, New York, USA, 2001. p. 201–247.
- UMETSU, F.; METZGER, J. P.; PARDINI, R. The importance of estimating matrix quality for modeling species distribution in complex tropical landscape: a test with Atlantic forest small mammals. **Ecography**, v. 31, p. 359–370, 2008.
- WANG, B. C., and T. B. SMITH. Closing the seed dispersal loop. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 17, p. 379-385. 2002.
- WHITMORE, T. C. Canopy Gaps and the Two Major Groups of Forest Trees. **Ecology**, v. 70, n. 3, p. 536-538. 1989.
- WILLIG, M.R., D.M. KAUFMAN, and R.D. STEVENS. Latitudinal gradients of biodiversity: pattern, process, scale, and synthesis. **Annual Review of Ecology, Evolution & Systematics**, v. 34, p. 273-309. 2003.
- ZEPPELINI, D.; BELLINI, B. C.; CREÃO-DUARTE, A. J.; HERNANDEZ, M. I. M. Collembola as bioindicators of restoration in mined sand dunes of Northeastern Brazil. **Biodiversity & Conservation**, v.18, p. 1161–1170. 2009.

**CAPÍTULO 1. RECOLONIZAÇÃO POR MORCEGOS PHYLLOSTOMIDAE
(MAMMALIA: CHIROPTERA) DE UMA FLORESTA EM PROCESSO DE
RESTAURAÇÃO NA MATA ATLANTICA DO SUDESTE DO BRASIL**

1. Introdução

A redução e fragmentação da Floresta Atlântica brasileira, decorrente de um histórico de pressões antrópicas, resultaram em paisagens caracterizadas por mosaicos de áreas antrópicas e de remanescentes de vegetação nativa (METZGER, 2009). Enquanto a conservação de grandes remanescentes florestais em um sistema de unidades de conservação continua prioritária (GALETTI *et al.*, 2009), paisagens antropogênicas ainda podem manter um significativo componente da biodiversidade, desde que manejadas com este objetivo (BOWEN *et al.*, 2007; PARDINI *et al.*, 2009). Sabe-se que a quantidade de vegetação nativa nestas paisagens é um dos fatores determinantes para manutenção desta biodiversidade, não só nos fragmentos florestais como nos habitats adjacentes a estes (TURNER & CORLETT, 1996; LINDENMAYER *et al.*, 2008; PARDINI *et al.*, 2009).

Neste sentido, a restauração ecológica de florestas nessas paisagens é essencial para se restabelecer novos habitats de vegetação nativa, que possibilitem a colonização por outras formas de vida e resultem em comunidades sustentáveis (ENGEL & PARROTA, 2003; RODRIGUES *et al.*, 2009). Diversos projetos desta natureza já foram desenvolvidos na Floresta Atlântica (BARBOSA *et al.*, 2003; RODRIGUES *et al.*, 2009), entretanto, o monitoramento do sucesso destes projetos em atingir estes objetivos ainda é uma prática recente, comumente relacionada a estudos sobre estrutura e composição da vegetação, e estudos que contemplem componentes da fauna ainda são escassos (RUIZ-JAEN & AIDE, 2005; RODRIGUES *et al.*, 2009). Eventualmente, são utilizados apenas indicadores indiretos que tratam de inferir valores ecológicos de áreas em recuperação para distintos grupos da fauna a partir da similaridade da estrutura e florística da vegetação com florestas maduras (BROWN & LUGO, 1990; BOWEN *et al.*, 2007).

Uma abordagem mais direta envolve analisar a recolonização pela fauna de áreas em recuperação. Por recolonização, entendemos o incremento ao longo do tempo de novas espécies, indivíduos e grupos funcionais, de forma que assembléias de grupos da fauna nestas áreas possam desenvolver diversidade semelhante à dos remanescentes de vegetação mais madura na paisagem (BOWEN *et al.*, 2007). Esta análise pode ser realizada com medidas de diversidade que agregam todas estas informações em um único índice, porém a avaliação de cada um destes parâmetros (riqueza, composição e abundância de espécies) dissociados possibilita um melhor entendimento de possíveis alterações na assembléia em contraste (FEINSINGER, 2003; MAGURRAN, 2004; BARLOW *et al.*, 2007). Adicionalmente, a

avaliação da diversidade funcional, extensão das diferenças funcionais entre espécies em uma comunidade, vem sendo constantemente utilizada para se entender e inferir processos ecológicos que podem ocorrer em habitats naturais (FONSECA & GANADE, 2001; PETCHEY & GASTON, 2002), fornecendo uma visão complementar do sucesso de projetos que visam a restauração ecológica de florestas nativas.

Estudos recentes em florestas na Austrália vêm demonstrando o potencial a longo prazo de áreas recuperadas através da restauração ecológica em servirem como habitat à fauna silvestre, enfatizando, porém, que nas primeiras décadas após o plantio é improvável que realizem o mesmo papel que remanescentes da vegetação nativa (MUNRO *et al.*, 2007; MUNRO *et al.*, 2009). Essa limitação como potencial habitat para fauna nos estágios iniciais da restauração é atribuída à baixa complexidade estrutural e florística apresentada por estes habitats, características que conhecidamente influenciam na disponibilidade de recursos para alimentação, abrigo e reprodução de forma diferenciada entre as espécies (SJÖBERG e DANELL, 2001; DEWALT *et al.*, 2003).

Morcegos (Mammalia: Chiroptera) podem ser interessantes modelos para se estudar áreas em processo de restauração ainda em estágio iniciais de sucessão, principalmente pela ampla mobilidade conferida pela capacidade do vôo, característica que garante sua persistência em paisagens altamente fragmentadas e possibilita que constituam um dos primeiros grupos de vertebrados a colonizarem novos habitats (MEYER & KALKO, 2008). Morcegos pertencentes à família Phyllostomidae constituem um táxon especialmente interessante por se tratar de um grupo bastante diversificado (MEYER & KALKO, 2008; CASTRO-LUNA *et al.*, 2007). No Brasil, esta família está representada por 92 espécies e 40 gêneros (PERACCHI *et al.*, 2006). Além da diversidade taxonômica, essa família apresenta a maior diversidade ecológica dentre os mamíferos (KALKO, 1997; FREEMAN, 2000; SIMMONS & CONWAY, 2003), o que possibilita o estabelecimento de uma gama de interações críticas para a manutenção dos ecossistemas onde ocorrem (JORDANO *et al.*, 2006), algumas destas de especial importância na recuperação de áreas degradadas. As espécies frugívoras pertencentes a esta família estão entre os mais abundantes dispersores de sementes da região Neotropical, e por incluírem em sua dieta diversas espécies de arbustos e árvores pioneiras, desempenham importante papel em diferentes estágios da sucessão de florestas nesta região (MEDELLIN & GAONA, 1999; GALINDO-GONZÁLEZ *et al.*, 2000; MUSCARELLA & FLEMING, 2007).

Diversos estudos têm utilizado os filostomídeos como modelos para averiguar o impacto da fragmentação de habitat induzida por ações humanas, incluindo atividades

agrícolas e de silvicultura (e.g. FENTON *et al.*, 1992; ESTRADA *et al.*, 1993; COSSON *et al.*, 1999; SCHULZE *et al.*, 2000; ESTRADA & COATES-ESTRADA, 2001; 2002; FARIA, 2006; CASTRO-LUNA *et al.*, 2007; MEYER & KALKO, 2008), sendo que alguns sub-grupos taxonômicos são apontados como indicadores de distúrbios em florestas Neotropicais (FENTON *et al.*, 1992; MEDELLIN *et al.*, 2000; CASTRO-LUNA *et al.*, 2007). As características descritas fazem deste grupo um potencial indicador da restauração de processos ecológicos em áreas em recuperação, especialmente nos estágios iniciais de sucessão e, apesar deste grande interesse em seu uso como indicadores de integridade ecológica de florestas, existe uma carência por estudos focados em áreas em recuperação, principalmente dispondo de amostragens sistemáticas em escala temporal que permitam um monitoramento contínuo da recolonização destas áreas.

Neste trabalho apresentamos os resultados da avaliação da recolonização por morcegos filostomídeos de uma área de floresta Atlântica em processo de restauração no estado de São Paulo, com quatro anos de plantio. Nosso objetivo foi caracterizar a assembléia de morcegos da família Phyllostomidae que ocorre na área atualmente, contrapondo-a a um levantamento realizado na mesma área logo após a implantação do projeto de restauração. Através da quantificação dos parâmetros ecológicos descritivos riqueza, abundância, diversidade e composição de espécies e de grupos funcionais, buscamos responder à seguinte pergunta: está havendo recolonização da área pelos morcegos, ou, especificamente, como se comportam temporalmente os parâmetros ecológicos analisados? Nossa hipótese é que o aumento na complexidade estrutural da vegetação e na oferta de recurso alimentar, mudanças observadas para esta área ao longo destes quatro anos (MANDETTA, 2007; TREVELIN, *dados não publicados*), promoveram alterações na estrutura da assembléia deste grupo taxonômico, conduzindo-a a um aumento em sua diversidade taxonômica e funcional (DEWALT *et al.*, 2003; AVILLA-CABADILLA *et al.*, 2009). Ao final do estudo apresentamos breve contextualização dos padrões obtidos em nossa área de estudo em comparação com outras áreas de referência na floresta Atlântica brasileira.

2. Materiais e métodos

2.1. Área de estudo - Corresponde a uma área em processo de restauração ecológica na RPPN Parque Florestal São Marcelo, localizada na cidade de Mogi-Guaçu, leste do estado de São Paulo (22° 22` s, 46° 58` w). A cobertura original predominante na paisagem era de

Floresta Semidecidual, inserida em uma paisagem que apresenta contato com áreas de Cerrado (KRONKA *et al.* 2005). A área total do parque é de 927 hectares, dos quais 30% correspondem a remanescentes florestais, 38% a monoculturas experimentais de eucalipto, 5% a uso antrópico e 27% a florestas em processo de restauração. Com um histórico de uso da terra intenso cujas atividades inicialmente passaram por plantações de café e por pastos até recentemente serem utilizadas para plantios de eucalipto, as áreas degradadas em processo de restauração correspondem a três projetos implementados na unidade (MANDETTA, 2007). A área escolhida para este estudo corresponde ao maior projeto, com 240 ha implementados em junho 2002. Este plantio seguiu as diretrizes propostas pela Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo (Resolução SMA 08/2008), com alta diversidade florística, onde foram contempladas 101 espécies de plantas nativas da região (ANEXO A), homoganeamente distribuídas entre grupos sucessionais (pioneiras e secundárias tardias) (MANDETTA, 2007).

Atualmente, a área se apresenta mais desenvolvida, com maior complexidade estrutural, um dossel descontínuo variando de 4 a 6 metros de altura e diversas espécies zoocóricas em estágio reprodutivo, conferindo uma disponibilidade de frutos ao longo de praticamente todo o ano (MANDETTA, 2007; TREVELIN, *dados não publicados*- ANEXO A). Da lista de espécies utilizadas no plantio, 10 são conhecidamente consumidas por morcegos frugívoros (GEISELMAN *et al.*, 2002), porém, atualmente, a área apresenta mais espécies do que as 101 plantadas inicialmente, inclusive contando com espécies pioneiras alóctones amplamente consumidas por morcegos frugívoros, como as arbustivas *Piper aduncum* e *Pothomorphe umbellata*.

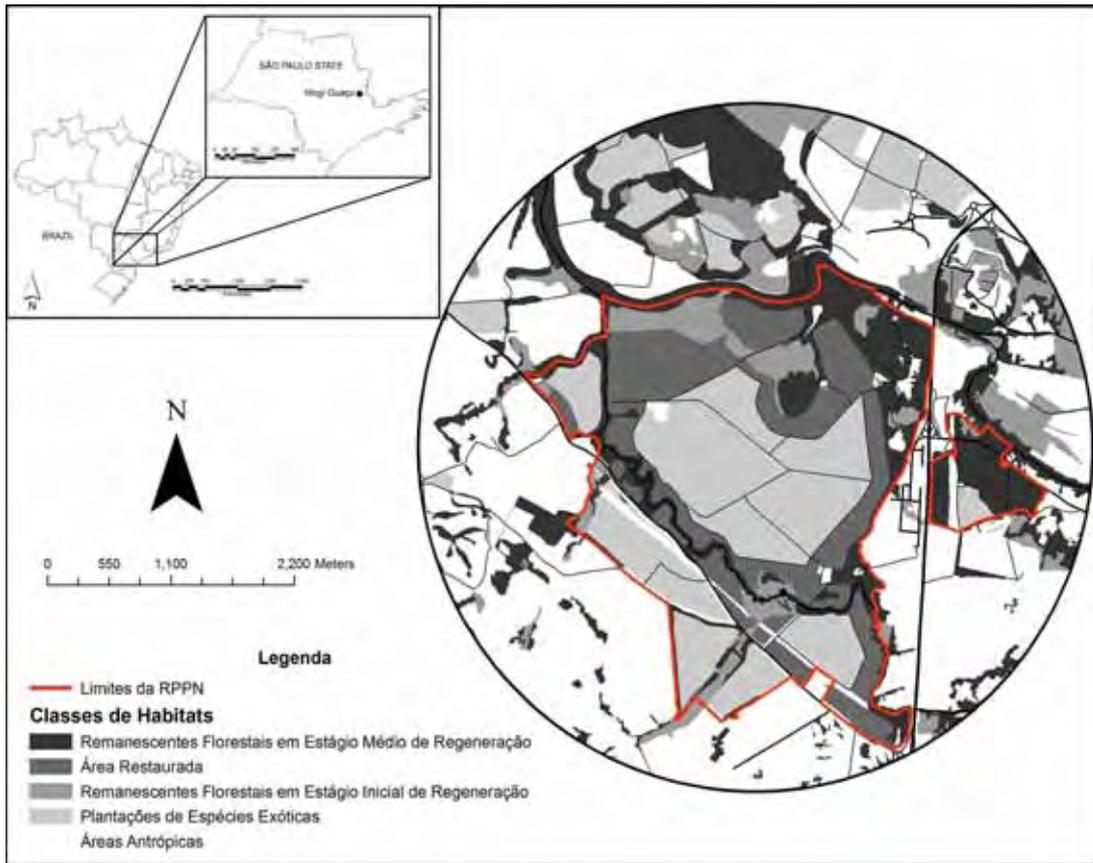


Figura 01 – Área de estudo, destacando os limites da RPPN Parque São Marcelo.

2.2. Delineamento experimental – Dois levantamentos de morcegos foram realizados na RPPN Parque São Marcelo, temporalmente distantes em aproximadamente três anos. O levantamento realizado em 2003 amostrou todos ambientes que compõem a RPPN, inclusive a área onde foi implantado o projeto de recuperação focado neste estudo. Nesta época o projeto havia sido recém implantado, e a área correspondia a um ambiente aberto coberto por mudas. No intervalo de quatro anos após a implantação, a área em recuperação ganhou complexidade estrutural com o desenvolvimento dos indivíduos plantados, inclusive passando a dispor de uma oferta de recursos alimentares para frugívoros ao longo de praticamente todo o ano (MANDETTA, 2007; TREVELIN *et al*, *dados não publicados*- ANEXO A). Tendo em vista esta dinâmica, entre 2005 e 2006 foi realizado novo levantamento, desta vez focando apenas a área onde o projeto de restauração foi implantado, buscando justamente avaliar possíveis respostas do grupo taxonômico estudado. A hipótese central a ser trabalhada é que incrementos na complexidade estrutural da vegetação e na oferta de recurso alimentar produziram alterações na estrutura da assembléia deste grupo taxonômico que podem ser interpretadas como recolonização da área, de acordo com a definição adotada neste estudo (Vide introdução).

2.3. Protocolo de captura - Em ambos os períodos anuais amostrados (ao longo do ano de 2003 e posteriormente entre setembro de 2005 e agosto de 2006) realizamos coletas mensais de quatro noites consecutivas através do uso de redes de neblina, de acordo com os métodos descritos por Kunz & Kurta (1988). Cada noite de captura teve uma duração média de seis horas, as redes eram abertas logo após anoitecer, por volta das 18:00 horas (ignorou-se o horário de verão) e fechadas por volta das 24:00 horas. Foram utilizadas de 5 a 8 redes de neblina de tamanhos variados (9 e 12 metros de comprimento, todas com 2,6 metros de altura) por noite. As redes foram distribuídas sistematicamente entre as parcelas revegetadas buscando minimizar qualquer viés relacionado a características específicas de cada micro-ambiente (como espécie vegetal frutificando p.ex.), não havendo repetição dos pontos onde as redes foram colocadas. As coletas foram restritas a épocas do ciclo lunar que não correspondessem às fases de lua cheia, e eram interrompidas em noites de chuva muito intensa. Cada morcego capturado foi acondicionado em sacola de algodão e, posteriormente, pesado e medido em relação ao comprimento do antebraço. Sexo, idade e estágio reprodutivo foram determinados conforme Racey (1988) e Anthony (1988). Após estas medidas, alguns indivíduos eram fotografados, todos foram marcados com anilhas especiais de alumínio, com numeração única, e soltos no mesmo local de captura. A identificação foi baseada em Vizotto & Taddei (1973) e Gardner (2008).

2.4. Análise de dados – A quantificação do esforço amostral despendido em cada um dos levantamentos (2003 e 2005/06) seguiu padronização proposta por Straube & Bianconi, onde a área das redes em metros (comprimento x altura x nº de redes) expostas em cada ambiente foi multiplicada pelo tempo, em horas, de exposição. Esta medida ($m^2.h$) foi utilizada para a padronização do esforço despendido em cada unidade amostral entre os levantamentos, permitindo comparações entre os estudos.

Inicialmente a análise da recolonização foi feita utilizando-se medidas de heterogeneidade, que combinam os componentes riqueza e equitabilidade em apenas um índice da diversidade (FEINSINGER, 2001; MAGURRAN, 2004). A rarefação foi utilizada para produzir estimativas corrigidas da diversidade com auxílio do programa ECOSIM 7.72 (GOTELLI & ENTSMINGER, 2005). Os índices escolhidos foram o índice de Shannon (H') e seu respectivo índice de equitabilidade e também o índice de dominância simples (d) de Berger-Parker, que descreve a importância relativa da espécie mais abundante na amostra. Todas estas métricas são amplamente utilizados em estudos sobre diversidade (MAGURRAN, 2004), inclusive em estudos com morcegos (MEDELLIN *et al.*, 2000; ESTRADA & COATES-ESTRADA, 2002). Em um segundo momento, entretanto, realizamos a análise dos

parâmetros riqueza e abundância de espécies, objetivando um maior detalhamento dos padrões observados (FEINSINGER, 2001; MAGURRAN, 2004) Esse detalhamento é importante, pois permite a identificação de mudanças em algum destes componentes dos índices de diversidade sutis o bastante para não refletirem nos índices em si.

O parâmetro abundância foi avaliado de duas maneiras: abundância total, definida pelo número total de indivíduos capturados em cada levantamento, após padronização de esforços, e abundância relativa, definida pela porcentagem de captura por espécie em relação ao total de capturas obtidas em cada levantamento distinto. As abundâncias relativas foram utilizadas para construção de um gráfico de rank/abundância de espécies (Curva de Dominância/Diversidade), que permite a visualização de curvas de distribuição de abundâncias relativas das espécies amostradas em ordem de abundância, enfatizando também diferenças na riqueza e equitabilidade entre os conjuntos de dados amostrados (FEINSINGER, 2001; MAGURRAN, 2004). As curvas de distribuição em ambos levantamentos foram avaliadas quanto a diferença significativa através do teste Kolmogorov-Smirnov para duas amostras (MAGURRAN, 2004).

O parâmetro riqueza de espécies foi avaliado e comparado entre levantamentos com esforços amostrais diferenciados a partir da construção de curvas de rarefação, que podem ser obtidas através do método baseado em amostras ou em indivíduos. Com curvas de rarefação baseadas em amostras avaliamos a densidade de espécies (número de espécies por área), enquanto que com curvas baseadas no indivíduo trabalhamos com a riqueza de espécies (GOTELLI & COWELL, 2001). No caso das curvas que não atingiram uma estabilização (avaliadas pelos intervalos de confiança de 95%), utilizamos também estimativas da riqueza total de espécies esperadas pelo método não-paramétrico de *Chao 2* (COWELL & CODDINGTON, 1994). A significância de diferenças na riqueza (observada e esperada) de espécies entre os levantamentos foi acessada (em $p < 0.05$) através da comparação dos intervalos de confiança a 95%. As curvas de rarefação e os estimadores de riqueza de espécies foram calculados (após 100 randomizações das amostras) com a ajuda do programa EstimateS 7.5 (COWELL, 2005).

Uma forma mais simples de se quantificar a diversidade funcional é a contagem do número de grupos funcionais representados por espécies em uma assembléia (PETCHEY & GASTON, 2002), e para esta análise no presente estudo, trabalhamos com as guildas tróficas propostas por Kalko (1998) como grupos funcionais. Nesta classificação, combinam-se informações sobre a dieta principal (frugívoros, nectarívoros, onívoros, carnívoros, sanguinívoros ou insetívoros), sobre o modo de forrageio (aéreo ou catador) e sobre o

principal tipo de microhabitat utilizado para forrageio (espaço aberto, bordas e clareiras ou na vegetação). Como no presente estudo apenas trabalhamos com espécies de filostomídeos, cujas guildas atribuídas sempre são as mesmas quanto ao modo de forrageio (catadores) e quanto ao microhabitat (na vegetação), simplificamos a classificação apenas à informação sobre a dieta principal.

O esquema geral das comparações dos parâmetros propostos foram feitos entre o levantamento realizado no período de 2005/06 com o levantamento realizado anteriormente em 2003 somente na área onde foi implantado o projeto de restauração. Posteriormente, e quando pertinente, apenas contextualizamos também a riqueza e composição de espécies do levantamento de 2005/06 com todo o levantamento realizado em 2003, que amostrou outros ambientes, partindo do princípio que o projeto de restauração possa ter contribuído não só com a área recuperada, mas com a assembléia de morcegos filostomídeos de toda a RPPN. Todos os parâmetros avaliados estão relacionados somente à assembléia de espécies da família Phyllostomidae. Entretanto, apresentamos dados de espécies de outras famílias amostradas na área de estudo apenas como complementação da caracterização.

3. Resultados

3.1. Caracterização geral da assembléia

No levantamento de 2003 um total de 33.696 m².h de esforço amostral possibilitou a amostragem de 168 indivíduos de três famílias e oito espécies. Entretanto, apenas 10.530 m².h (31,25%) do esforço foi realizado na área onde foi implantado o projeto de restauração, registrando 32 indivíduos de quatro espécies, todas da família Phyllostomidae: *Artibeus lituratus* (50% dos registros), *Sturnira lilium* (31,25%), *Carollia perspicillata* (15,63%) e *Platyrrhinus lineatus* (3,13%) (Tabela 1).

No levantamento de 2005/06 realizamos 36.587 m².h de esforço amostral, onde capturamos um total de 543 morcegos pertencentes a 02 famílias e 11 espécies. Nove espécies amostradas pertencem à família Phyllostomidae e representaram 99,6% dos indivíduos amostrados, e dentre elas, as mais abundantes na área de estudo foram *Artibeus lituratus* (48,62% dos registros), *Carollia perspicillata* (15,29%), *Platyrrhinus lineatus* (15,10%) e *Sturnira lilium* (14,73%) (Tabela 1). Os outros 0,4% dos indivíduos coletados eram relativos a duas espécies da família Vespertilionidae.

Ao todo foram registradas cinco guildas alimentares, sendo quatro para a família Phyllostomidae. Em relação aos filostomídeos, em 2003 apenas a guilda dos frugívoros foi registrada na área em recuperação, sendo representada por quatro espécies. No levantamento de 2005/06, obtivemos o registro de três novas guildas, nectarívoros, onívoros e a dos insetívoros – coletores, além dos frugívoros, agora representados por seis espécies. Em ambos os momentos, esta guilda foi a mais representativa, variando de 100% dos registros em 2003 a aproximadamente 95% dos indivíduos registrados 2005/06.

TABELA 1 - Caracterização da assembléia de morcegos da RPPN Parque São Marcelo, com todas as espécies amostradas, suas respectivas famílias e guildas alimentares correspondentes (KALKO, 1998). São apresentados índices de abundância, total (numero de indivíduos capturados) e relativa (porcentagem das capturas), somente para as espécies da família Phyllostomidae capturadas na área restaurada nos levantamentos realizados em 2003 e em 2005/06.

Família/Espécie	Abundância				Guildas
	Lev. 2003		Lev. 2005/06		
	total	relativa (%)	total	relativa (%)	
Phyllostomidae					
Glossophaginae					
<i>Glossophaga soricina</i> (Pallas, 1776)	≈	≈	24	4,42	nectarívoro
Phyllostominae					
<i>Micronycteris megalotis</i> (Gray, 1842)	≈	≈	1	0,18	insetívoros-coletores
<i>Phyllostomus discolor</i> Wagner, 1843	≈	≈	1	0,18	onívoro
Caroliinae					
<i>Carollia perspicillata</i> (Linnaeus, 1758)	5	15,63	83	15,29	frugívoro
Stenodermatinae					
<i>Artibeus lituratus</i> (Olfers, 1821)	16	50,0	264	48,62	frugívoro
<i>Platyrrhinus lineatus</i> (E. Geoffroy, 1810)	1	3,13	82	15,1	frugívoro
<i>Pygoderma bilabiatum</i> (Wagner, 1843)			3	0,55	frugívoro
<i>Sturnira liliium</i> (E. Geoffroy, 1810)	10	31,25	80	14,73	frugívoro
<i>Vampyressa pusilla</i> (Wagner, 1843)			5	0,92	frugívoro
Molossidae					
<i>Molossus molossus</i> (Pallas, 1766)	-	-	-	-	insetívoros-aéreos
Vespertilionidae					
<i>Histiotus velatus</i> (L. Geoffroy, 1824)	-	-	-	-	insetívoros-aéreos
<i>Myotis nigricans</i> (Schinz, 1821)	-	-	-	-	insetívoros-aéreos
total:	32 ind.	100%	543 ind.	100%	

≈ : Espécies da família Phyllostomidae não capturadas na área restaurada durante o levantamento de 2003.

- : Espécies de outras famílias capturadas que não participaram das análises neste estudo.

3.2. Avaliação da recolonização da área restaurada

O valor de (H') obtido no levantamento de 2003 foi de 1,11 e sua respectiva equitabilidade (E) de 0,80, enquanto no levantamento de 2005/06 o valor de (H') foi de 1,44 e a equitabilidade (E) de 0,65. Com a padronização realizada por rarefação em 32 indivíduos, a análise comparativa indicou que a diferença entre ambas estimativas de H' não foi significativa ($p > 0,05$). Quanto ao índice de dominância, o valor de (d) obtido no

levantamento de 2003 foi de 0,5, enquanto no levantamento de 2005/06 o valor de (d) foi de 0,48, entretanto, novamente a análise comparativa indicou diferença não foi significativa ($p > 0,05$).

As curvas de rarefação construídas para ambos os levantamentos possibilitaram a comparação dos parâmetros riqueza e abundância de espécies padronizando-se o menor esforço despendido entre os elementos comparados. A partir de 15 amostras coletadas existe uma diferença significativa quanto à riqueza de espécies observadas (Figura 1A- note a não sobreposição de I.C.95%), evidenciando uma clara diferença na densidade de espécies entre os dois momentos da área restaurada. Os dados indicam não só um aumento na abundância total de morcegos filostomídeos presentes na área como também um aumento na riqueza observada para cada amostra coletada. De fato, após 15 amostras despendidas, enquanto em 2003 foram capturados em média 32 indivíduos, em 2005/06 obtivemos uma média de 157 capturas com este mesmo esforço. Mais ainda, após essas 15 amostras, enquanto em 2003 tínhamos em média quatro espécies amostradas em 2005/06 já tínhamos em média sete espécies registradas (valores aproximados a partir do obtido pelo EstimateS- Figura 1A).

Quando avaliamos as curvas de rarefação baseadas em indivíduos amostrados, a partir de 32 indivíduos, o mesmo padrão de ordenamento ocorre, com o levantamento de 2005/06 apresentando maior riqueza observada que o levantamento de 2003 (Figuras 1B e 1C). Entretanto, esta diferença não é significativa tendo em vista a sobreposição dos I.C. 95%.

A curva de 2003 se apresenta íngreme e rapidamente atinge uma assíntota denotando suficiência amostral (notar I.C. 95% - Figura 1C), enquanto a de 2005/06, por apresentar menor equitabilidade, demora mais a aproximar-se de uma assíntota, e não o faz com o fim das amostragens (notar I.C. 95% - Figura 1B). A forma da curva de rarefação baseada no indivíduo depende da abundância relativa, sendo que quanto maior a equitabilidade na distribuição das abundâncias, mais íngreme será a curva de rarefação (GOTELLI & COWELL, 2001), conforme podemos averiguar em nossos dados (Figura 1B e 1C).

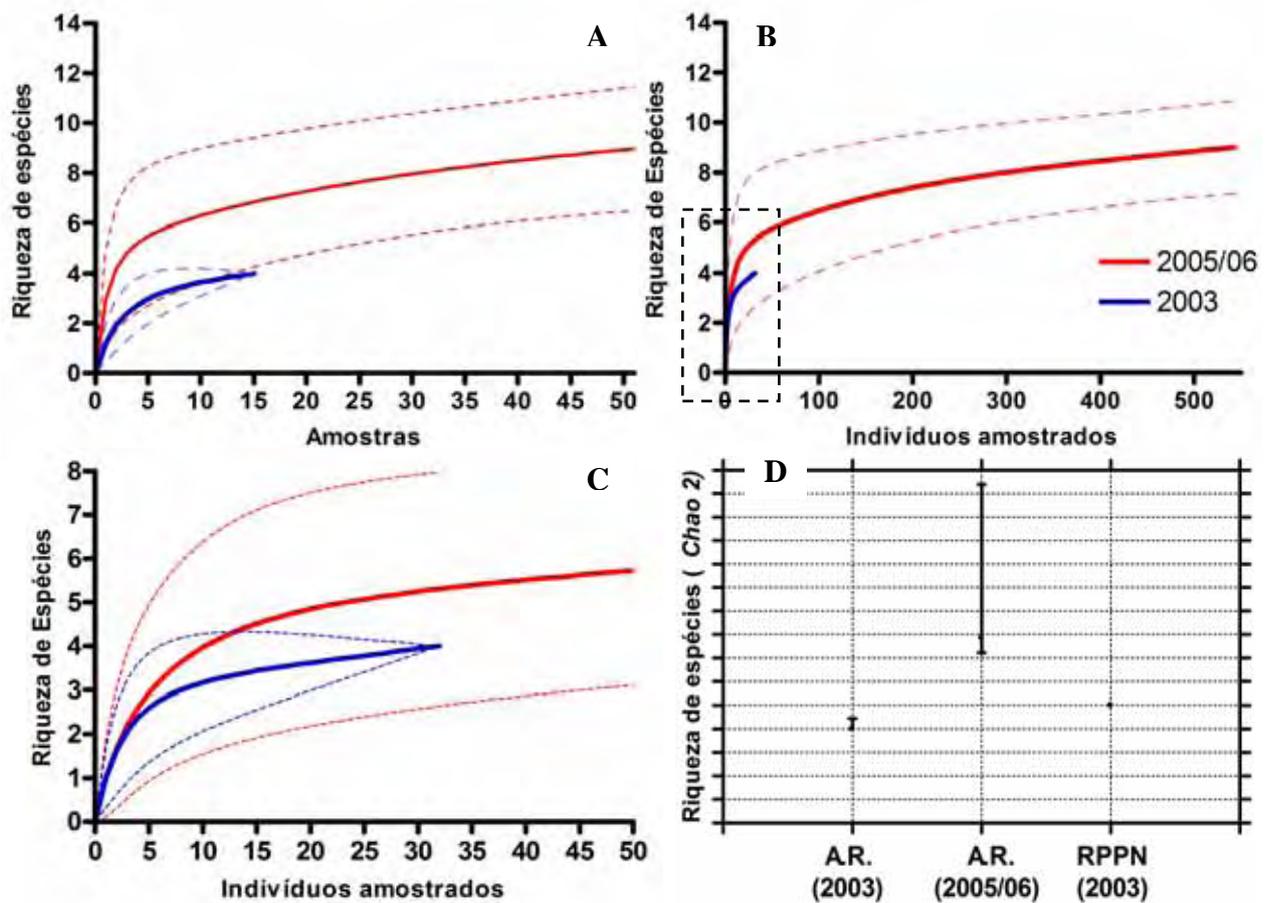


FIGURA 1 - Curvas de rarefação construídas baseadas em amostras (A) e em indivíduos (B) (Sample and Individual Based Rarefaction Curves – SENSU GOTELLI & COWELL, 2001); (C) Área detalhada das curvas de rarefação baseadas em indivíduos (figura 1B) evidenciando a estabilização da curva referente ao levantamento de 2003, bem como sua sobreposição com o I.C.95% do levantamento de 2005/06; (D) Comparação da riqueza de espécies esperada para cada levantamento através do estimador *Chao2*. A.R. – Área Restaurada/ RPPN – Toda a Unidade de Conservação.

Assim, tendo em vista a não estabilização da curva para o levantamento de 2005/06, optamos por realizar a comparação da riqueza de espécies esperadas para a área utilizado o estimador de riqueza de espécies *Chao 2*, conforme representado na figura 1D. Novamente o mesmo ordenamento é observado, porém desta vez com significativas diferenças (note que estimativa apresentada para o levantamento de 2003 é igual à riqueza observada durante o levantamento, justamente por este ter atingido uma assíntota, denotando suficiência amostral).

As distribuições de abundância relativa entre espécies, apresentadas na Figura 2 não diferiram significativamente entre o levantamento de 2003 e o de 2005/06 (Kolmogorov-Smirnov, $D_{\max} = 0,56$; $p = 0,395$). De fato, podemos perceber que as espécies *A. lituratus*, *C. perspicillata*, *P. lineatus* e *S. lillium*, todas frugívoras, dominaram amplamente a assembléia

em abundância (> 90% dos registros) em ambos os levantamentos, fato também evidenciado pelo índice de dominância (*d*). A única diferença que podemos verificar é uma inversão no ordenamento entre algumas delas (Tabela 1). Todos os indivíduos capturados em 2003 correspondiam a estas espécies de frugívoros, enquanto em 2005/06 esta guilda representou aproximadamente 95% dos registros, porém, com a adição de duas novas espécies, *V. pussila* e *P. bilobatum*. Também fica evidente que a maior amplitude de curva de 2005/06 representa um maior número de espécies (e grupos funcionais) neste período, consequência do registro de novas espécies raras, enquanto a curva de 2003 apresenta uma maior equitabilidade nas abundâncias relativas das espécies. Entretanto, este incremento de novas espécies e grupos funcionais na área correspondeu a apenas a 5% das capturas. Assim, o grande aumento observado na abundância total, medida pela frequência de capturas na área recuperada, foi principalmente de espécies deste grupo funcional, cujas espécies dominantes continuaram a dominar a assembléia.

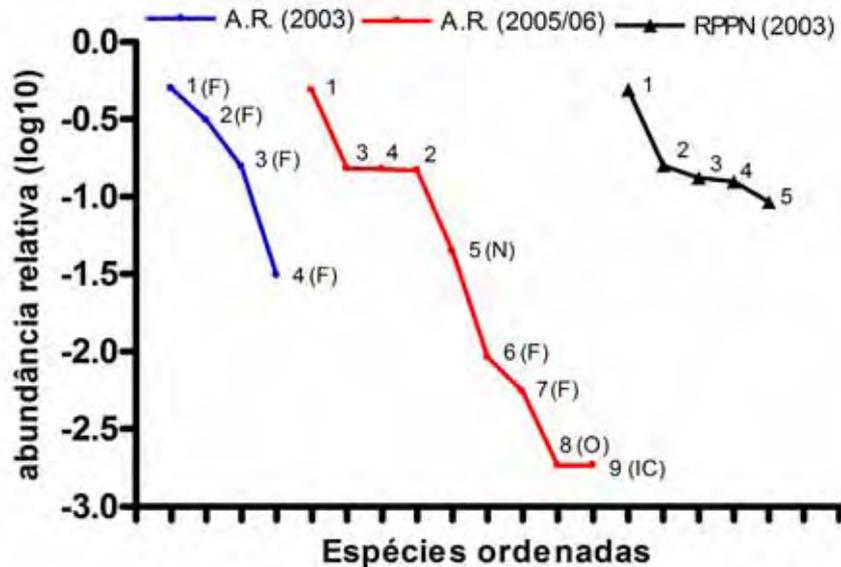


FIGURA 2 – Gráfico de rank/abundância de espécies capturadas na área restaurada no levantamento de 2003 (A.R. 2003), no levantamento de 2005/06 (A.R. 2005/06) e também em toda a RPPN Parque São Marcelo, em 2003 (RPPN 2003). Os números representam as espécies capturadas e as letras entre parênteses o grupo funcional correspondente (F - frugívoros; N - nectarívoros; O - onívoros; IC- insetívoro-coletores): 1- *Artibeus lituratus*; 2- *Sturnira lillium*; 3- *Carollia perspicillata*; 4- *Platyrrhinus lineatus*; 5- *Glossophaga soricina*; 6- *Vampyressa pussilla*; 7- *Pygoderma bilobatum*; 8- *Phyllostomus discolor*; 9- *Micronycteris megalotis*.

4. Discussão

4.1. Padrões gerais na assembléia de filostomídeos

Os resultados obtidos neste estudo confirmam nossa hipótese da recolonização da área por espécies de morcegos da família Phyllostomidae, onde pudemos demonstrar que as mudanças sucessionais observadas na vegetação ao longo do processo de restauração resultaram em alterações na assembléia de morcegos filostomídeos. Condições ecológicas como a estrutura da vegetação proporcionando recursos para abrigo e reprodução e a disponibilidade de recursos alimentares, são fatores conhecidamente importantes em condicionar a diversidade, composição e dinâmica das assembléias de morcegos em escala local (KALKO, 1998; PATTERSON *et al.*, 2003).

As principais respostas encontradas foram o aumento na abundância total de indivíduos e a adição de espécies raras e grupos funcionais. Por outro lado, a diversidade não foi significativamente diferente quando avaliada pelos índices de heterogeneidade, muito por conta das espécies que já ocupavam a área no início do projeto de restauração continuarem dominando a assembléia após o período avaliado neste estudo, inclusive com abundâncias relativas muito similares. Índices desta natureza agrupam todos os aspectos da estrutura de uma assembléia em um único valor, muitas vezes escondendo mudanças específicas na abundância, riqueza ou composição das espécies (FEINSINGER, 2001; MARGURRAN, 2004). Este foi o caso neste estudo e a análise específica dos parâmetros riqueza, abundância e composição de espécies foi fundamental para revelar os padrões observados.

Boa parte do aumento na abundância total deve-se a espécies frugívoras muito comuns em áreas alteradas, inclusive já encontradas na área estudada durante o primeiro ano do plantio. A dominância de frugívoros em assembléias de morcegos da família Phyllostomidae é um padrão recorrente em estudos na região Neotropical (FENTON *et al.*, 1992; SIMMONS & VOSS, 1998; KALKO, 1998; SCHULZE *et al.*, 2000; GORRESEN & WILLIG, 2004;) inclusive na floresta Atlântica brasileira (BIANCONI *et al.*, 2004; MELLO & SCHITTINI, 2005; FARIA, 2006; MELLO, 2009). As principais espécies dominantes neste estudo, *Artibeus lituratus*, *Carollia perspicillata* e *Sturnira lillium*, se alternam em dominância ao longo de sua distribuição, inclusive em áreas bastante alteradas, e argumenta-se que este padrão se deve à sua plasticidade ecológica, especialmente em relação à dieta (MARINHO-FILHO, 1991; COSSON *et al.*, 1999; MEDELLÍN *et al.*, 2000; SCHULZE *et al.* 2000; ESTRADA & COATES-ESTRADA, 2001; GORRESEN & WILLIG, 2004; FARIA, 2006). As três espécies têm dieta associada a espécies vegetais muito comuns em florestas

secundárias e paisagens fragmentadas na região (MARINHO-FILHO, 1991; MUSCARELLA & FLEMING, 2007), e diversos estudos relatam a capacidade destas espécies em, ao explorarem diversos fragmentos florestais em paisagens fragmentadas, cruzarem áreas mais abertas e de menor complexidade estrutural durante o caminho (HEITHAUS *et. al.*, 1975; FLEMING, 1988; CHARLES-DOMINIQUE, 1991; BERNARD & FENTON, 2003; GORRESEN & WILLIG, 2004; BIANCONI *et. al.*, 2006).

Medellín e colaboradores (2000) relatam a relação entre abundância relativa de espécies dominantes e o grau de distúrbio de uma área, onde a abundância relativa destas espécies é menor em áreas mais bem conservadas, sendo o inverso um bom indicador de estágio sucessional, padrão encontrado também em outros estudos (FARIA *et al.*, 2006; ESTRADA & COATES-ESTRADA, 2001). Os mesmos autores relatam também a importância na adição de novas espécies raras na assembléia como indicadores de conservação, especialmente por espécies da sub-família Phyllostominae (MEDELLÍN *et al.*, 2000; FENTON *et al.*, 1992). Entretanto, este é um padrão demonstrado para assembléias inseridas em paisagens antropogênicas com pouca influência de florestas primárias, uma vez que onde ocorrem habitats mais preservados a manutenção da riqueza de espécies nos diferentes componentes da paisagem é favorecida, enfatizando as diferenças na abundância relativa de espécies como indicadores de distúrbio (ESTRADA & COATES-ESTRADA, 2001; GORRESEN & WILLIG, 2004; FARIA, 2006; WILLIG *et al.*, 2007). Os resultados obtidos no presente estudo condizem com estas idéias, inclusive corroborando os possíveis parâmetros propostos como indicadores de alterações na assembléia de filostomídeos estudada. Em uma área em estágio inicial de recuperação imersa em uma matriz antropogênica sem a influência de grandes porções de vegetação primária, a assembléia estudada apresentou respostas mediante ao aumento de complexidade na vegetação principalmente na adição de novas espécies raras (e de outros grupos funcionais) e no aumento da abundância total das espécies. Entretanto, a ampla dominância na abundância relativa por poucas espécies de frugívoros se manteve estável, caracterizando a área ainda como em estágio inicial de recuperação, ao menos no ponto de vista de morcegos filostomídeos (MEDELLÍN *et al.*, 2000).

A riqueza local de filostomídeos amostrada em algumas áreas mais expressivas de floresta Atlântica no Brasil apresenta uma tendência à superioridade em relação aos menores fragmentos (ANEXO B), com valores variando entre 12 a 18 espécies em áreas de vegetação madura (SEKIAMA *et al.*, 2001; PEDRO *et al.*, 2001; ESBERÁRD, 2003; REIS *et al.*, 2003), enquanto variou entre seis e 11 espécies em fragmento de vegetação secundária do porte de

nossa área de estudo (FARIA, 1997; FARIA, 2006; BIANCONI *et al.*, 2004). Diversos fatores que atuam desde a escala de paisagem até escala local podem responder por parte desta variação na riqueza observada de espécies, inclusive questões relacionadas ao esforço de captura (BERGALLO *et al.*, 2003), porém, os resultados obtidos em nosso estudo colocam esta floresta restaurada dentro da variação observada para fragmentos da floresta Atlântica brasileira.

Mais ainda, a composição de espécies encontrada corresponde a um sub-grupo das espécies encontradas em áreas mais preservadas de Floresta Atlântica do planalto Paulista, como, por exemplo, na Estação Ecológica de Caetetus (PEDRO *et al.*, 2001), e se assemelha ao encontrado em algumas áreas secundárias, como na Reserva de Santa Genebra (FARIA, 1997), mesmo padrão observado para os grupos funcionais. Avilla-Cabadilla e colaboradores (2009) encontraram que o mesmo padrão observado para áreas de Floresta Estacional decidual no México estava relacionado ao estágio sucessional das áreas, onde o conjunto de espécies de determinado estágio sucessional corresponde as espécies do estágio anterior mais algumas novas. Se contrapostos o levantamento realizado na área restaurada em 2005/06 com o levantamento de toda a RPPN em 2003, percebemos que as alterações observadas na área restaurada não só a aproximaram da composição de espécies de toda a RPPN, como esta veio a complementar a riqueza com novos registros para a RPPN (Tabela 1 e Figura 2).

O aumento observado no número de espécies representou também um incremento de distintos grupos funcionais, ou seja, de espécies de filostomídeos que exploram diferentes recursos, segundo a definição adotada neste estudo. A complementaridade no uso de recursos por espécies de uma assembléia é teoricamente apontada como um processo que liga a diversidade com o funcionamento ecossistêmico (PETCHEY & GASTON, 2002). Assim estes resultados sugerem também um potencial restabelecimento de processos ecológicos fundamentais como a dispersão de sementes, polinização e herbivoria, conhecidamente realizados pelas espécies de morcegos filostomídeos amostradas.

4.2. Implicações para a Recuperação de Áreas degradadas

Tendo em vista este conjunto de informações, temos evidências suficientes sustentando o processo de restauração da área estudada em servir como habitat para novos indivíduos e espécies de filostomídeos presentes na paisagem. Os resultados obtidos permitiram não só esta conclusão, como também sugerem o potencial restabelecimento de

serviços ecológicos comumente realizados por espécies de filostomídeos, contribuindo na dinâmica sucessional que ocorre na área.

Se por um lado o incremento temporal observado na riqueza de espécies demonstra seu funcionamento como habitat para novas espécies, o fato de espécies frugívoras comuns em áreas alteradas terem aumentado significativamente em número de indivíduos após o desenvolvimento da área revegetada possui duas importantes conseqüências: (i) comprova a eficácia na utilização de espécies vegetais quiropterocóricas de grande atratividade para a fauna frugívora, uma vez que esta foi uma das alterações de maior magnitude observada na assembléia de filostomídeos; (ii) e mostra que a assembléia ainda manteve a estrutura comum a assembléias de filostomídeos de áreas degradadas. Esse resultado evidencia um caráter inicial de sucessão na área, corroborando estudos realizados em outras localidades (MUNRO *et al.*, 2009) ao demonstrar que nos primeiros anos de sucessão é improvável que realizem o mesmo papel que remanescentes da vegetação nativa. Não obstante estas colocações, concluímos que, ainda que apresentando uma assembléia de filostomídeos em estágio intermediário entre assembléias encontradas em áreas degradadas e em remanescentes de vegetação nativa, o projeto implantado nesta área criou condições para seu estabelecimento a longo prazo como habitat para fauna de morcegos filostomídeos.

Por fim, o resultados aqui obtidos são promissores, porém, é de fundamental importância avaliar se os padrões no ganho de indivíduos, espécies e grupos funcionais aqui observados se repetem em outras áreas recuperadas em diferentes idades e situações na paisagem para a melhor definição de uma estratégia de monitoramento utilizando este grupo na avaliação do sucesso de projetos de restauração.

5. Referências bibliográficas

- ANTHONY, E. L. P. Age determination in bats. In: KUNZ, T. H. (Ed.) **Ecological and behavioral methods for the study of bats**. Washington: Smithsonian Institution Press, 1988. p. 47-58.
- AVILA-CABADILLA, L. D.; STONER, K. E.; HENRY, M.; AÑORVE, M. Y. A. Composition, structure and diversity of phyllostomid bat assemblages in different successional stages of a tropical dry Forest. **Forest Ecology and Management**, 2009. Disponível em: <www.elsevier.com/locate/foreco>. Acesso em: 22 Jan. 2009.
- BARBOSA, L. M.; BARBOSA, J. M.; BARBOSA, K. C.; POTOMATI, A.; MARTINS, S. E.; ASPERTI, L. M.; ELO, A. C. G.; CARRASCO, P. G.; CASTANHEIRA, S. A.; PILIACKAS, J. M.; CONTIERI, W. A.; MATTIOLI, D. S.; GUEDES, D. C.;

- SANTOS Jr., N.; SILVA, P. M. S.; PLAZA, A. P. Recuperação florestal com espécies nativas no Estado de São Paulo: pesquisas apontam mudanças necessárias. **Florestar Estatístico**, v. 6, p. 28-34, 2003.
- BARLOW, J.; GARDNER, T. A.; ARAUJO, I. S.; ÁVILA-PIRES, T. C.; BONALDO, A. B.; COSTA, J. E.; ESPOSITO, M. C.; FERREIRA, L. V.; HAWES, J.; HERNANDEZ, M. I. M.; HOOGMOED, M. S.; LEITE, R. N.; LO-MAN-HUNG, N. F.; MALCOLM, J. R.; MARTINS, M. B.; MESTRE, L. A. M.; MIRANDA-SANTOS, R.; NUNES-GUTJAHR, A. L.; OVERAL, W. L.; PARRY, L.; PETERS, S. L.; RIBEIRO-JUNIOR, M. A.; SILVA, M. N. F.; SILVA MOTTA, C.; PERES, C. A. Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary and plantation forests. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 104, n. 47, p. 18555-18560, 2007.
- BERGALLO, H. G.; ESBÉRARD, C. E. L.; MELLO, M. A. R.; LINS, V.; MANGOLIN, R.; MELO, G. G. S.; BAPTISTA, M. Bat species richness in Atlantic Forest: what is the minimum sampling effort? **Biotropica**, v. 35, p. 278-288, 2003.
- BERNARD, E.; FENTON, M. B. Bat mobility and roosts in a fragmented landscape in Central Amazonia, Brazil. **Biotropica**, v. 35, p. 262-277, 2003.
- BIANCONI, E.; MIKICH, S. B.; PEDRO, W. A. Diversidade de morcegos (Mammalia, Chiroptera) em remanescentes florestais do município de Fênix, noroeste do Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 21, n. 4, p. 943-954, 2004.
- BIANCONI, G. V.; MIKICH, S. B.; PEDRO, W. A. Movements of bats (Mammalia, Chiroptera) in Atlantic Forest remnants in southern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 23, n. 4, p. 1199-1206, 2006.
- BOWEN, M. E.; MCALPINE, C. A.; HOUSE, A. P. N. ; SMITH, G. C. Regrowth forests on abandoned agricultural land: A review of their habitat values for recovering forest fauna. **Biological Conservation**, v. 140, p. 273-296. 2007.
- BROWN, S., LUGO, A.E. Tropical secondary forests. **Journal of Tropical Ecology**, 6, 1–32. 1990.
- CASTRO-LUNA, A. A.; SOSA, V. J.; CASTILLO-CAMPOS, G. Quantifying phyllostomid bats at different taxonomic levels as ecological indicators in a disturbed tropical forest. **Acta Chiropterologica**, v. 9, n. 1, p. 219-228, 2007.
- CHARLES-DOMINIQUE, P. Feeding Strategy and Activity Budget of the Frugivorous Bat *Carollia perspicillata* Chiroptera: Phyllostomidae) in French Guiana. **Journal of Tropical Ecology**, v. 7, n. 2, p. 243-256, 1991.
- COLWELL, R. K. **EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples, version 7.5**. User's Guide and application published. 2005. Disponível em: <>. Acesso em:
- COLWELL, R. K.; CODDINGTON, J. A. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. **Philosophical Transactions**, v. 345, p. 101-118, 1994.

- COSSON, J.; PONS, J.; MASSON, D. Effects of forest fragmentation on frugivorous and nectarivorous bats in French Guiana. **Journal of Tropical Ecology**, v. 15, n. 4, p. 515-534, 1999.
- DEWALT, S. J.; MALIAKAL, S. K.; DENSLOW, J. S. Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: Implications for wildlife. **Forest Ecology and Management**, v. 182, p. 139-151, 2003.
- ENGEL, V. L.; PARROTA, J. A. Definindo a restauração ecológica: Tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P. Y. O.; MORAIS, R. E.; ENGEL, L. D.; GANDARA, V. L. (Ed.) **Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais**. Botucatu: Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas Florestais, 2003. p. 1-26.
- ESTRADA, A.; COATES-ESTRADA, R. Bat species richness in live fences and in corridors of residual rain forest vegetation at Los Tuxtlas, Mexico. **Ecography**, v. 24, p. 94-102, 2001.
- ESTRADA, A.; COATES-ESTRADA, R. Bats in continuous forest, forest fragments and in an agricultural mosaic habitat-island at Los Tuxtlas, Mexico. **Biological Conservation**, v. 103, p. 237-245, 2002.
- ESTRADA, A.; COATES-ESTRADA, R.; MERITT Jr., D. Bats species richness and abundance in tropical rain forest fragments and in agricultural habitats at Los Tuxtlas, Mexico. **Ecography**, v. 16, p. 309-318, 1993.
- FARIA, D. M. Morcegos da Reserva da Santa Genebra. In: MORELLATO, P. L.; LEITÃO-FILHO, H. (Org.) **Ecologia de uma Floresta Urbana: a Reserva da Santa Genebra**. Campinas: Editora da UNICAMP, 1995.
- FARIA, D. M. Phyllostomid bats of a fragmented landscape in north-eastern Atlantic forest, Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 21, n. 4, p. 1-12, 2006.
- FARIA, D. M.; LAPS, R. R.; BAUMGARTEN, J.; CETRA, M. Bat and bird assemblages from forests and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic forest of southern Bahia, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 15, p. 587-612, 2006.
- FEINSINGER, P. Designing field studies for biodiversity conservation. **Washington: Island Press, 2001. 219 p.**
- FENTON, M.B.; ACHARYA, L.; AUDET, D.; HICKEY, M. B. C.; MERRIMAN, C.; OBRIST, M. K.; SYME, D. M.; ADKINS, B. Phyllostomid bats (Chiroptera: Phyllostomidae) as indicators of habitat disruption in the neotropics. **Biotropica**, v. 24, p. 440-446, 1992.
- FLEMING, T. H. **The short-tailed fruit bat: a study in plant-animal interactions interactions**. Chicago: University of Chicago Press, 1988. 365 p.

- FREEMAN, P. W. Macroevolution in Microchiroptera: recoupling morphology and ecology with phylogeny. **Evolutionary Ecology Research**, v. 2, p. 317-335, 2000.
- FONSECA, C. R.; GANADE, G. Species Functional Redundancy, Random Extinctions and the Stability of Ecosystems. **Journal of Ecology**, v. 89, no. 1, p. 118-125, 2001.
- GALETTI, M.; GIACOMINI, H. C.; BUENO, R. S.; BERNARDO, C. S. S.; MARQUES, R. M.; BOVENDORP, R. S.; STEFFLER, C. E.; RUBIM, P.; GOBBO, S. K.; DONATTI, C. I.; BEGOTTI, R. A.; MEIRELLES, F.; NOBRE, R. D. A.; CHIARELLO, A. G.; PERES, C. A. Priority areas for the conservation of Atlantic forest large mammals. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1229-1241, 2009.
- GALINDO-GONZÁLEZ, J.; GUEVARA, S.; SOSA, V. J. Bat and bird generated seed rains at isolated trees in grazing pastures: their importance in restoring tropical rain forest in Mexico. **Conservation Biology**, v. 14, p.1693-1703, 2000.
- GARDNER, A.L. **Mammals of South America: Marsupials, Xenarthrans, Shrews and Bats**. Chicago: The University of Chicago Press, 2008.
- GEISELMAN, C. K.; MORI, S. A.; BLANCHARD, F. **Database of Neotropical Bat/Plant Interactions**. 2002. Disponível em: <http://www.nybg.org/botany/tlobova/mori/batsplants/database/dbase_frameset.htm> . Acesso em: 3 Ago. 2009.
- GORRESEN, P. M.; WILLIG, M. R. Landscape-scale responses of bats to habitat fragmentation in Atlantic Rain- forest of Paraguay. **Journal Mammalogy**, v. 85, p. 688-697, 2004.
- GOTELLI, N. J.; COLWELL, R. K. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters**, v. 4, p. 379-391, 2001.
- GOTELLI, N. J.; ENTSMINGER, G. L. **EcoSim: null models software for ecology, Version 7.72**. Burlington: Acquired Intelligence, Inc. and Kelsey-Bear, 2005. Disponível em: <<http://www.garyentsminger.com/ecosim/index.htm>>. Acesso em: 3 Ago. 2009.
- HEITHAUS, E. R.; FLEMING, T. H.; OPLER, P. A. Foraging Patterns and Resource Utilization in Seven Species of Bats in a Seasonal Tropical Forest. **Ecology**, v. 56, p. 841-854, 1975.
- JORDANO, P.; GALETTI, M.; PIZO, M. A.; SILVA, W. R. Ligando frugivoria e dispersão de sementes à biologia da conservação. In: Rocha, C. F. D.; Bergalo, H. G.; Sluys, M. V.; Alves, M. A. S. (Ed.) **Biologia da conservação: essências**. São Carlos: RiMa, 2006. p. 411-436.
- KALKO, E. K. V. Diversity in tropical bats. In: ULRICH, H. (Ed.) **Tropical biodiversity and systematics**. Germany: Zoologisches Forschungsinstitut und Museum Alexander Koenig, 1997. p. 13-43.

- KALKO E. K. V. Organisation and diversity of tropical bat communities through space and time. **Zoology**, v. 101, p. 281-297, 1998.
- KRONKA, F. J. N.; NALON, M. A.; MATSUKUMA, C. K.; KANASHIRO, M. M.; IWANE, M. S. S. I.; PAVÃO, M.; DURIGAN, G.; LIMA, L. M. P. R.; GUILLAUMON, J. R.; BAITELLO, J. B.; BORGIO, S. C.; MANETTI, L. A.; BARRADAS, A. M. F.; FUKUDA, J. C.; SHIDA, C. N.; MONTEIRO, C. H. B.; PONTINHA, A. A. S.; ANDRADE, G. G.; BARBOSA, O.; SOARES, A. P.; JOLY, C. A.; COUTO, H. T. Z. DO. **Inventário florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente/Instituto Florestal, Imprensa Oficial, 2005. 200p.
- KUNZ, T. H.; KURTA, A. Capture methods and holding devices. In: KUNZ, T. H. (Ed.) **Ecological and behavioral methods for the study of bats**. Washington: Smithsonian Institution Press, 1988. p. 1-29.
- LINDENMAYER, D. B.; CUNNINGHAM, R. B.; MACGREGOR, C.; CRANE, M.; MICHAEL, D.; FISCHER, J.; MONTAGUE-DRAKE, R.; FELTON, A.; MANNING, A. Temporal changes in vertebrates during landscape transformation: a large-scale “natural experiment”. **Ecological Monographs**, v. 78, p. 567-590, 2008.
- MANDETTA, E. C. N. **Avaliação florística e de aspectos da estrutura da comunidade de um reflorestamento com dois anos e meio de implantação no município de Mogi Guaçu-SP**. 2007. 103p. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”, Rio Claro, 2007.
- MAGURRAN, A. E. **Measuring Biology Diversity**. Oxford: Blackwell, 2004. 256p.
- MARINHO-FILHO, J. S. The coexistence of two frugivorous bat species and the phenology of their food plants in Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 7, p. 59-67, 1991.
- MEDELLIN, R. A.; GAONA, O. Seed Dispersal by Bats and Birds in Forest and Disturbed Habitats of Chiapas, Mexico. **Biotropica**, v. 31, n. 3, p. 478-485, 1999.
- MEDELLIN, R. A.; EQUIHUA, M.; AMIN, M. A. Bat diversity and abundance as indicators of disturbance in Neotropical rainforests. **Conservation Biology**, v. 14, p. 1666–1675, 2000.
- MELLO, M. A. R.; SCHITTINI, G. M. Ecological analysis of three bat assemblages from conservation units in the lowland Atlantic Forest of Rio de Janeiro, Brazil. **Chiroptera Neotropical**, v. 11, n. 1-2, p. 206-210, 2005.
- MELLO, M. A. R.; KALKO, E. K. V.; SILVA, W. R. Diet and abundance of the bat *Sturnira lilium* (Chiroptera) in a Brazilian montane Atlantic Forest. **Journal of Mammalogy**, v. 89, n. 2, p. 485-492, 2008.
- MELLO, M. A. R. Temporal variation in the organization of a Neotropical assemblage of leaf-nosed bats (Chiroptera: Phyllostomidae). **Acta Oecologia**, v. 35, n. 2, p. 280-286, 2009.

- METZGER, J. P. Conservation issues in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 138-1140, 2009.
- MEYER, C. F. J.; KALKO, E. K. V. Assemblage-level responses of phyllostomid bats to tropical forest fragmentation: land-bridge islands as a model system. *Journal of Biogeography*, v. 35, n. 9, p. 1711-1726, 2008.
- MUNRO, N. T.; LINDENMAYER, D. B.; FISCHER, J. Faunal response to revegetation in agricultural areas of Australia: A Review. **Ecological Management and Restoration**, v. 8, p. 199-207, 2007.
- MUNRO, N. T.; FISCHER, J.; WOOD, J.; LINDENMAYER, D. B. Revegetation in agricultural areas: the development of structural complexity and floristic diversity. **Ecological Applications**, v. 19, n. 5, p. 1197-1210, 2009.
- MUSCARELLA, R.; FLEMING, T. H. The Role of Frugivorous Bats in Tropical Forest Succession. **Biological Reviews**, v. 82, n. 4, p. 573-590, 2007.
- PARDINI, R.; FARIA, D.; ACCACIO, G. M.; LAPS, R. R.; MARIANO-NETO, E.; PACIENCIA, M. L. B.; DIXO, M., BAUMGARTEN, J. The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: a multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. **Biological Conservation**, v.142, p. 1178–1190, 2009.
- PATTERSON, B. D.; WILLIG, M. R.; STEVENS, R. D. Trophic strategies, niche partitioning, and patterns of ecological organization. **In: KUNZ, T. H.; FENTON, M. B. (Ed.) Bat Ecology**. Chicago: University of Chicago Press, 2003. p. 536-579.
- PEDRO, W. A.; PASSOS, F. C.; LIM, B. K. Morcegos (Chiroptera; Mammalia) da Estação Ecológica dos Caetetus, Estado de São Paulo. **Chiroptera Neotropical**, v. 7, n. 1-2, p. 136-140, 2001.
- PERACCHI, A. L.; LIMA, I. P.; REIS, N. R.; NOGUEIRA, M. R.; ORTENCIO, H. Ordem Chiroptera, **In: REIS, N. R.; PERACCHI, A. L.; PEDRO, W. A.; LIMA, I. P. (Ed.) Mamíferos do Brasil**. Londrina: Editora da Universidade Estadual de Londrina, 2006. p. 153-230.
- PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Functional diversity (FD), species richness and community composition. **Ecology Letters**, v. 5: 402–411. 2002
- RACEY, P. A. Reproductive assessment in bats, **In: KUNZ, T. H. (Ed.) Ecological and behavioral methods for the study of bats**. Washington: Smithsonian Institution Press, 1988. p. 31-43.
- REIS, N. R.; BARBIERI, M. L. S.; LIMA, I. P.; PERACCHI, A. L. O que é melhor para manter a riqueza de espécies de morcegos (Mammalia, Chiroptera): um fragmento florestal grande ou vários fragmentos de pequeno tamanho? **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 20, n. 2, p. 225-230, 2003.

- SÃO PAULO. **Resolução SMA - 8**. Fixa a orientação para o reflorestamento heterogêneo de áreas degradadas e dá providências correlatas. Secretaria do Meio Ambiente de São Paulo, SP, 31 Jan. 2008. Disponível em: <<http://www.ibot.sp.gov.br/legislacao/resolucaoSMA08-2008.htm>> . Acesso em 3 Ago. 2009.
- RODRIGUES, R.R.; LIMA, R. A. F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1242-1251, 2009.
- RUIZ-JAEN, M. C.; AIDE, T. M. Restoration Success: How Is It Being Measured? **Restoration Ecology**, v. 13, p. 569-577, 2005.
- SEKIAMA, M. L.; REIS, N. R.; PERACHI, A. L.; ROCHA, V. J. Morcegos do Parque Nacional do Iguaçu, Paraná (Chiroptera, Mammalia). **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 18, n. 3, p. 749-754, 2001.
- SCHULZE, M. D.; SEAVY, N. E.; WHITACRE, D. F. A comparison of the phyllostomid bat assemblages in undisturbed neotropical forest and in forest fragments of a Slash-and-Burn farming mosaic in Petén, Guatemala. **Biotropica**, v. 32, n. 1, p. 174-184, 2000.
- SIMMONS, N. B.; CONWAY, T. M. Evolution of ecological diversity in bats. In: KUNZ, T. H.; FENTON, M. B. (Ed.) **Bat ecology**. Chicago: The University of Chicago Press, 2003. p. 493-535.
- SIMMONS, N. B.; VOSS, R. S. The mammals of Paracou, French Guiana: a neotropical lowland rainforest fauna. Part 1. Bats. **Bulletin of the American Museum of Natural History**, v. 237, p. 1-219, 1998.
- STRAUBE, F. C.; BIANCONI, G. V. Sobre a grandeza e a unidade utilizada para estimar esforço de captura com utilização de redes-de-neblina. **Chiroptera Neotropical**, v. 8, n. 1-2, p. 150-152, 2002.
- TURNER, I. M.; CORLETT, R. T. The conservation value of small isolated fragments of lowland tropical rain forest. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 11, p. 330-333, 1996.
- VIZOTTO, L. D.; TADDEI, V. A. Chave para determinação de quirópteros brasileiros. **Revista da Faculdade de Filosofia Ciências e Letras de São José do Rio Preto, SP**, v. 1, p. 1-72, 1973.
- WILLIG, M. R.; PRESLEY, S. J.; BLOCH, C. P.; HICE, C. L.; YANOVIK, S. P.; DÍAZ, M. M.; CHAUCA, L. A.; PACHECO, V.; WEAVER, S. C. Phyllostomid Bats of Lowland Amazonia: Effects of Habitat Alteration on Abundance. **Biotropica**, v. 39, n. 6, p. 737-746, 2007.

**CAPÍTULO 2. USO DO ESPAÇO POR MORCEGOS FRUGÍVOROS (MAMMALIA:
CHIROPTERA) EM UMA FLORESTA RESTAURADA NA MATA ATLANTICA DO
SUDESTE DO BRASIL**

1. Introdução

A restauração da Floresta Atlântica Brasileira vem se consolidando como ação essencial no sentido de estabilizar o processo histórico de perda de biodiversidade, e projetos desta natureza começaram a se desenvolver em número, conceitos e métodos (RODRIGUES *et al.*, 2009). A avaliação do sucesso destes projetos depende do monitoramento através de indicadores determinados em função dos objetivos traçados para a área (MARTINS & KUNS, 2007), o que na floresta Atlântica ainda é uma prática recente, com um grande viés ao uso apenas de parâmetros da vegetação como indicadores (RUIZ-JAEN & AIDE, 2005; RODRIGUES *et al.*, 2009). Ainda assim, um resultado concreto e recorrente encontrado nestes estudos trata da limitação na chegada de novas espécies vegetais em áreas restauradas, principalmente em paisagens muito fragmentadas (RODRIGUES *et al.*, 2009; HOLL, 1999).

A dispersão de sementes por animais é uma importante forma de disseminação de propágulos em florestas tropicais (HOWE & SMALLWOOD, 1982) e muito do potencial de animais em freqüentar e trazer novas sementes a novos habitats recém recuperados está na disponibilidade de áreas fonte (de espécies vegetais e animais) na paisagem e sua capacidade de deslocamento entre estes habitats (WUNDERLE JR., 1997). A extensão na qual paisagens fragmentadas resultam em isolamento de habitat depende muito da interação entre fatores intrínsecos aos animais como comportamento, modo e escala de deslocamento e características de como e quanto a paisagem foi modificada, incluindo as características locais dos habitats remanescentes (FISCHER & LINDENMAYER, 2007; FAHRIG, 2003; DEWALT *et al.*, 2003). Nesta óptica, o desenvolvimento de indicadores seguros do re-estabelecimento do fluxo de propágulos de novas espécies vegetais para áreas restauradas, e conseqüentemente o sucesso no retorno da dinâmica sucessional, necessariamente passa pela avaliação da contribuição da fauna neste processo (LINDELL, 2008).

Morcegos frugívoros pertencentes à família Phyllostomidae estão entre os mais abundantes dispersores de sementes da região Neotropical, e por incluírem em sua dieta diversas espécies de arbustos e árvores de estágios iniciais de sucessão, desempenham importante papel na dinâmica sucessional de florestas desta região (MUSCARELLA & FLEMING, 2007; GALINDO-GONZÁLEZ *et al.*, 2000; MEDELLIN & GAONA, 1999). Além disso, devido à capacidade do vôo permitir grande mobilidade entre diferentes tipos vegetação e uso do espaço, argumenta-se que contribua com a persistência de muitas espécies de morcegos onde outros mamíferos estariam limitados (BERNARD & FENTON, 2003; BIANCONI *et al.*, 2006). Evidenciando estas características, percebemos o potencial destes

animais em assumir um importante papel no restabelecimento da dinâmica sucessional de áreas degradadas contribuindo, por exemplo, com o fluxo de propágulos para estas áreas (MUSCARELLA & FLEMING, 2007). Assim, se faz necessário o entendimento do comportamento espacial de forrageio e abrigo de espécies deste grupo taxonômico em áreas restauradas inseridas em paisagens fragmentadas, fornecendo subsídios tanto para a compreensão do real papel destes animais neste processo quanto para determinação de potenciais recursos determinantes em sua ocorrência (LINDELL, 2008).

Neste estudo apresentamos os padrões de uso do espaço para forrageio e abrigo das duas espécies frugívoras dominantes de uma área de floresta Atlântica em processo de restauração no estado de São Paulo, com quatro anos de plantio. As espécies *Carollia perspicillata*, um forrageador de sub-bosque, e *Artibeus lituratus*, um forrageador de copa, ambos de dieta generalistas e amplamente distribuídos (MARINHO-FILHO, 1991), foram escolhidas para este estudo não só pela maior abundância na área de estudo, mas também pela maior diversidade em sua dieta. Além disso, estas espécies apresentaram em sua dieta sementes de espécies não contempladas no plantio inicial (Alóctones), uma clara evidência de sua contribuição à restauração da dinâmica sucessional na área (SILVEIRA *et al.*, dados não publicados). Assim, neste trabalho esperamos complementar a descrição do papel destes animais no restabelecimento sucessional.

Inicialmente focamos em elucidar como esta área é utilizada no contexto dos outros habitats disponíveis na paisagem circundante, estabelecendo também se esta serve apenas como habitat de forrageio ou se também é utilizada como abrigo diurno por estas espécies. Além disso, abordamos questões quanto aos padrões de deslocamento encontrados: será que (i) a complexidade estrutural da vegetação e (ii) a disponibilidade de recursos alimentares influenciam nos padrões observados, conforme padrões descritos na literatura (FLEMING & HEITHAUS, 1986; KALKO, 1998)? Nossa hipótese é que a seleção de habitats na paisagem realizada por estas espécies, tanto para forrageio como abrigo, é baseada na maior complexidade estrutural destes habitats. Da mesma forma, esperamos que os padrões de deslocamento para forrageio observados neste estudo respondam à disponibilidade dos principais itens da dieta destas espécies. Ao final do estudo, as implicações dos padrões observados para esta espécie em relação ao seu papel na recuperação de áreas degradadas são discutidas.

2. Materiais e métodos

2.1. Área de estudo - Este estudo foi realizado entre julho de 2007 e agosto de 2008 na RPPN Parque Florestal São Marcelo, localizada na cidade de Mogi-Guaçu, SE do Brasil (22° 22' s, 46° 58' w). Trata-se de uma Unidade de Conservação Particular inserida em uma paisagem onde a cobertura original predominante eram Florestas Semidecíduais (KRONKA *et al.* 2005), mas que, atualmente, encontra-se altamente fragmentada, resultado de um histórico do intenso uso da terra. A área total da unidade é de 927ha, dos quais 30% correspondem a remanescentes florestais, 38% a monoculturas experimentais de eucalipto, 5% a uso antrópico e 27% a florestas em processo de restauração. O clima na região é *Cwa* segundo classificação de Köppen (1948), temperado úmido com inverno seco (de Maio a Agosto) e verão quente, com temperaturas médias variando entre 23,4°C e 16,5°C e precipitação anual em torno de 1062,5 mm (MANDETTA, 2007).

As áreas degradadas em processo de restauração são resultados de três projetos de revegetação implementados na unidade (M. MAGELA comunicação pessoal). A área enfocada neste estudo corresponde ao maior projeto, com 240ha implementados em junho 2002. O plantio seguiu as diretrizes propostas pela Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo (Resolução SMA 08/2008), com alta diversidade florística e homogeneidade entre grupos sucessionais (ANEXO A).

2.2. Captura e marcação dos morcegos - Cada campanha de amostragem envolveu a captura, marcação e monitoramento de indivíduos das espécies *Carollia perspicillata* e *Artibeus lituratus*, e tiveram duração de 8 a 15 dias. As campanhas foram restritas a épocas do ciclo lunar que não corresponderam às fases de lua cheia, e eram interrompidas em noites de chuva muito intensa. As capturas foram feitas necessariamente na área em recuperação, através de redes de neblina. Como critério para inclusão no monitoramento, cada indivíduo capturado deveria ser adulto e não estar em estágio reprodutivo, eliminando assim possíveis fontes de influência nas variáveis de interesse.

Cada morcego capturado foi acondicionado em sacola de algodão e, posteriormente, pesado e medido em relação ao comprimento do antebraço. Sexo, idade e estágio reprodutivo foram determinados conforme Racey (1988) e Anthony (1988). Cada indivíduo recebeu então um rádio-transmissor de frequência única (Modelos BD2 e LB-2C - *Holohil Inc.*, Canada), afixado por meio de cola cirúrgica (*Skinbond*®) entre suas escápulas após remoção dos pelos, e foram liberados próximos ao local de captura após no máximo 2 horas. O peso dos transmissores variou de 0,75 a 1,95 gramas, de acordo com o peso dos indivíduos, não

ultrapassando a regra dos 5% de sua massa corporal proposta por Aldridge & Brigham (1988). O monitoramento das suas atividades foi iniciado apenas no dia seguinte, evitando qualquer viés relacionado à captura e manipulação dos indivíduos.

2.3. Radiotelemetria – Foram realizadas ao todo cinco campanhas de amostragem para monitoramento dos indivíduos, três na estação úmida (Outubro de 2007, Fevereiro e Abril de 2008) e duas na estação seca (Julho de 2007 e Agosto de 2008). O número de indivíduos monitorados foi aproximadamente balanceado entre as estações. Para cada indivíduo amostrado, um protocolo foi proposto com o intuito de padronizar o regime de amostragem no tempo, subsidiando inferências quanto ao uso do habitat em situações onde o número de posições obtidas diferia entre os indivíduos (réplicas) (BORGER *et al.*, 2006).

Uma noite de amostragem foi sub-dividida em 4 períodos iguais onde, em cada período, toda a área de estudo era percorrida com auxílio de um veículo em busca dos indivíduos marcados. Cada animal era monitorado em todos os quatro períodos da noite e suas rotas de vôo e tamanho de “área de uso” eram obtidos através do mapeamento sucessivo de pontos de observação e de abrigos diurnos e de alimentação. Como mais de um animal foi monitorado ao mesmo tempo, a amostragem era alternada entre cada indivíduo ao longo destes períodos. Nem sempre foi possível acompanhar o mesmo indivíduo nos quatro períodos de uma mesma noite. Assim, nos dias subsequentes, buscávamos complementar a amostragem nos períodos menos amostrados. O monitoramento de cada indivíduo durou o tempo necessário para se amostrar os quatro períodos de uma noite de forma balanceada, ou até quando as baterias dos rádios-transmissores durassem.

Foram utilizadas técnicas de triangulação e de busca ativa pelo sinal como forma de obtenção das localizações (JACOB & RUDRAN, 2003). Para tanto, foi utilizado um receptor modelo *TR-5* (*Telonics Inc.*) acoplado a uma antena Yagi de 2 elementos. As localizações foram obtidas com ajuda de um GPS (*E-Trex Garmim*) e os azimutes com uma bússola de 1° de precisão. As triangulações foram feitas utilizando-se dois ou mais azimutes consecutivos, sendo que o intervalo entre cada azimute tomado não excedeu 1 minuto e meio. Como morcegos voam em grande velocidade, a amostragem era feita através de seções de tomada de azimutes, onde de seis até 12 azimutes seqüenciais eram tomados. Muitas dessas leituras eram descartadas, pois o animal estava em vôo e os azimutes não cruzavam. Assim, nossa amostragem enfocou principalmente as localizações realmente utilizadas pelos morcegos em detrimento a seu deslocamento entre elas.

2.4. Disponibilidade de recursos alimentares – Para estimar a disponibilidade de recursos alimentares para os morcegos na área em recuperação estudada, as populações dos

principais itens identificados na dieta de ambas espécies de morcegos (frutos de *Cecropia pachystachya* na dieta de *A. lituratus*, *Solanum mauritianum* para ambas espécies e *Piper aduncum* para *C. perspicillata* - SILVEIRA *et al.*, dados não publicados) foram acompanhadas quanto à atividade reprodutiva em todas as campanhas de campo realizadas. Quinze indivíduos de cada espécie foram amostrados, gerando um índice de atividade (porcentagem de indivíduos produzindo frutos - BENCKE & MORELLATO, 2002). Posteriormente os índices das espécies que produziram frutos ao longo de todo o estudo (*C. pachystachya* e *S. mauritianum*) foram agrupados em dois períodos, atividade acima de 50% e atividade abaixo de 50% na população, que serviram como tratamentos nos testes de hipóteses.

2.5. Mapeamento e Classificação de habitats – Com a elaboração de um banco de dados a partir de aerofotografias digitais (1:25000) no programa *ArcGis 9.1* (ESRI, Inc.), foram utilizadas informações sobre a cobertura vegetal e o histórico do uso e ocupação para classificação qualitativa dos habitats disponíveis na paisagem. A descrição e ordenamento dos habitats foram feitas com base na complexidade estrutural dos ambientes, sendo validadas através de checagem no campo. Para a caracterização da complexidade estrutural, avaliamos os parâmetros formação e altura média de dossel e estratificação vertical da vegetação, utilizando o método de diagrama de perfil idealizado (DURIGAN, 2003), modificado de acordo com os objetivos deste trabalho (Tabela 1). A disponibilidade de habitats foi avaliada

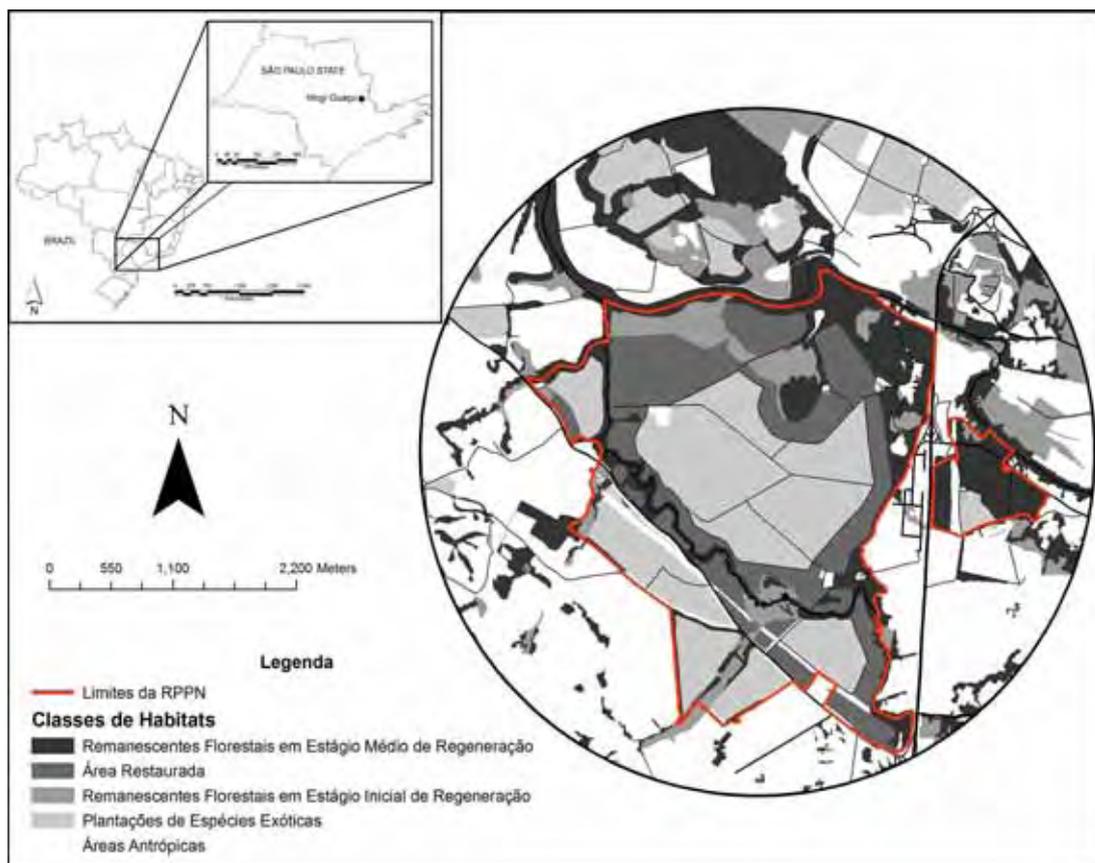


Figura 01 – Área de estudo, destacando os limites da RPPN Parque São Marcelo inserido no CAM.

dentro de um círculo amostral máximo (CAM) de raio igual a 3 Km e posicionado bem ao centro da área de estudo, englobando todas as localizações obtidas (exceto um abrigo de *Artibeus*). Os habitats determinados neste estudo foram, em ordem maior da maior para menor complexidade estrutural: *Remanescentes Florestais em Estágio Médio de Regeneração*, *Florestas Restauradas*, *Plantações de Espécies Exóticas (Eucaliptus sp.)* e *Remanescentes Florestais em Estágio Inicial de Regeneração*. Além disso, foi determinado o habitat *Áreas Antrópicas*, que engloba todas as forma de uso e ocupação originários da atividade humana (ANEXO C).

Tabela 1- Parâmetros utilizados para descrição e ordenamento dos habitats: vegetação predominante (arbórea, arbustiva ou exótica), altura média de dossel (metros) e estratificação vertical (número de estratos definidos na vegetação considerando os estratos arbustivo, sub-dossel, dossel e emergente).

Habitats	Descrição		
	Vegetação predominante	Altura média do dossel (m)	Estratificação Vertical
<i>Remanescentes Florestais em Estágio Médio de Regeneração</i>	arbórea	10 a 20	2
<i>Florestas Restauradas</i>	arbórea	4 a 8	2
<i>Plantações de Espécies Exóticas</i>	exótica	10	1
<i>Remanescentes Florestais em Estágio Inicial de Regeneração</i>	arbustiva	-	1
<i>Áreas antrópicas</i>	-	-	-

2.6. Análise de dados - Para determinação das localizações através de triangulação foi utilizado o programa LOASTM (Ecological Software Solutions, Inc.). Após correção da declinação magnética nos azimutes obtidos com bússola, utilizamos os estimadores MLE (Maximum Likelihood Estimator) e Best Biangulation. Os dados de localizações obtidas para cada indivíduo foram incorporados ao banco de dados montado no programa *ArcGis 9.1* (ESRI, Inc.). Subseqüentemente todas as análises espaciais foram realizadas com ajuda da extensão *Home Range Tools* (RODGERS *et al.*, 2007).

Neste estudo foram estimadas “áreas de uso” para cada indivíduo segundo definição de Kernohan *et al.* (2001), ou seja, “extensão da área com uma probabilidade definida de ocorrência de um animal durante um período específico de tempo”. O método utilizado para

estas estimativas foi o de Kernel Fixo (KF) com 95% das localizações (WORTON, 1989; WHITE & GARROT, 1990). Seguindo as recomendações de Seaman & Powell (1996), foi utilizado o método LSCV para estimativa do parâmetro de suavização (H) do Kernel por este produzir as estimativas mais acuradas. Além do KF 95% com todo o conjunto de dados, também foram geradas estimativas similares de “área de uso”, na qual utilizamos o mesmo método KF 95% descrito, mas excluimos os pontos de localizações de abrigos diurnos. Esse procedimento permite uma estimativa de área utilizada para forrageio apenas, que foi subsequentemente utilizada nos testes de hipóteses deste estudo.

Para avaliar a seleção de habitats pelas duas espécies estudadas foi utilizada a análise composicional (AEBISCHER *et al.* 1993) que, através de transformações *log-ratio* de composições (somatório de proporções de uso dos habitats, que totaliza 1), possibilita o seu ajuste a diversos modelos estatísticos para teste de hipóteses. A média das proporções de habitats encontradas na área de uso determinada para cada indivíduo foi pareada e comparada com as proporções de habitat disponíveis na paisagem estudada. Testes relacionados ao uso não-aleatório dos habitats foram feitos através do teste Wilk’s lambda, e as posteriores comparações *par-a-par* entre o uso e a disponibilidade de cada habitats foram feitas através de testes *t* (AEBISCHER *et al.* 1993). Nos casos onde não foram observados os pressupostos para testes paramétricos estes foram substituídos por testes de randomização (MANLY, 1991).

Possíveis respostas à disponibilidade dos recursos alimentares foram avaliadas com descritores do uso da área pelos morcegos. Como descritores foram escolhidas as variáveis: “% de Uso da Área Restaura”, que diz respeito à proporção da área de uso de cada indivíduo que é composta pelo habitat *Área Restaurada* e “Distância Média de Comutação”, que diz respeito à média das distâncias entre as localizações de cada indivíduo e seus abrigos diurnos. Os testes de hipótese foram feitos utilizando-se testes *t*, e no caso das proporções foi aplicada transformação arco-seno. Os pressupostos das análises paramétricas foram avaliados com testes de Kolmogorov-Smirnov e de Levene aplicados aos resíduos e em todos testes de hipótese foi adotado o nível de significância $p < 0,05$ (Zar, 1999).

3. Resultados

Durante o período de estudo, foram marcados 12 indivíduos de *Carollia perspicillata* e 12 indivíduos de *Artibeus lituratus* nas cinco campanhas de campo realizadas. O período de amostragem durou em média cinco dias para cada indivíduo (variando de três a oito dias) e ao

todo foram obtidas 503 localizações. O número médio de localizações obtidas foi de $25,4 \pm 10$ por indivíduo de *C. perspicillata* e de 19 ± 4.4 por indivíduo de *A. lituratus*. Apenas 10 indivíduos de *A. lituratus* e 11 indivíduos de *C. perspicillata* foram amostrados satisfatoriamente em todos os períodos da noite e atingiram os pré-requisitos para que estes animais fossem incluídos nas análises. Para estes indivíduos, análises exploratórias iniciais indicaram não haver uma relação entre o tamanho das áreas de uso estimadas com o número de localizações obtidas para *C. perspicillata* ($r^2 = 0.087$; $p = 0.378$) e para *A. lituratus* ($r^2 = 0.021$; $p = 0.692$), tampouco uma relação entre o tamanho das áreas e o sexo dos indivíduos de *C. perspicillata* ($t = 1.183$; g.l. 9; $p = 0.267$) e de *A. lituratus* ($t = 0.817$; g.l. 8; $p = 0.437$), o que possibilitou o agrupamento dos indivíduos (réplicas da espécie) e subsidiou as análises subsequentes. A tabela 2 sumariza os resultados obtidos para cada indivíduo, além da média e desvio para cada espécie. Em anexo, apresentamos os mapas com áreas de uso estimadas para todos os indivíduos de cada espécie (ANEXOS D, E), e também apresentamos as curvas cumulativas das estimativas de área de uso em função do acúmulo de localizações obtidas para cada indivíduo de *Carollia perspicillata* (ANEXO H) e *Artibeus lituratus* (ANEXO I).

3.1. Seleção de habitats - Como o tamanho das áreas de uso estimadas para cada indivíduo de ambas espécies não variaram entre estações (*C. perspicillata*: $t = 0,456$; g.l. 9; $p = 0.658$; *A. lituratus*: $t = -1,447$; g.l. 8; $p = 0,185$), estes dados foram agrupados para uma análise geral de uso de habitat na paisagem estudada.

A classificação da paisagem resultou em 2855,23 ha avaliados dentro do CAM, onde a disponibilidade de habitats foi de 19,96% de *Remanescentes Florestais em Estágio Médio de Regeneração (Estágio Médio)*, 8,53% de *Remanescentes Florestais em Estágio Inicial de Regeneração (Estágio Inicial)*, 18,39% de *Plantações de Espécies Exóticas (Exóticas)*, 9,24% de *Florestas Restauradas (Restauradas)* e 43,87% de *Áreas Antrópicas (Antrópicas)* (Figura 1).

Tabela 02 - Sumário dos resultados obtidos durante o monitoramento dos indivíduos para cada espécie. **KF 95%** - Estimativa da área de uso obtida pelo método de Kernel Fixo com 95% das amostras; **% Uso** – Porcentagem da área de uso composta pelo habitat Área Restaurada; **Distância de Comutação** – Distância média de comutação percorrida entre abrigo e áreas de forrageio. Em negrito estão destacados indivíduos insuficientemente amostrados para análises, e em negrito e itálico estão destacadas médias e desvios padrão por espécie.

Espécies/Indivíduos	Sexo	Peso (g)	Antebraço (mm)	Data de captura	Estação	Dias amostrados	No. de localizações	Abrigos	KF 95% (ha)	% Uso	Distância de comutação (m)
<i>Carollia perspicillata</i>											
1	Fêmea	16	42.7	09/07/07	Seca	4	58	0	29.63	46.27	-
2	Macho	13	42.8	10/07/07	Seca	5	31	1	16.33	29.84	722.2
3	Macho	17	41.9	04/10/07	Úmida	3	6	0	-	-	-
4	Macho	18	42	09/10/07	Úmida	4	23	2	15.38	23.00	495.9
5	Macho	18	43	09/10/07	Úmida	4	25	1	54.43	14.29	617.6
6	Fêmea	18	42.8	13/02/08	Úmida	7	21	2	17.47	38.20	198.0
7	Macho	17	41.7	13/02/08	Úmida	5	16	2	23.84	29.45	262.0
8	Fêmea	18	41.1	14/02/08	Úmida	6	19	1	26.85	49.61	357.7
9	Fêmea	16	41.1	04/04/08	Úmida	7	17	2	45.107	25.38	299.1
10	Fêmea	15	40.7	01/09/08	Seca	8	27	1	40.17	28.33	958.7
11	Fêmea	15	40.3	02/09/08	Seca	4	17	0	79.15	37.80	-
12	Fêmea	17	43.1	08/09/08	Seca	4	25	0	28.74	34.02	-
<i>Artibeus lituratus</i>											
1	Fêmea	78	74	14/07/07	Seca	6	17	4	73.64	17.98	788.1
2	Fêmea	73	71.6	04/10/07	Úmida	4	18	1	30.01	45.53	2053.2
3	Fêmea	76	70.2	04/10/07	Úmida	8	16	0	154.16	41.92	-
4	Macho	65	71	04/10/07	Úmida	5	27	2	57.35	44.11	2001.0
5	Macho	66	75.4	09/10/07	Úmida	3	15	0	6.7	-	-
6	Macho	73	71.1	13/02/08	Úmida	5	15	1	136.03	23.26	1295.6
7	Macho	68	72.7	14/02/08	Úmida	6	9	0	-	-	-
8	Macho	75	71.6	04/04/08	Úmida	3	17	0	172.18	35.77	-
9	Fêmea	69	73.1	05/04/08	Úmida	5	25	1	389.72	29.06	1076.2
10	Macho	71	76.1	02/09/08	Seca	6	15	1	77.94	20.63	650.9
11	Macho	82.5	70.1	02/09/08	Seca	8	20	1	61.53	30.88	987.0
12	Macho	62	73	08/09/08	Seca	4	24	2	90.1	26.45	418.2

A análise composicional revelou uma seleção de habitat significativa por ambas as espécies (*C. perspicillata*: Wilks $\lambda = 0,0039$; g.l. 4; $p < 0,001$, randomização $p = 0,004$; e *A. lituratus*: Wilks $\lambda = 0,0587$; g.l. 4; $p < 0,001$). *C. perspicillata* apresentou uma preferência significativa pelo habitat *Restauradas*, seguida pelos habitats *Estágio Médio* e *Exóticas*, estes não apresentando diferenças significativas entre si. Juntos estes habitats representaram 84,75% dos habitats utilizados. Os outros habitats, *Antrópicas* e *Estágio Inicial*, foram menos utilizados do que o esperado pela sua disponibilidade na paisagem, com 15,25% de utilização (FIGURA 02 e ANEXO F).

Para a espécie *A. lituratus* novamente o habitat *Restauradas* foi significativamente mais utilizado em detrimento aos outros habitats. Na seqüência, entretanto, observamos uma inversão no ordenamento dos habitats com *Exóticas* e depois *Estágio Médio* como habitats mais utilizados, apesar de novamente não apresentarem diferença significativa entre si. Neste caso os próximos habitats, *Antrópicas* e *Estágio Inicial*, foram significativamente menos utilizados que *Exóticas*, porém, esta diferença não foi significativamente menor que *Estágio Médio*, sendo que estes três foram menos utilizados que o esperado pela sua disponibilidade na paisagem (FIGURA 02 e ANEXO G).

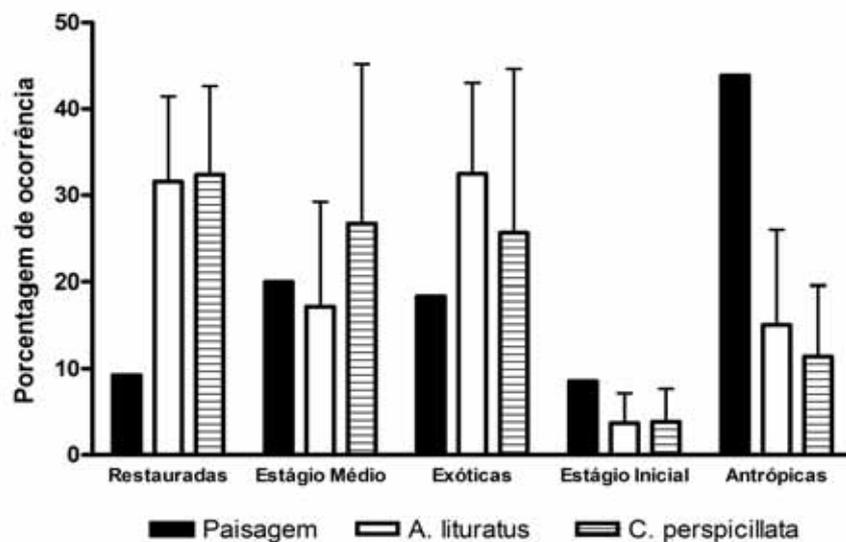


Figura 02 – Relação entre o uso do habitat por *Artibeus lituratus* e *Carollia perspicillata* (conforme observado na área de forrageio média de cada espécie) em relação à real disponibilidade cada habitat na paisagem (CAM).

3.2. Abrigos – Em relação aos abrigos diurnos encontrados, uma evidente predileção pelos dois habitats com maior complexidade estrutural foi encontrada para ambas espécies.

Dos 11 abrigos da espécie *Carollia perspicillata* localizados para oito indivíduos, 55% foram encontrados em *Remanescentes Florestais em Estágio Médio de Regeneração* enquanto os outros 45% em *Área Restaurada*. Para *Artibeus lituratus*, dos 13 abrigos diurnos localizados também para oito indivíduos, 69% foram encontrados em *Remanescentes Florestais em Estágio Médio de Regeneração* e os 31% restantes em *Área Restaurada*. Para alguns indivíduos de ambas espécies, onde mais de um abrigo foi localizado, estes abrigos sempre foram localizados no mesmo habitat.

3.3. Resposta à oferta de recursos alimentares - A produção geral dos frutos que fazem parte da dieta das espécies de morcegos estudadas na área em recuperação foi contínua, com picos de maior ou menor atividade que variaram de forma específica. No caso de *Solanum mauritianum*, apenas na campanha de abril de 2008 não houve produção, enquanto a espécie *Piper aduncum* fugiu totalmente ao padrão geral, com uma produção de frutos restrita à campanha de Fevereiro de 2008, na estação úmida (FIGURA 03).

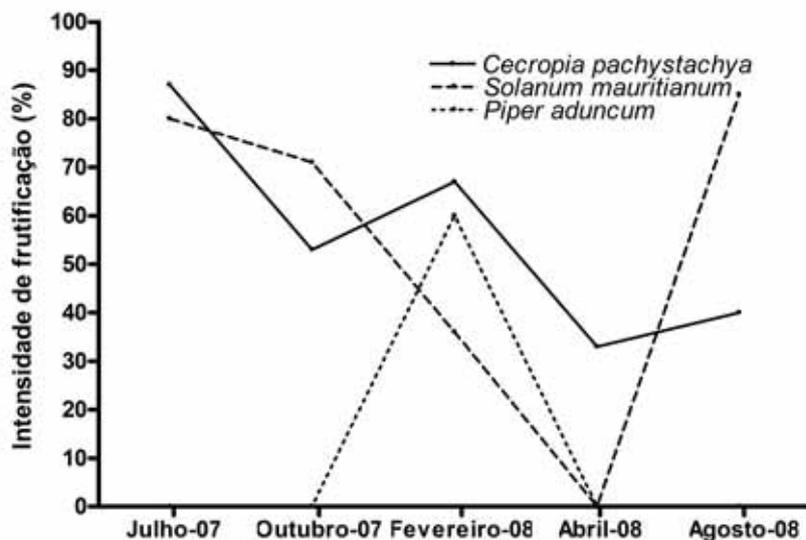


Figura 03 – Avaliação da disponibilidade de frutos de três populações de plantas que servem como alimento para morcegos na área restaurada durante este estudo.

Ambas espécies não apresentaram respostas à oferta de recursos quanto à “% de Uso da Área Restaura”, *Carollia perspicillata*, com a oferta de *S. mauritianum* ($t = 0,09$; g.l. 5; $p = 0,205$) e *P. aduncum* ($t = 1,394$; g.l. 9; $p = 0,098$), e *Artibeus lituratus*, também com a oferta de *S. mauritianum* ($t = 0,457$; g.l. 8; $p = 0,33$) e de *C. pachystachya* ($t = 0,984$; g.l. 8; $p = 0,177$). Já em relação à “Distância Média de Comutação”, alguns padrões puderam ser observados. No caso de *Artibeus lituratus*, não houve resposta quanto à maior produção de *S. mauritianum* ($t = -0,069$; g.l. 6; $p = 0,474$), mesmo observado quanto à *C. pachystachya* ($t =$

2,216; g.l. 6; $p = 0,96$). Já *Carollia perspicillata* apresentou uma significativa menor distância média de comutação na época de maior produção de *P. aduncum* ($t = -2,293$; g.l. 6; $p = 0,031$ – FIGURA 04), padrão não observado para *S. mauritianum* ($t = 4,04$; g.l. 6; $p = 0,997$).

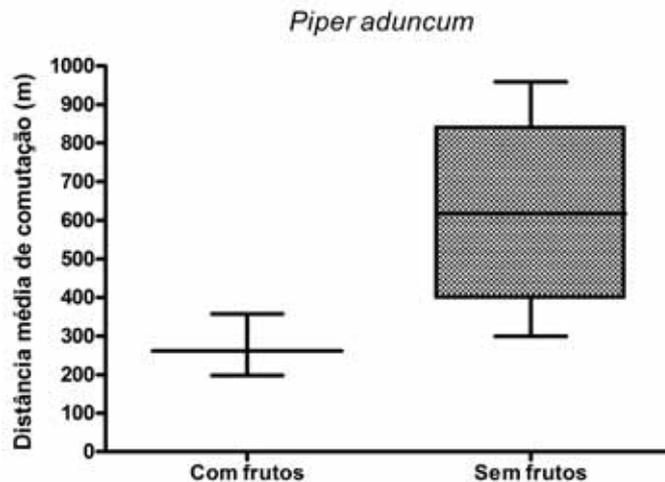


Figura 04 – Box-plot comparando a distância média de comutação entre abrigos e áreas de forrageio para a espécie *Carollia perspicillata* entre períodos de oferta e escassez de *Piper aduncum*.

4. Discussão

Os resultados obtidos neste estudo demonstram que as florestas recém-recuperadas com quatro anos de idade foram rapidamente incorporadas como habitat de forrageio e abrigo para ambas as espécies estudadas. A análise de seleção de habitat para forrageio mostrou também, para as duas espécies, que este habitat é significativamente mais utilizado em conjunto com outros habitats com estrutura florestal disponíveis na paisagem, enquanto os outros habitats de menor complexidade foram sub-utilizados, geralmente apenas entre deslocamentos (ANEXOS D e E). A capacidade de movimentação entre estes habitats, inclusive na mesma noite, confirma a persistência destas espécies em paisagens fragmentadas (BERNARD & FENTON 2003; BIANCONI *et al.*, 2006; LOAYZA & LOISELLE, 2008). Adicionalmente, a despeito do caráter generalista no uso do habitat para forrageio, os resultados indicam que a complexidade estrutural e a oferta de recursos alimentares foram importantes características locais influenciando no uso dos habitats pelos morcegos frugívoros.

A estrutura da vegetação local tem importante conseqüência no uso do espaço por animais (DEWALT *et al.*, 2003), podendo inclusive ser fator determinante na riqueza e composição de espécies em assembléias de morcegos (ERICKSON & WEST, 2003). Nossos resultados de seleção de habitats evidenciaram que ambas as espécies apresentaram preferência significativa pelos habitats de maior complexidade estrutural. A evidente seleção por habitats com esta característica (florestados) reforça a idéia de sua importância na satisfação das necessidades autoecológicas, como disponibilidade de abrigos e alimentos, de ambas espécies (DEWALT *et al.*, 2003), possibilitando por sua vez a ocupação de habitats circunvizinhos de menor complexidade (GORRENSSEN & WILLIG, 2004; BIANCONI *et al.*, 2006; BERNARD & FENTON, 2007). Da mesma forma, a oferta relativamente constante dos recursos alimentares considerados chave na dieta das espécies estudadas, encontrada para a floresta em recuperação estudada (FIGURA 3), proporcionou um uso consistente da mesma para forrageio ao longo do período do estudo, medido através da % de uso da área em processo de restauração. Além disso, resultados significativos em relação à disponibilidade de frutos de *Piper aduncum* foram encontrados para *C. perspicillata*, que reduziu a distância de comutação percorrida entre abrigos e áreas de alimentação quando os mesmos estavam disponíveis na área, consistente com o encontrado em outros estudos com a espécie (FLEMING & HEITHAUS, 1986). Em conjunto, estes dados parecem corroborar a idéia de que morcegos frugívoros apresentam flexibilidade na resposta à fragmentação florestal, mas que esta flexibilidade é influenciada por características locais dos habitats remanescentes, como complexidade estrutural e disponibilidade de recursos (LAW & DICKMAN, 1998) e, à medida que estas características se desenvolvem ao longo do processo de recuperação de uma área degradada, possibilita a re-ocupação deste novo habitat ao menos pelas espécies de frugívoros estudadas.

Por outro lado, o isolamento de determinado habitat, avaliado tanto por características físicas da paisagem como quantidade e distâncias entre fragmentos e natureza da matriz, como pelas capacidades de deslocamento de cada espécie (BELISLE, 2005), tem sido demonstrado como determinante na ocupação deste habitat (LAW & DICKMAN, 1998; FISCHER & LINDENMAYER, 2007), e alguns estudos com assembléias de morcegos neotropicais vêm demonstrando que este efeito pode ser ressaltado em situações onde a natureza da matriz é mais seletiva (COSSON *et al.*, 1999; MEYER & KALKO, 2008). Em nosso estudo, a rápida incorporação da área restaurada pelas espécies estudadas pode ter sido facilitada tanto por suas características de deslocamento quanto por algumas características da paisagem, como a natureza da matriz.

Quanto à natureza da matriz, dos 22855,23 ha avaliados dentro do CAM, aproximadamente 38% foram identificados como outros habitats de maior complexidade estrutural, especificamente florestas secundárias e florestas comerciais de espécies exóticas, que estão distribuídas principalmente ao redor das áreas restauradas. Já é conhecida a importância de remanescentes da vegetação nativa funcionando como áreas fontes de novos indivíduos e espécies em paisagens altamente modificadas (TURNER & CORLETT, 1996; LINDENMAYER *et al.*, 2008). Entretanto, em nossa área de estudo, o ambiente *Florestas Exóticas*, composto em sua grande maioria por plantações comerciais de *Eucalyptus* spp., foi amplamente utilizado para deslocamento pelas espécies estudadas. Este habitat, interpretado por nós como de complexidade estrutural intermediária, aparentemente atende bem as necessidades das espécies neste estudo, inclusive sendo utilizado em proporção similar à observada para remanescentes florestais por *Artibeus lituratus*. É conhecida a característica generalista desta espécie na seleção de habitat, entretanto a presença deste tipo de habitat na matriz, quando associada aos habitats florestais de maior complexidade, pode elevar a conectividade dos habitats na paisagem, como já demonstrado para esta e outras classes de cobertura vegetal (FARIA, 2006; BARLOW *et al.*, 2007; PINTO & KEITT, 2008).

Quanto aos padrões de deslocamento das espécies estudadas, diversos estudos com efeitos da fragmentação em assembléias de morcegos sugerem que ambos *A. lituratus* e *C. perspicillata* possuem uma maior eficiência em adaptarem-se a estes processos (MEDELLÍN *et al.*, 2000; ESTRADA & COATES-ESTRADA 2002; BIANCONI *et al.*, 2004, mas ver COSSON *et al.*, 1999), atribuindo esta característica, em partes, à sua ampla capacidade de deslocamento (MEYER & KALKO, 2008). De fato, nossos resultados corroboraram esses estudos ao demonstrar esta capacidade. Em paisagens fragmentadas, onde os recursos se encontram espaço-temporalmente agrupados, morcegos frugívoros precisam se deslocar a maiores distâncias para alcançá-los, utilizando, conseqüentemente, boa parte dos habitats disponíveis na área (BERNARD & FENTON, 2003; BONACCORSO *et al.* 2007; LOAYZA & LOISELLE, 2008). *Carollia perspicillata* é um típico forrageador de sub-bosque que se alimenta de plantas pioneiras de baixa produtividade noturna, mas alta previsibilidade espaço-temporal (p.ex. *Piper* spp. e *Solanum* spp. (MARINHO-FILHO 1991) e conseqüentemente dedica seu tempo a vôos curtos em busca de indivíduos frutificando em detrimento a longos vôos por comutação (FLEMING & HEITHAUS, 1986). Ao apresentar maiores áreas de forrageio quando em paisagens fragmentadas, pode se assemelhar mais a *Artibeus lituratus* em seu padrão de forrageio (STOCKWEL, 2001; BIANCONI *et al.*, 2004). Espécies deste gênero têm sua dieta voltada para o consumo de plantas com grande produção de fruto, mas

efêmeras no tempo-espaço (p. ex. *Ficus* spp.), o que acarreta maiores deslocamentos para encontrar alimento e conseqüentemente áreas de forrageio mais amplas (MORRINSON, 1978; FLEMING & HEITHAUS, 1986).

Em nosso estudo, o tamanho médio da área de uso de *Carollia perspicillata*, que foi de 32 ha podendo chegar até 79 ha, e o deslocamento médio de comutação entre abrigos e áreas de forrageio, que foi de 488 metros podendo chegar a 958 m, foram substancialmente superiores aos encontrados por Bonaccorso *et al.* (2007) em áreas de florestas contínuas, onde reportam áreas de vida relativamente pequenas (<17 ha) usando método de séries de Fourier (método também probabilístico, como o KF 95%) e deslocamentos médios de comutação entre abrigos e áreas de forrageio de 267 metros, podendo chegar entretanto a 600m. Por sua vez, em paisagens fragmentadas, distâncias máximas de deslocamento averiguadas através de estudos envolvendo marcação e recaptura variaram entre 1700 e 3700 metros (BIANCONI *et al.*, 2006; MEYER & KALKO, 2008), enquanto estudo realizado por Bernard & Fenton (2003) em uma paisagem naturalmente fragmentada no norte do Brasil, utilizando o método Mínimo Polígono Convexo (MPC), encontrou áreas de uso muito maiores, variando de 155 até 320 ha. O MPC conhecidamente infla os tamanhos estimados de áreas de uso (BONACCORSO *et al.*, 2007), mesmo assim, existe um aparente aumento na magnitude dos deslocamentos encontrados em áreas fragmentadas, e os resultados de presente estudo se encontram entre os valores observados. Fleming & Heithaus (1986) demonstraram em estudo realizado em área de mosaico de habitats composto por florestas secas em distintos estágios sucessionais e áreas abertas na Costa Rica, que o deslocamento médio de comutação entre abrigos e áreas de forrageio de normalmente 850 metros, se eleva a uma média de 1410 metros na estação seca onde há escassez de recurso, podendo atingir, entretanto, 3700 metros.

Para *Artibeus lituratus* não foram encontrados estudos em literatura que estimem tamanho de área de vida ou de uso. Entretanto, alguns estudos relatam de médio a grandes deslocamentos para esta espécie (MORINSON, 1980; MENEZES JR *et al.*, 2008) e outras espécies de *Artibeus* de tamanho similar (MORINSON, 1978; COSTA *et al.*, 2006), e baixa fidelidade local a fragmentos florestais (BIANCONI *et al.*, 2006), sugerindo amplas áreas de uso para esta espécie. HANDLEY *et al.* (1991) reportam distâncias de comutação percorridas entre abrigos diurnos e áreas de forrageio que variam de 1 a 4 Km para outra espécie do gênero *Artibeus* no Panamá. Em concordância com estas observações, nosso estudo estima um tamanho médio da área de uso de 124,4 ha, podendo chegar até 389,7 ha, e um deslocamento médio entre abrigos e áreas de alimentação de 1158,8 metros.

Assim acreditamos que no presente estudo, devido às evidências apontando para uma baixa seletividade de alguns elementos componentes da matriz associada à vagilidade característica das espécies escolhidas para este estudo, o isolamento do habitat foi menos determinante que características locais na re-ocupação da área em processo de recuperação.

4.1. Implicações para a Recuperação de Áreas degradadas - Os padrões de deslocamento descritos em nosso estudo, quando associados às informações sobre dieta destas espécies na área (SILVEIRA *et al.*, dados não publicados), fornecem evidências consistentes quanto ao potencial re-estabelecimento do fluxo de propágulos via transporte por morcegos frugívoros em uma floresta restaurada com quatro anos de idade. A recuperação deste habitat obteve sucesso em restaurar as condições adequadas à sua utilização permanente como área de alimentação e abrigo. Como foi demonstrada, a utilização deste “novo habitat” é feita, na mesma noite, em conjunto com outros habitats florestais presentes na paisagem, criando um cenário favorável que provavelmente permite a adição de novos indivíduos e espécies de plantas via deposição das sementes ingeridas nestas florestas vizinhas. A metodologia empregada neste estudo foi satisfatória em levantar estas informações, e sua repetição em outras áreas em recuperação é recomendada para comparação com os resultados obtidos neste estudo.

5. Referências bibliográficas

- AEBISCHER, N. J.; ROBERTSON, P. A.; KENWARD, R. E. Compositional analysis of habitat use from animal radio-tracking data. **Ecology**, v. 74, p. 1313-325, 1993.
- ALDRIDGE, H. D. J. N.; BRIGHAM, R. M. Load carrying and maneuverability in an insectivorous bat—a test of the 5 percent “rule” of radio-telemetry. **Journal of Mammalogy**, v. 69, p. 379-382, 1988.
- ANTHONY, E. L. P. Age determination in bats. In: KUNZ, T. H. (Ed.) **Ecological and behavioral methods for the study of bats**. Washington: Smithsonian Institution Press, 1988. p. 47-58.
- BARLOW, J.; GARDNER, T. A.; ARAUJO, I. S.; ÁVILA-PIRES, T. C.; BONALDO, A. B.; COSTA, J. E.; ESPOSITO, M. C.; FERREIRA, L. V.; HAWES, J.; HERNANDEZ, M. I. M.; HOOGMOED, M. S.; LEITE, R. N.; LO-MAN-HUNG, N. F.; MALCOLM, J. R.; MARTINS, M. B.; MESTRE, L. A. M.; MIRANDA-SANTOS, R.; NUNES-GUTJAHR, A. L.; OVERAL, W. L.; PARRY, L.; PETERS, S. L.; RIBEIRO-JUNIOR, M. A.; SILVA, M. N. F.; SILVA MOTTA, C.; PERES, C. A. Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary and plantation forests.

- Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 104, n. 47, p. 18555-18560, 2007.
- BELISLE, M. Measuring landscape connectivity: the challenge of behavioral landscape ecology. **Ecology**, v. 86, p. 1988-1995, 2005.
- BENCKE, C. S. C.; MORELLATO, L. P. C. Comparação de dois métodos de avaliação da fenologia de plantas, sua interpretação e representação. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 25, p. 269-275, 2002.
- BERNARD, E.; FENTON, M. B. Bat mobility and roosts in a fragmented landscape in Central Amazonia, Brazil. **Biotropica**, v. 35, p. 262-277, 2003.
- BERNARD, E.; FENTON, M. B. Bats in a fragmented landscape: Species composition, diversity and habitat interactions in savannas of Santarém, Central Amazonia, Brazil. **Biological Conservation**, v. 134, n. 3, p. 332-343, 2007.
- BIANCONI, E.; MIKICH, S. B.; PEDRO, W. A. Diversidade de morcegos (Mammalia, Chiroptera) em remanescentes florestais do município de Fênix, noroeste do Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 21, n. 4, p. 943-954, 2004.
- BIANCONI, G. V.; MIKICH, S. B.; PEDRO, W. A. Movements of bats (Mammalia, Chiroptera) in Atlantic Forest remnants in southern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 23, n. 4, p. 1199-1206, 2006.
- BONACCORSO, F. J., J. R. WINKELMANN, D. SHIN, C. I. AGRAWAL, N. ASLAMI, C. BONNEY, A. HSU, P. E. JEKIELEK, A. K. KNOX, S. J. KOPACH, T. D. JENNINGS, J. R. LASKY, S. A. MENESALE, J. H. RICHARDS, J. A. RUTLAND, A. K. SESSA, L. ZHAUROVA, & T. H. KUNZ. Evidence for Exploitative Competition: Comparative Foraging Behavior and Roosting Ecology of Short-Tailed Fruit Bats (Phyllostomidae). **Biotropica**, v. 39, p. 249-256, 2007.
- BÖRGER, L.; FRANCONI, N.; DE MICHELE, G.; GANTZ, A.; MESCHI, F.; MANICA, A.; LOVARI, S. & COULSON, T. Effects of sampling regime on the mean and variance of home range size estimates. **Journal of Animal Ecology**, p. 75, n. 6, p. 1393-1405, 2006.
- COSSON, J.; PONS, J.; MASSON, D. Effects of forest fragmentation on frugivorous and nectarivorous bats in French Guiana. **Journal of Tropical Ecology**, v. 15, n. 4, p. 515-534, 1999.
- COSTA, L. M.; PRATA, A. F. D.; MORAES, D.; CONDE, C. F. V.; JORDÃO-NOGUEIRA, T.; ESBÉRARD, C. E. L. Deslocamento de *Artibeus fimbriatus* sobre o mar. **Chiroptera Neotropical**, v. 12, n. 2, p. 289-290, 2006.
- DEWALT, S. J.; MALIAKAL, S. K.; DENSLOW, J. S. Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: Implications for wildlife. **Forest Ecology and Management**, v. 182, p. 139-151, 2003.

- DURIGAN, G. Métodos para análise de vegetação arbórea. In: Cullen-Jr., L. *et al.*, (Ed.), **Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Editora da UFPR & Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2003. Curitiba. Pp. 455-480.
- ESTRADA, A.; COATES-ESTRADA, R. Bat species richness in live fences and in corridors of residual rain forest vegetation at Los Tuxtlas, Mexico. **Ecography**, v. 24, p. 94-102, 2001.
- FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 34, p. 487-515, 2003.
- FARIA, D. M. Phyllostomid bats of a fragmented landscape in northe-eastern Atlantic forest, Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 21, n. 4, p. 1-12, 2006.
- FISCHER, J.; LINDENMAYER, D. B. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. **Global Ecology and Biogeography**, v. 16, p. 265-280, 2007.
- FLEMING, T. H.; HEITHAUS, E. R. Seasonal foraging behavior of the frugivorous bat *Carollia perspicillata*. **Journal of Mammalogy**, v. 67, p. 660-671, 1986.
- GALINDO-GONZÁLEZ, J.; GUEVARA, S.; SOSA, V. J. Bat and bird generated seed rains at isolated trees in grazing pastures: their importance in restoring tropical rain forest in Mexico. **Conservation Biology**, v. 14; p. 1693-1703, 2000.
- GORRESEN, P.M., WILLIG, M.R. Landscape responses of bats to habitat fragmentation in Atlantic Forest of Paraguay. **Journal of Mammalogy**, 85: 688-697. 2004.
- HANDLEY JR., C.O.; L.L. GARDNER & D.E. WILSON. Movements, p. 89-130. In: C.O. HANDLEY JR.; D.E. WILSON & A.L. GARDNER (Eds.). Demography and natural history of the common fruit bat, *Artibeus jamaicensis*, on Barro Colorado Island, Panamá. Smithsonian Contributions to Zoology, Washington, 511: 1-173. 1991.
- HOLL, K. D. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. **Biotropica**, v. 31, p. 229-242, 1999.
- HOWE, H. F.; SMALLWOOD, J. Ecology of seed dispersal. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 13, p. 201-228, 1982.
- JACOB, A. A.; RUDRAN, R. Radiotelemetria em estudos populacionais. In: Cullen Jr., L.; Rudran, R.; Valladares-Padua, C. (Ed.) **Métodos de Estudos em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre**. Curitiba: Editora da UFPR & Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2003. p. 285-341.
- KALKO, E. K. V. Organisation and diversity of tropical bat communities through space and time. **Zoology**, v. 101, p. 281-297, 1998.
- KERNOHAN, B. J.; GITZEN, R.A.; MILLSPAUGH, J.J. Analysis of animal space use and movement. In: MILLSPAUGH, J. J.; MARZLUFF, J. M. (Ed.) **Radio tracking and animal populations**. San Diego: Academic Press, 2001. p. 126-166.

KÖPPEN, W. **Climatologia**. México: Fondo de Cultural Econômica, 1948.

KRONKA, F. J. N.; NALON, M. A.; MATSUKUMA, C. K.; KANASHIRO, M. M.; IWANE, M. S. S. I.; PAVÃO, M.; DURIGAN, G.; LIMA, L. M. P. R.; GUILLAUMON, J. R.; BAITELLO, J. B.; BORGIO, S. C.; MANETTI, L. A.; BARRADAS, A. M. F.; FUKUDA, J. C.; SHIDA, C. N.; MONTEIRO, C. H. B.; PONTINHA, A. A. S.; ANDRADE, G. G.; BARBOSA, O.; SOARES, A. P.; JOLY, C. A. & COUTO, H. T. Z. **Inventário florestal da vegetação natural do estado de São Paulo**. São Paulo: Secretaria do meio ambiente/Instituto Florestal, Imprensa Oficial, 200P. 2005.

LAW, B. S., and C. R. DICKMAN. The use of habitat mosaics by terrestrial vertebrate fauna: implications for conservation and management. **Biodiversity and Conservation**, v. 7, p. 323-333. 1998.

LINDELL, C. A. The value of animal behavior in evaluations of restoration success. **Restoration Ecology**, v. 16, n. 2, p. 197-203. 2008.

LINDENMAYER, D. B., R. B. CUNNINGHAM, C. MACGREGOR, M. CRANE, D. MICHAEL, J. FISCHER, R. MONTAGUE-DRAKE, A. FELTON, and A. MANNING. Temporal changes in vertebrates during landscape transformation: a large-scale “natural experiment”. **Ecological Monographs**, v. 78, p. 567-590. 2008.

LOAYZA, A. P.; LOISELLE, B. A. Preliminary information on the home range and movement patterns of *Sturnira lilium* (Phyllostomidae) in a naturally fragmented landscape in Bolivia. **Biotropica**, v. 40, p. 630-635, 2008.

MANDETTA, E. C. N. **Avaliação florística e de aspectos da estrutura da comunidade de um reflorestamento com dois anos e meio de implantação no município de Mogi Guaçu-SP**. 2007. 103p. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”, Rio Claro, 2007.

MARINHO-FILHO, J. S. The coexistence of two frugivorous bat species and the phenology of their food plants in Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 7, p. 59-67, 1991.

MEDELLIN, R. A. & GAONA, O. Seed Dispersal by Bats and Birds in Forest and Disturbed Habitats of Chiapas, Mexico. **Biotropica**, v. 31, n. 3, p. 478-485, 1999.

MENEZES-Jr., L. F.; DUARTE, A. C.; NOVAES, R. L. M.; FAÇANHA, A. C.; PERACCHI, A. L.; COSTA, L. M.; PRATA, A. F. D.; ESBÉRARD, C. E. L. Movement of *Artibeus lituratus* (Olfers, 1818) (Mammalia, Chiroptera) between island and continent on State of Rio de Janeiro, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 8, n. 2, 2008. Disponível em: <www.biotaneotropica.org.br/v8n2/en/abstract?shortcommunication+bn00808022008>. Acesso em: 3 Ago. 2009.

MEYER, C. F. J. & KALKO, E. K. V. Assemblage-level responses of phyllostomid bats to tropical forest fragmentation: land-bridge islands as a model system. **Journal of Biogeography**, v. 35, n. 9, p. 1711-1726. 2008.

- MORRISON, D.W. Foraging Ecology and Energetics of the Frugivorous Bat *Artibeus Jamaicensis*. **Ecology**, v. 59, n. 4, p. 716-723. 1978.
- MORRISON, D.W. Foraging and day-roosting dynamics of canopy fruit bats in panama **Journal of Mammalogy**, v. 61, n. 1, p. 20-29. 1980
- MUSCARELLA, R.; FLEMING, T. H. The Role of Frugivorous Bats in Tropical Forest Succession. **Biological Reviews**, v. 82, n. 4, p. 573-590, 2007.
- PINTO, N.; KEITT, T. H. Scale-dependent responses to forest cover displayed by frugivore bats. **Oikos**, v. 117, n. 11, p.1725-1731, 2008.
- RACEY, P.A. Reproductive assessment in bats. In: KUNZ, T.H. (Ed.) **Ecological and behavioral methods for the study of bats**. Washington: Smithsonian Institution Press, 1988. p. 31-43.
- RODGERS, A. R.; CARR, A. P.; BEYER, H. L.; SMITH, L.; KIE, J. G. **HRT: Home Range Tools for ArcGIS, 1.1**. Ontario: Ontario Ministry of Natural Resources, Centre for Northern Forest Ecosystem Research, 2007.
- RODRIGUES, R.R.; LIMA, R. A. F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1242-1251, 2009.
- RUIZ-JAEN, M. C. & AIDE, T. M. Restoration Success: How Is It Being Measured? **Restoration Ecology**, v. 13, p. 569-577. 2005.
- SÃO PAULO. **Resolução SMA - 8**. Fixa a orientação para o reflorestamento heterogêneo de áreas degradadas e dá providências correlatas. Secretaria do Meio Ambiente de São Paulo, SP, 31 Jan. 2008. Disponível em: <<http://www.ibot.sp.gov.br/legislacao/resolucaoSMA08-2008.htm>> . Acesso em 3 Ago. 2009.
- STOCKWELL, E.F. Morphology and flight manoeuvrability in new world leaf-nosed bats (CHIROPTERA: PHYLLOSTOMIDAE). **Journal of Zoology**, v. 254, p. 505-514. 2001.
- SEAMAN, D. E.; POWELL, R. A. An evaluation of the accuracy of kernel density estimators for home range analysis. **Ecology**, v. 77, p. 2075-2085, 1996.
- TURNER, I.M. & CORLETT, R.T. The conservation value of small isolated fragments of lowland tropical rain forest. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 11, p. 330-333. 1996.
- WHITE, G.C. & GARROTT, R.A. **Analysis of wildlife radiotracking data**. London: Academic Press. 1990.
- WORTON, B. J. Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. **Ecology**, v. 70, p.164-168, 1989.

WUNDERLE Jr, J.M. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. **Forest Ecology and Management**, v. 99, p. 233-235. 1997.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. New Jersey: Prentice Hall, 1999. 663 p.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente estudo apresenta evidências empíricas de respostas apresentadas pela fauna mediante a recuperação de áreas degradadas através de projetos de revegetação baseados em restauração ecológica. O pano de fundo embasando as hipóteses levantadas neste estudo foi a participação da fauna no re-estabelecimento da dinâmica sucessional em projetos de restauração, buscando-se avaliar o potencial do grupo taxonômico escolhido como modelo em servir como indicador desta dinâmica. Neste contexto, os modelos escolhidos, espécies de morcegos pertencentes à família Phyllostomidae, bem como a metodologia aplicada neste estudo, foram satisfatórios em fornecer algumas conclusões sobre o projeto implantado na RPPN Parque São Marcelo.

Com os resultados obtidos no primeiro capítulo, pudemos demonstrar que as mudanças sucessionais observadas na vegetação da área recuperada, após quatro anos da implantação do projeto, resultaram em alterações na assembléia de morcegos filostomídeos, sugerindo a recolonização da área. Mais ainda, estes resultados sugerem o potencial restabelecimento de serviços ecológicos comumente realizados por espécies de filostomídeos, contribuindo com a dinâmica sucessional na área estudada. Por outro lado, eles também evidenciaram o caráter inicial da sucessão na área, onde em muitos aspectos a assembléia manteve uma estrutura comum a assembléias de filostomídeos de áreas degradadas. Em síntese, concluímos que, ainda que apresentando uma assembléia em estágio intermediário entre assembléias encontradas em áreas degradadas e em remanescentes de vegetação nativa, o projeto implantado nesta área criou condições para seu estabelecimento em longo prazo como habitat para fauna de morcegos filostomídeos.

No segundo capítulo pudemos evidenciar que a floresta recém-recuperada com quatro anos de idade foi rapidamente incorporada como habitat de forrageio e abrigo para as duas principais espécies de frugívoros que ocorrem na área estudada, apontando a complexidade estrutural e a oferta de recursos alimentares como importantes características locais que influenciam no uso dos habitats pelos morcegos frugívoros. Os padrões de deslocamento descritos, associados às informações sobre a dieta destas espécies na área, composta inclusive por frutos de espécies não contempladas no plantio inicial (Alóctones) (SILVEIRA, dados não publicados), também fornecem evidências consistentes quanto ao potencial re-estabelecimento do fluxo de propágulos via transporte por morcegos frugívoros. Como foi demonstrada, a utilização destes habitats é feita, na mesma noite, em conjunto com outros habitats florestais presentes na paisagem, criando um cenário favorável que provavelmente

permite a adição de novos indivíduos e espécies de plantas via deposição das sementes ingeridas nestas florestas vizinhas.

De forma geral, o caráter complementar dos resultados obtidos em cada capítulo representa fortes indícios de que a restauração estaria contribuindo para o re-estabelecimento de populações viáveis. A dinâmica de recolonização demonstrada para a área estudada é validada à medida que demonstramos que as espécies estudadas estão se beneficiando da criação deste novo habitat porque este as proporciona novas áreas de forrageio e abrigo. Esta conclusão subsidia então as evidências da contribuição destes animais no re-estabelecimento da dinâmica sucessional na área restaurada, uma vez que ao incorporarem-na em suas áreas em suas áreas de vida, estes animais passam a estabelecer as relações comuns aos seus hábitos de vida (p.ex. dispersão de sementes por espécies frugívoras).

Assim, neste trabalho contribuimos para demonstrar que esta relação mútua entre estes componentes da fauna e da flora, que resultam em importantes processos ecológico, tem grande potencial de aplicação na avaliação do sucesso de projetos de restauração, ao menos em estágios iniciais de sucessão. Uma limitação clara deste estudo, entretanto, foi a falta de replicação de áreas restauradas, o que conferiria maior robustez aos padrões observados. Avaliar se estes padrões se repetem em outras áreas recuperadas em diferentes idades e situações na paisagem, é fundamental para a melhor definição de uma estratégia de monitoramento utilizando este grupo na avaliação do sucesso de projetos de restauração.

Um possível caminho teórico embasando esta proposta seria trabalhar com o efeito de aninhamento no padrão de ocorrência das espécies entre estágios sucessionais, onde o conjunto de espécies de determinado estágio sucessional corresponde às espécies do estágio anterior mais algumas novas. Determinar se estes subconjuntos de espécies representam uma amostra aleatória do conjunto de espécies apresentado em estágios mais avançados de sucessão ou se existe um padrão determinístico no incremento destas espécies entre estágios sucessionais, resultante de características ecológicas ou da história natural de cada espécie, pode possibilitar a identificação de recursos críticos para a reabilitação de áreas degradadas visando sua recolonização por grupos específicos da fauna.

ANEXOS

Anexo A - Lista das espécies utilizadas no plantio da área restaurada realizado em 2002 na RPPN “Parque São Marcelo”, com seus respectivos grupos ecológicos (Pi – Pioneira; Si – Secundária inicial; St – Secundária tardia; Cl – Climácica) e síndromes de dispersão, de acordo com proposto por Mandetta (2007) e Barbosa et al. (2003). Destacadas em negrito no texto estão as espécies conhecidamente consumidas por morcegos (GEISELMAN et al, 2002) e destas, as espécies marcadas com (*) produziram frutos ao longo do estudo.

FAMILIAS\ESPÉCIES	Grupo Ecológico	Síndrome
ANACARDIACEAE		
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	Si	Anemocórica
<i>Lithraea molleoides</i> (Vell.) Engl.	Si	Zoocórica
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	Cl	Anemocórica
<i>Schinus molle</i> L.	Si	Zoocórica
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Pi	Zoocórica
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Si	Zoocórica
APOCYNACEAE		
<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i> Muell. Arg.	St	Anemocórica
<i>Aspidosperma polyneuron</i> Muell. Arg.	St	Anemocórica
<i>Peschiera fuchsiaefolia</i> Miers	Pi	Zoocórica
ARALIACEAE		
<i>Dendropanax cuneatum</i> Decne. & Planch	Pi	Zoocórica
ARECACEAE		
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Si	Zoocórica
ASTERACEAE		
<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera	-	Anemocórica
BIGNONIACEAE		
<i>Jacaranda cuspidifolia</i> Mart.	Pi	Anemocórica
<i>Tabebuia avellaneda</i> Lorentz ex Griseb	Si	Anemocórica
<i>Tabebuia chrysotricha</i> (Mart. Ex DC.) Standl.	St	Anemocórica
<i>Tabebuia heptaphylla</i> (Vell.) Toledo	St	Anemocórica
<i>Tabebuia impetiginosa</i> (Mart.) Standl.	St	Anemocórica
<i>Tabebuia ochracea</i> (Cham.) Standl.	St	Anemocórica
<i>Tabebuia roseo-alba</i> (Ridley) Sandwith	St	Anemocórica
<i>Tabebuia vellosi</i> Toledo	Pi	Anemocórica
<i>Zeyhera tuberculosa</i> (Vell.) Bureau ex Verlot	St	Anemocórica
BOMBACACEAE		
<i>Chorisia speciosa</i> A. St.-Hil. St	St	Anemocórica
<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A.Robyns	Si	Anemocórica
BORAGINACEAE		
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arrab. ex Steud.	St	Zoocória
<i>Cordia superba</i> Cham.	Pi	Zoocórica
<i>Cordia</i> sp	-	Zoocória
CAESALPINIACEAE (LEG. CAESALPINOIDEAE)		
<i>Bauhinia forficata</i> Link	Si	Autocórica
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Si	Zoocórica*
<i>Caesalpinia peltophoroides</i> Benth.	St	Autocórica
<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	Cl	Zoocória*

Anexo A – Continuação

FAMILIAS\ESPÉCIES	Grupo Ecológico	Síndrome
CAESALPINIACEAE (LEG. CAESALPINOIDEAE)		
<i>Hymenaea courbaril</i> L.var. <i>stilbocarpa</i> (Hayne)Y.T.Lee & Langenh	St	Zoocória
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Si	Autocória
<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	Si	Anemocória
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) S.F.Blake	Pi	Anemocória
<i>Senna spectabilis</i> (DC.) H.S.Irwin & Barneby	Pi	Zoocória
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S. Irwin & Barneby	Pi	Zoocória
CECROPIACEAE		
<i>Cecropia pachystachia</i> Trec.	Pi	Zoocória*
COMBRETACEAE		
<i>Terminalia brasiliensis</i> (Cambess. ex A. St.-Hil.) Eichler	St	Anemocória
CUNONIACEAE		
<i>Lamanonia ternata</i> Vell	Si	Anemocória
EUPHORBIACEAE		
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Pi	Autocória
<i>Croton urucurana</i> Baill.	Pi	Autocória
<i>Mabea fistulifera</i> Mart.	Pi	Autocória
FABACEAE (LEG. PAPILIONOIDEAE)		
<i>Amburana cearensis</i> (Allemao) A.C.Sm	St	Anemocória
<i>Erythrina</i> sp	-	Autocória
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl.	Si	Autocória
<i>Machaerium aculeatum</i> Raddi	Si	Anemocória
<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	Si	Anemocória
<i>Myroxylon peruiferum</i> L.f.	Cl	Anemocória
<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl	Si	Anemocória
LAURACEAE		
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	Si	Zoocória
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees) Mez	Si	Zoocória
<i>Ocotea</i> sp	-	Zoocória
LECYTHIDACEAE		
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	St	Anemocória
<i>Cariniana legallis</i> (Mart.) Kuntze	St	Anemocória
<i>Poecilanthe parviflora</i> Benth.	Cl	Autocória
LYTHRACEAE		
<i>Lafoensia glyptocarpa</i> Koehne	Cl	Anemocória
<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.	St	Anemocória
MELASTOMATACEAE		
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	Pi	Zoocória
MELASTOMATACEAE		
<i>Tibouchina granulosa</i> Cogn.	Pi	Zoocória
MELIACEAE		
<i>Cabrlea canjerana</i> (Vell.) Mart	St	Anemocória
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	St	Anemocória
<i>Cedrela odorata</i> L.	Cl	Anemocória
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	St	Zoocória
MIMOSACEAE (LEG. MIMOSOIDEAE)		
<i>Acacia polyphylla</i> DC.	Si	Autocória

Anexo A – Continuação

FAMILIAS\ESPÉCIES	Grupo Ecológico	Síndrome
MIMOSACEAE (LEG. MIMOSOIDEAE)		
<i>Albizia hasslerii</i> (Chodat) Burkart	Pi	Autocórica
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Si	Anemocórica
<i>Anadenanthera falcata</i> Speg.	Pi	Anemocórica
<i>Anadenanthera macrocarpa</i> (Benth.) Brenan	Si	Anemocórica
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	St	Zoocória
<i>Inga uruguensis</i> Hook. & Arn.	Pi	Zoocória*
<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) O. Kuntze	Pi	Autocórica
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	Si	Anemocórica
<i>Pithecellobium incuriale</i> (Vell.) Benth.	Pi	Autocórica
<i>Plathymenia reticulata</i> Benth.	Pi	Anemocórica
MORACEAE		
<i>Ficus guaranitica</i> Chodat	St	Zoocória*
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. Don ex Steud.	Si	Zoocória
MYRSINACEAE		
<i>Rapanea umbellata</i> (Mart. Ex. A. DC.) Mez	Pi	Zoocória
MYRTACEAE		
<i>Eugenia brasiliensis</i> Lam.	St	Zoocória
<i>Eugenia uniflora</i> L.	St	Zoocória*
<i>Eugenia</i> sp	-	Zoocória
<i>Psidium guajava</i> L.	Pi	Zoocória*
<i>Psidium rufum</i> var. <i>rotundifolia</i> Kiaersk	Si	Zoocória
PHYTOLACCACEAE		
<i>Gallesia integrifolia</i> (Speg.) Harms	St	Anemocórica
POLYGONACEAE		
<i>Triplaris brasiliiana</i> Cham.	Si	Anemocórica
RHAMNACEAE		
<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins	Si	Autocórica
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek	Si	Zoocória
ROSACEAE		
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urban	Si	Zoocória
RUBIACEAE		
<i>Genipa americana</i> L.	Si	Zoocória
RUTACEAE		
<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl	St	Anemocórica
<i>Dictyoloma vandellianum</i> A.Juss.	Pi	Anemocórica
<i>Esenbeckia leiocarpa</i> Engl.	Cl	Anemocórica
<i>Helietta apiculata</i> Benth.	St	Anemocórica
SAPINDACEAE		
<i>Sapindus saponaria</i> L.	St	Zoocória
SOLANACEAE		
<i>Solanum mauritianum</i> Dunal.	Pi	Zoocória*
STERCULIACEAE		
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Pi	Zoocória*
TILIACEAE		
<i>Heliocarpus americanus</i> L.	Pi	Anemocórica
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	Si	Anemocórica

Anexo A – Continuação

FAMILIAS\ESPÉCIES	Grupo Ecológico	Síndrome
ULMACEAE		
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Pi	Zoocórica
VERBENACEAE		
<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) A.Juss.	Pi	Anemocórica
<i>Cytharexylum myrianthum</i> Cham.	Pi	Zoocórica
<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.	Pi	Zoocórica
TOTAL: 101 spp.		

Anexo B – Comparação do número de captura, riqueza local de espécies da ordem chiroptera e da família Phyllostomidae em diversas áreas de floresta Atlântica brasileira.

Estudo	Vegetação	Área Estudada	Área (ha)	Capturas	Total de Espécies	Phyllostomidae
1	Fl. Estacional (PR)	P.N. Iguaçu	170000	1403	26	12
2	Fl. Ombrófila (RJ)	P.N. Tijuca	3300	531	25	18
3	Fl. Estacional (SP)	E.E. Caetetus	2178	468	23	15
4	Fl. Estacional (PR)	P.N. Mata dos Godois	680	1106	28	18
5	Fl. Ombrofia (BA)	Fragmentos	> 1000 - < 100	1084	-	26 (6,37*)
6	Fl. Estacional (SP)	R. Santa Genebra	252	354	11	11
7	Fl Estacional (PR)	Fragmentos	350 - 24	752	14	10 (7,5*)
8	Fl. Estacional (SP)	RPPN Pq. São Marcelo	1782 (240**)	927 (240**)	12	9 (9**)

¹Sekiama *et al.* 2001; ²Esberard 2003; ³Pedro *et al.* 2001; ⁴Reis *et al.* 2003; ⁵Faria 2006; ⁶Faria 1997; ⁷Biancone *et al.* 2004;

⁸Presente estudo.

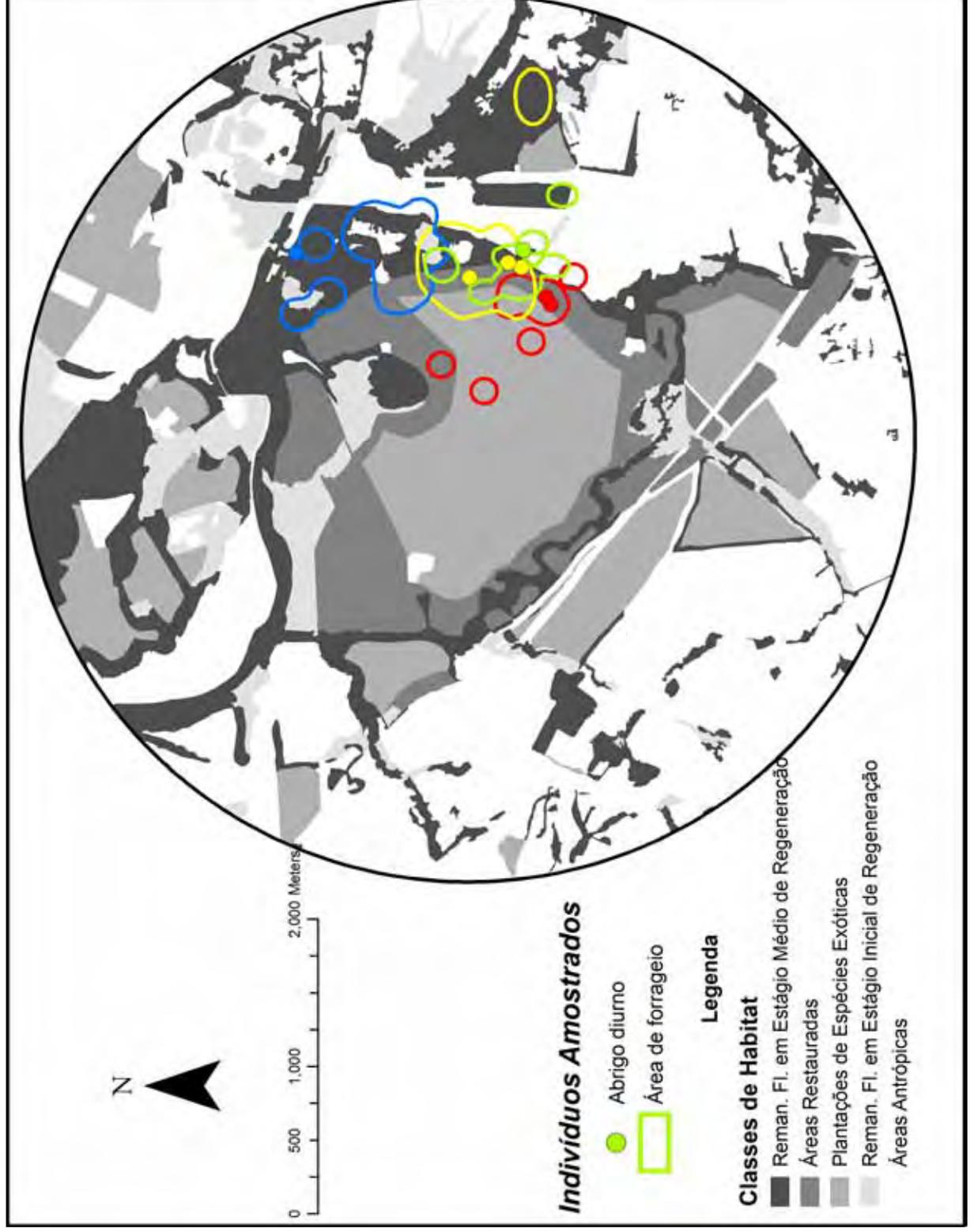
*Valores médios para cada fragmento.

**Valores correspondentes à área restaurada

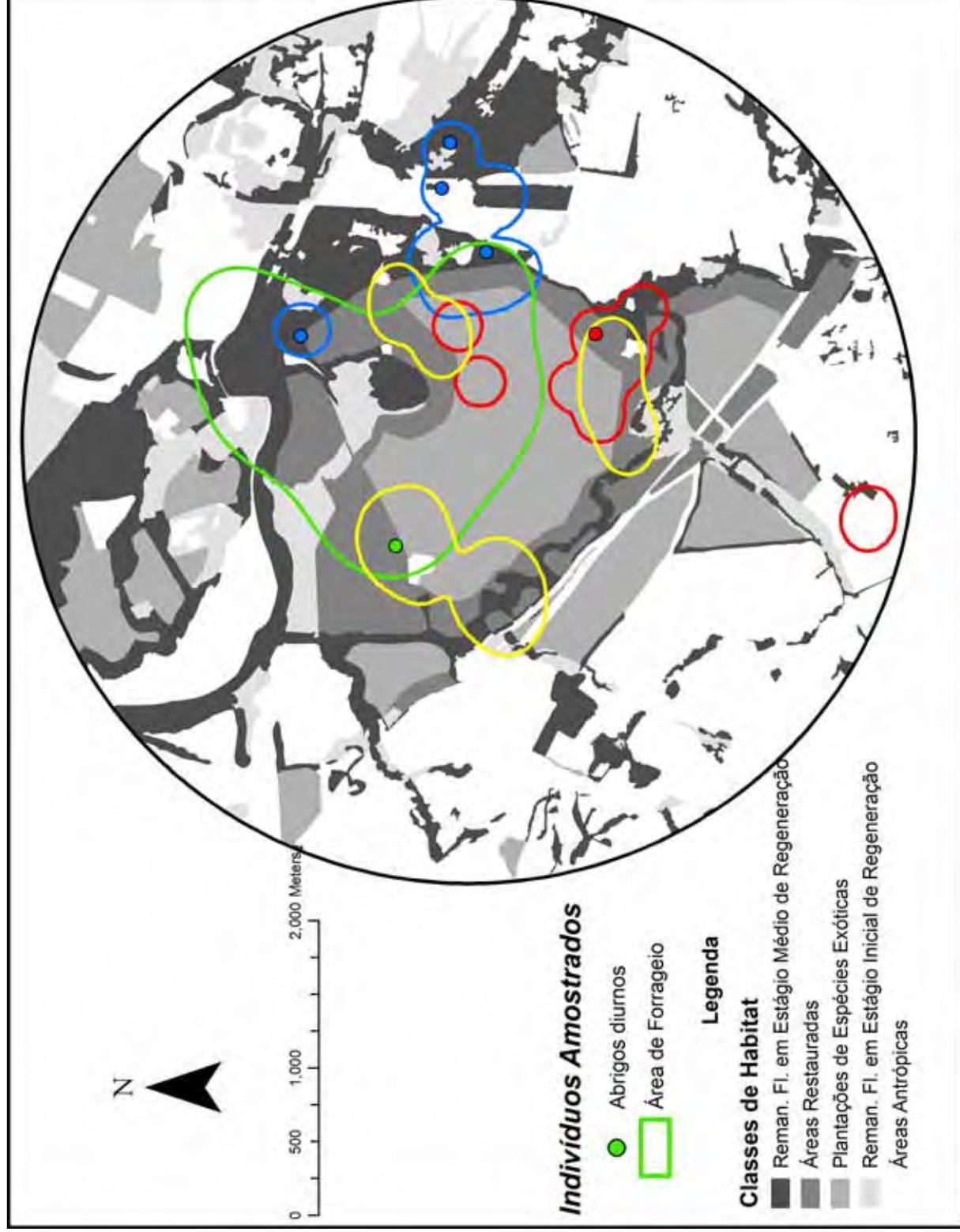
Anexo C – Figuras exemplificando os habitats determinados neste estudo. (A) *Remanescentes Florestais em Estágio Médio de Regeneração*: Vegetação arbórea, com os estratos bem definidos sub-bosque, dossel variando de 10 a 20 metros de alturas e algumas emergentes. Distribuída principalmente próxima a cursos de água na paisagem estudada. (B- à direita e D) *Florestas Restauradas*: Área de re-vegetação com 6 anos de idade. Vegetação arbórea, com dossel descontínuo variando entre 6 e 8 metros de altura e manchas descontínuas de sub-bosque intercaladas entre áreas com espécies de capins invasoras. (B- à esquerda e E) *Plantações de Espécies Exóticas*: Área de plantio comercial de *Eucalyptus spp.*, vegetação homogênea com dossel de 10 metros de altura. (C) *Rem. Florestais em Estágio Inicial de Regeneração*: Vegetação arbustiva com espécies pioneiras em baixa densidade, alta ocorrência de espécies invasoras, como exemplificado na figura. (F) *Áreas antrópicas*.



Anexo D- Mapa evidenciando a área de uso para forrageio estimadas pelo método KF 95% e abrigos diurnos utilizados por 3 exemplos de indivíduos de *Carollia perspicillata*.



Anexo E- Mapa evidenciando a área de uso para forrageio estimadas pelo método KF 95% e abrigos diurnos utilizados por 3 exemplos de indivíduos de *Artibeus lituratus*.



Anexo F - Diferenças de log-razões (Média ± EP) resultantes da análise composicional de uso do habitat por *Carollia perspicillata*, e entre parênteses resultado das comparações par-a-par entre os habitats. A coluna Rank ordena os habitats em ordem de preferência, da menor (1) para maior (4).

Categoria de Habitat (numerador)	Categoria de Habitat (denominador)					Rank
	Estágio Médio	Restauradas	Exóticas	Estágio Inicial	Antrópicas	
Estágio Médio	-	-1.31 ± 0.44 (---)	0.03 ± 0.70 (+)	2.92 ± 1.07 (+++)	1.61 ± 0.29 (+++)	3
Restauradas	1.31 ± 0.44 (+++)	-	1.34 ± 0.34 (+++)	4.23 ± 1.31 (+++)	2.92 ± 0.42 (+++)	4
Exóticas	-0.03 ± 0.69 (-)	-1.34 ± 0.34 (---)	-	2.89 ± 1.32 (+)	1.58 ± 0.67 (+++)	2
Estágio Inicial	-2.92 ± 1.07 (---)	-4.23 ± 1.31 (---)	-2.89 ± 1.32 (-)	-	-1.31 ± 1.20 (-)	0
Antrópicas	-1.61 ± 0.29 (---)	-2.92 ± 0.42 (---)	-1.58 ± 0.67 (---)	1.31 ± 1.20 (+)	-	1

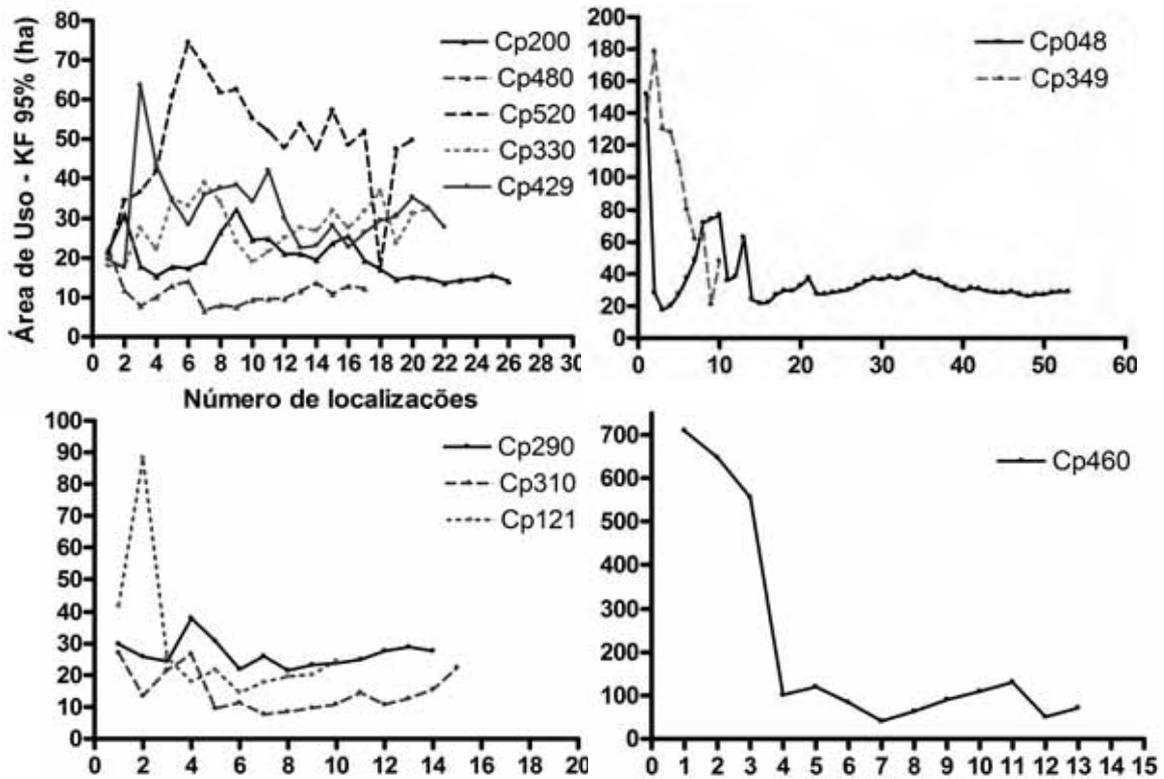
Valores positivos indicam preferência pelo habitat no numerador, (+) indica uma tendência não significativa; (+++) indica uma tendência significativa. Valores negativos indicam preferência pelo habitat no denominador.; (-) indica uma tendência não significativa; (---) indica uma tendência significativa.

Anexo G - Diferenças de log-razões (Média ± EP) resultantes da análise composicional de uso do habitat por *Artibeus lituratus*, e entre parênteses resultado das comparações par-a-par entre os habitats. A coluna Rank ordena os habitats em ordem de preferência, da menor (1) para maior (4).

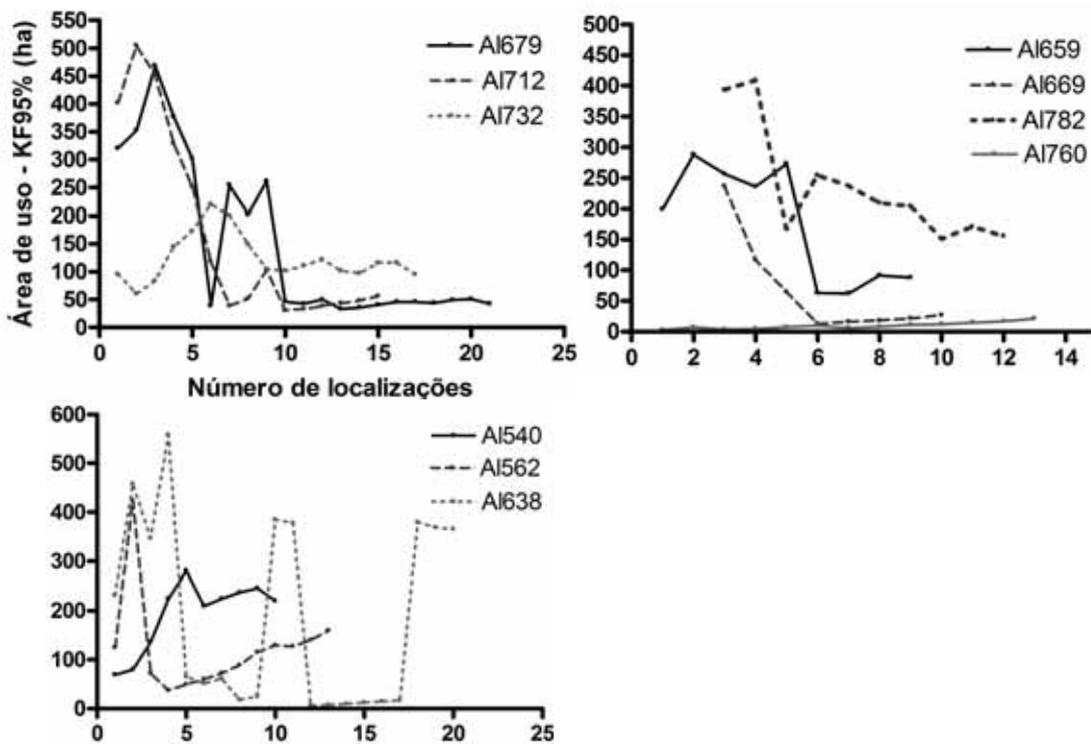
Categoria de Habitat (numerador)	Categoria de Habitat (denominador)					Rank
	Estágio Médio	Restauradas	Exóticas	Estágio Inicial	Antrópicas	
Estágio Médio	-	-1.54 ± 0.27 (---)	-0.86 ± 0.33 (-)	1.73 ± 0.79 (+)	0.97 ± 0.38 (+++)	2
Restauradas	1.54 ± 0.27 (+++)	-	0.68 ± 0.14 (+++)	3.28 ± 0.88 (+++)	2.52 ± 0.33 (+++)	4
Exóticas	0.86 ± 0.33 (+)	-0.68 ± 0.14 (---)	-	2.59 ± 0.97 (+++)	1.83 ± 0.31 (+++)	3
Estágio Inicial	-1.73 ± 0.79 (-)	-3.28 ± 0.89 (---)	-2.59 ± 0.97 (-)	-	-0.76 ± 1.03 (-)	0
Antrópicas	-0.97 ± 0.38 (-)	-2.52 ± 0.33 (---)	-1.83 ± 0.31 (---)	0.76 ± 1.03 (+)	-	1

Valores positivos indicam preferência pelo habitat no numerador, (+) indica uma tendência não significativa; (+++) indica uma tendência significativa. Valores negativos indicam preferência pelo habitat no denominador.; (-) indica uma tendência não significativa; (---) indica uma tendência significativa.

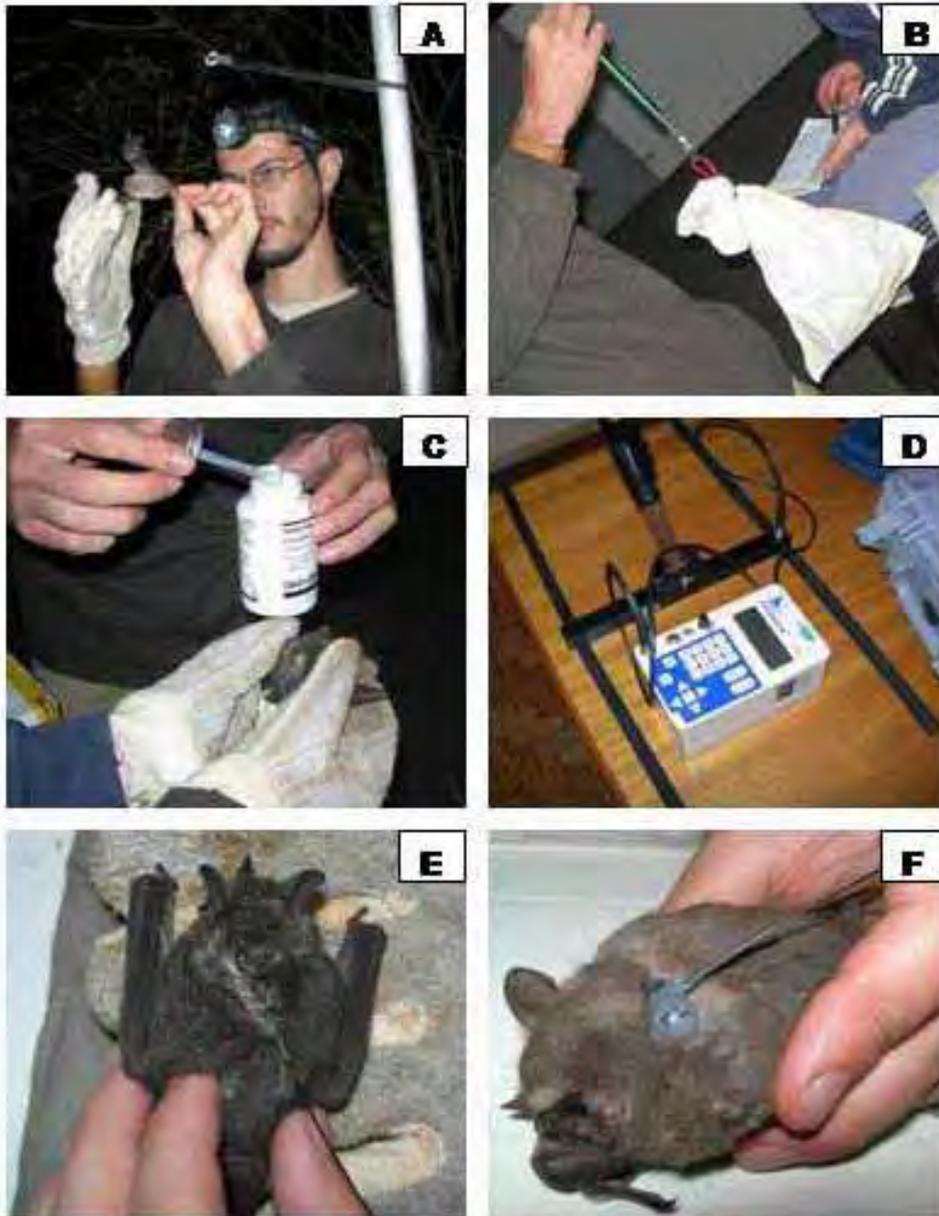
Anexo H – Tamanho de área de uso medido por KF95% (ha) cumulativo a medida que se adicionam localizações obtidas para os indivíduos da espécie *Carollia perspicillata*.



Anexo I – Tamanho de área de uso medido por KF95% (ha) cumulativo a medida que se adicionam localizações obtidas para os indivíduos da espécie *Artibeus lituratus*.



Anexo J – Procedimentos metodológicos para monitoramento via radiotelemetria. (A) Captura dos indivíduos através de redes de neblina; (B) biometria e identificação das espécies; (C) Aparagem do pêlo e fixação do radio-transmissor entre as escápulas do indivíduo selecionado; (D) Receptor modelo TR-5 (Telonics Inc.) acoplado a uma antena Yagi de 2 elementos, utilizados no monitoramento dos indivíduos marcados; (E) e (F) Indivíduos de *Carollia perspicillata* e *Artibeus lituratus*, respectivamente, com transmissores fixados e prontos para soltura.



Anexo K – Algumas das espécies de morcegos amostradas ao longo do estudo. Família Phyllostomidae: (A) *Artibeus lituratus*; (B) *Carollia perspicillata*; (C) *Sturnira lillium*; (D) *Platyrrhinus lineatus*; (E) *Vampyressa pussilla*; (F) *Glossophaga soricina*; (G) *Phyllostomus discolor*; (H) *Micronycteris megalotis*. Família Vespertilionidae: (I) *Myotis nigricans*. Família Molossidae: (H) *Molossus molossus*. Fotos por Leonardo Carreira Trevelin.



Anexo K – Continuação.

