

MOISÉS GUIMARÃES

**ESTRUTURA E DINÂMICA DA COMUNIDADE DE MORCEGOS EM MOSAICO
VEGETACIONAL COMPOSTO POR REFLORESTAMENTO DE EUCALIPTO E
REMANESCENTES DE VEGETAÇÃO NATIVA NO INTERIOR DO ESTADO DE
SÃO PAULO**

**Botucatu
2019**

MOISÉS GUIMARÃES

**ESTRUTURA E DINÂMICA DA COMUNIDADE DE MORCEGOS EM MOSAICO
VEGETACIONAL COMPOSTO POR REFLORESTAMENTO DE EUCALIPTO E
REMANESCENTES DE VEGETAÇÃO NATIVA NO INTERIOR DO ESTADO DE
SÃO PAULO**

Dissertação apresentada à Faculdade de
Ciências Agronômicas da Unesp Câmpus
de Botucatu, para obtenção do título de
Mestre em Ciência Florestal.

Orientadora: Profa. Dra. Renata Cristina
Batista Fonseca

Botucatu

2019

G963e	Guimarães, Moisés Estrutura e dinâmica da comunidade de morcegos em mosaico vegetal composto por reflorestamento de eucalipto e remanescentes de vegetação nativa no interior do estado de São Paulo / Moisés Guimarães. – Botucatu, 2019 68 p. : tabs., fotos, mapas Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu Orientadora: Renata Cristina Batista Fonseca 1. Eucalipto. 2. Reflorestamento. 3. Morcegos - Ecologia. 4. Florestas - Restauração. 5. Biodiversidade. I. Título.
-------	---

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca da Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

Título: "ESTRUTURA E DINÂMICA DA COMUNIDADE DE MORCEGOS EM MOSAICO VEGETACIONAL COMPOSTO POR REFLORESTAMENTO DE EUCALIPTO E REMANESCENTES DE VEGETAÇÃO NATIVA NO INTERIOR DO ESTADO DE SÃO PAULO"

AUTOR: MOISES GUIMARÃES

ORIENTADORA: RENATA CRISTINA BATISTA FONSECA

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Mestre em CIÊNCIA FLORESTAL, pela Comissão Examinadora:



Prof.ª Dr.ª RENATA CRISTINA BATISTA FONSECA
Ciência Floresta / Faculdade de Ciências Agrônomicas - UNESP



Prof. Dr. WILSON LUEDA
Zoologia / Instituto de Biociências de Botucatu



Prof.ª Dr.ª ELZA MARIA GUIMARÃES SANTOS
Botânica / Instituto de Biociências de Botucatu - UNESP

Botucatu, 21 de janeiro de 2019.

*Dedico a todos que em algum momento tenham
pensado o quanto é importante o
desenvolvimento de estudos visando a
conservação das espécies.*

AGRADECIMENTO

Ao presente, a vida, aos pensamentos positivos e as forças da natureza que regem o universo.

Aos meus pais Ricardo e Cidinha e irmão Mateus, que sempre me apoiaram, mesmo as vezes não entendo o porquê do meu trabalho. E a todos meus amigos e familiares que sempre me ofereceram uma palavra amiga de incentivo.

A minha querida esposa Priscila, pela paciência em momentos de estresse, pelo olhar carinhoso quando eu muito precisava, e por sempre afirmar que vou dar conta do recado.

A minha amada filha Maria Valentina, que mesmo antes de nascer me ajudou a concluir esse tão sonhado trabalho. E a nossa querida cachorrinha Pedrita pela companhia durante as madrugadas de estudo.

A minha querida orientadora, sempre solícita, calma e muito otimista. Agradeço não apenas pelos ensinamentos acadêmicos, mas também pelas lições e exemplos que levarei comigo pelo resto da vida.

Ao querido e eterno professor Wilson Uieda que sempre está disposto a passar seu conhecimento, não dispensando também um bom papo. Esse grande estudioso dos morcegos é e sempre será para mim um exemplo de profissional, de homem e de amigo.

Aos queridos amigos Maria Carolina, Telma, Osório e Dicão, que sempre estiveram prontos para me ajudar em campo, mesmo em noites muito frias e chuvosas. Agradeço em especial ao Dicão por compartilhar toda sua experiência como mateiro e conhecedor da floresta nativa, além do bom humor.

Aos morcegos, por toda sua diversidade e serviços ecológicos prestados.

O presente trabalho foi realizado com apoio de Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

“Quando tiver que escolher entre estar certo e ser gentil, escolha ser gentil.”

Wayne Walter Dyer

“A ignorância gera mais frequentemente confiança do que o conhecimento: são os que sabem pouco, e não aqueles que sabem muito, que afirmam de uma forma tão categórica que este ou aquele problema nunca será resolvido pela ciência.”

Charles Darwin

RESUMO

Atualmente no Brasil milhares de hectares são utilizados para o plantio de eucalipto e consequentemente essas áreas sofrem corte raso de tempos em tempos para alimentar a produção fabril. De modo geral como medida mitigatória o setor florestal conserva, em meio a monocultura, fragmentos de vegetação nativa, respeitando a legislação ambiental nacional e seguindo os preceitos das certificadoras florestais, formando extensas áreas cobertas por um mosaico vegetacional de eucalipto e vegetação nativa. O conhecimento da fauna presente nesses mosaicos e o que ocorre com ela após o corte raso de parte do plantio é de extrema importância para a conservação da biodiversidade e os morcegos são uma ótima ferramenta em estudos que abordam esse tema, visto serem a segunda maior ordem de mamíferos em número de espécies e podem representar até 50% da fauna de mamíferos em florestais tropicais. O presente estudo foi realizado na Fazenda Rio Claro, interior do estado de São Paulo, no município de Lençóis Paulista, em mosaico vegetacional formado por fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual e em plantio de eucalipto, objetivando caracterizar a fauna de morcegos presente nessa paisagem e analisar o que ocorre com essa comunidade após o corte raso de parte do plantio. O trabalho de campo ocorreu entre outubro de 2007 e julho de 2010, com sessões de capturas em vegetação nativa e em plantio de eucalipto. O esforço amostral foi de 42 noites de captura utilizando 40 redes de 12 metros de comprimento por 2,5 metros de altura, sendo 24 delas instaladas no subdossel e 16 no dossel, ficando essas expostas por 12 horas em cada noite. Após 21 noites de captura, parte das áreas de plantio de eucalipto que estavam sendo amostradas sofreu corte raso, sendo realizadas outras 21 noites de captura logo após esse corte. Foram capturados 217 morcegos pertencentes a 20 espécies e três famílias: Phyllostomidae (13 spp.), Vespertilionidae (5) e Molossidae (2), sendo listadas quatro novas ocorrências para a região da área estudada: *Artibeus planirostris*, *Eptesicus diminutus*, *Myotis ruber* e *Molossops neglectus*. A curva de rarefação não atingiu a assíntota e o estimador *Jackknife* de primeira ordem ficou acima da riqueza observada ($n = 22,93$). A diversidade encontrada na Fazenda Rio Claro alcançou um índice de Shannon-Wiener de 2,204, sendo as espécies *Carollia perspicillata* e *Sturnira lilium* as mais capturadas e as únicas consideradas comuns, o restante foram espécies raras durante o presente estudo. Houve diferença entre a diversidade observada nas estações seca e chuvosa

($p= 0,0098$), as espécies *Eptesicus brasiliensis*, *E. diminutus*, *Glossophaga soricina*, *Lasiurus blossevillii*, *Molossops neglectus* e *Molossus rufus* foram capturados com exclusividade na estação chuvosa, sendo esse período o mais diverso. Após o corte raso de parte de plantio houve diminuição na diversidade ($p= 0,029$), as espécies *G. soricina*, *E. diminutus*, *L. blossevillii* e *Myotis ruber* foram capturadas apenas antes do corte, tendo a última espécie uma diminuição expressiva em sua população ($p= 0,0095$). *Platyrrhinus lineatus* e *M. rufus* foram capturados apenas depois do corte e *Sturnira lilium* teve aumento significativo em sua população após o mesmo ($p= 0,0134$). O índice de diversidade encontrado na área de estudo pode ser equiparado com áreas consideradas conservadas, foram listadas quatro novas espécies para a região e a utilização de redes de espera no dossel foram responsáveis pelo registro de duas espécies: *Chiroderma doriae* e *Eptesicus diminutus*, aumentando a diversidade local. O corte raso provocou uma mudança esperada na comunidade de morcegos: diminuição da diversidade, modificação na composição de espécies e o aumento/diminuição na população delas.

Palavras-chave: remanescente florestal, restauração florestal, resiliência, diversidade de espécies.

ABSTRACT

Presently in Brazil thousands of hectares are occupied by eucalyptus plantations and those areas are completely deforested in a timely manner in order to supply the production chain. Generally as mitigation measure the forestry industry preserves native forest fragments among monoculture patches respecting the national environmental laws and the sustainable forestry certification guidelines, which creates large areas covered by a vegetation mosaic of eucalyptus and native forest. Assessing the fauna in these mosaic areas and consequences after partial harvest is extremely important for biodiversity conservation. Bats are a great tool for studying this topic since they represent the second largest mammalian order regarding number of species and up to 50% of mammalian fauna in tropical forests. The present study was developed at Fazenda Rio Claro, São Paulo state countryside, in Lençóis Paulista municipality, in a vegetation mosaic of Seasonal Semideciduous Forest and *Eucalyptus* sp plantation, and its aim was to assess bat fauna in the landscape and analyze changes within this community after partial harvest. Fieldwork was carried out between October 2007 and July 2010 with capture sessions in native vegetation and eucalyptus plantation. Sampling effort comprised 42 capture nights using 40 12m-length by 2.5m-height mist nets exposed for 12 hours each night, being 24 nets set along the subcanopy and 16 set on the canopy. After 21 capture nights part of the eucalyptus plantation areas that were being sampled was harvested and other 21 capture nights were carried after harvest. 217 individuals were captured, comprising 20 species and three families: Phyllostomidae (13 spp.), Vespertilionidae (5) and Molossidae (2), with four newly reported species for the region of Lençóis Paulista *Artibeus planirostris*, *Eptesicus diminutus*, *Myotis ruber* and *Molossops neglectus*. The rarefaction curve did not reach asymptote and the first-order *Jackknife* estimator remained above the observed richness ($n = 22.93$). Diversity found at Fazenda Rio Claro reached a Shannon-Wiener index of 2.204, of which *Carollia perspicillata* and *Sturnira lilium* were the most abundant species and the only ones considered common (the remaining species were considered rare throughout the study). There was a difference in diversity between dry and wet season ($p = 0.0098$) and *Eptesicus brasiliensis*, *E. diminutus*, *Glossophaga soricina*, *Lasiurus blossevillii*, *Molossops neglectus* and *Molossus rufus* were captured only during the rainy season, which was found to be the most diverse season. After partial harvest of the eucalyptus there was a decrease in diversity ($p =$

0.029), *G. soricina*, *E. diminutus*, *L. blossevillii* and *Myotis ruber* were captured only before the harvest and the latter species showed a sharp decrease in its population ($p= 0.0095$). *Platyrrhinus lineatus* and *M. rufus* were captured only after harvest and *Sturnira lilium* showed a significant increase in its population after harvest ($p= 0.0134$). The diversity index found in the study might be as high as those of areas classified as preserved, four new species were reported for the region and the use of mist nets on the canopy was responsible for finding two species: *Chiroderma doriae* and *E. diminutus*, increasing the reported local diversity. The partial harvest caused expected changes in the bat community: decrease in diversity, change in species composition and increase/decrease in their populations after harvest.

Keywords: forest remnants, forest restoration, resilience, species diversity.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 –	Localização e uso do solo da Fazenda Rio Claro, interior do estado de São Paulo, Brasil. Destaque para as áreas de vegetação nativa e a RPPN Olavo Egydio Setúbal.....	27
Figura 2 –	Temperatura e pluviosidade média para a região de Lençóis Paulista, interior do estado de São Paulo, de outubro de 2007 a julho de 2010 e entre os anos de 2001 e 2010.....	28
Figura 3 –	Unidades amostrais localizadas em plantio de eucalipto e em vegetação nativa dentro da Fazenda Rio Claro, interior do estado de São Paulo, Brasil.....	29
Figura 4 –	Redes de neblina montadas no dossel e subdossel em área de vegetação nativa e plantio de eucalipto na Fazenda Rio Claro, interior do estado de São Paulo, Brasil. a. Rede disposta no subdossel em vegetação nativa, b. Rede disposta no dossel em vegetação nativa, c. Rede disposta no subdossel em plantio de eucalipto, d. Rede disposta no dossel em plantio de eucalipto.....	31
Figura 5 –	Espécies de morcegos capturadas na Fazenda Rio Claro, interior do estado de São Paulo, Brasil. a. <i>Mimon bennettii</i> , b. <i>Chrotopterus auritus</i> , c. <i>Glossophaga soricina</i> , d. <i>Anoura caudifer</i> , e. <i>Carollia perspicillata</i> , f. <i>Sturnira lilium</i> , g. <i>Artibeus fimbriatus</i> , h. <i>Artibeus lituratus</i> , i. <i>Artibeus planirostris</i> , j. <i>Pygoderma bilabiatum</i> , k. <i>Platyrrhinus lineatus</i> , l. <i>Chiroderma doriae</i> , m. <i>Desmodus rotundus</i> , n. <i>Eptesicus brasiliensis</i> , o. <i>Eptesicus diminutus</i> , p. <i>Lasiurus blossevillii</i> , q. <i>Myotis ruber</i> , r. <i>Myotis albescens</i> , s. <i>Molossops neglectus</i> , t. <i>Molossus rufus</i>	34
Figura 6 –	Curva de rarefação demarcando intervalo de confiança de 95%, curva de acúmulo de espécies e estimador <i>Jackknife</i> de primeira ordem dos morcegos capturados na fazenda Rio Claro, interior do estado de São Paulo, Brasil.....	35
Figura 7 –	Abundância das espécies de morcegos capturadas nas estações seca e chuvosa na Fazenda Rio Claro, interior do estado de São Paulo, Brasil.....	36
Figura 8 –	Localização e uso do solo da Fazenda Rio Claro, interior do estado de São Paulo, Brasil. Destaque para as áreas de vegetação nativa e a RPPN Olavo Egydio Setúbal.....	52
Figura 9 –	Unidades amostrais localizadas em plantio de eucalipto e em vegetação nativa dentro da Fazenda Rio Claro, interior do estado de São Paulo, Brasil.....	53
Figura 10 –	Aspectos do plantio de eucalipto na Fazenda Rio Claro, interior do estado de São Paulo, Brasil. a. Plantio de eucalipto antes do corte raso, b. Corte raso de parte do plantio de eucalipto.....	54
Figura 11 –	Abundância absoluta das espécies de morcegos capturadas antes e depois do corte raso de parte do plantio de eucalipto na Fazenda Rio Claro, interior do estado São Paulo, Brasil.....	57

Figura 12 – Curva de rarefação indicando o aumento do número de espécies em função do aumento do número de indivíduos capturados antes e depois do corte raso de parte do plantio na Fazenda Rio Claro, interior do estado de São Paulo, Brasil..... 58

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 –	Espécies de morcegos, total de indivíduos capturados e a porcentagem relativa (%) em cada área de estudo e em cada sazonalidade na Fazenda Rio Claro (Euc = Eucalipto, Nat = Nativa, Chu = Estação chuvosa, Sec = Estação seca, IC = Índice de constância (R = Raro), (C = Comum)).....	33
Tabela 2 –	Espécies de morcegos capturados antes e depois do corte raso de parte do plantio de eucalipto na Fazenda Rio Claro, interior do estado de São Paulo, Brasil. Valores de U e p do Teste de Mann-Whitney aplicado as abundâncias de cada espécie.....	56

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL.....	21
CAPÍTULO 1 – ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE MORCEGOS EM MOSAICO VEGETACIONAL COMPOSTO POR REFLORESTAMENTO DE EUCALIPTO E REMANESCENTES DE VEGETAÇÃO NATIVA NO INTERIOR DO ESTADO DE SÃO PAULO.....	25
1.1 INTRODUÇÃO.....	25
1.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	26
1.3 RESULTADOS.....	32
1.4 DISCUSSÃO.....	36
REFERÊNCIAS.....	42
CAPÍTULO 2 – INFLUÊNCIA DO CORTE RASO DE PARTE DO PLANTIO DE EUCALIPTO SOBRE A COMUNIDADE DE MORCEGOS EM MOSAICO VEGETACIONAL COMPOSTO POR REFLORESTAMENTO DE EUCALIPTO E REMANESCENTES DE VEGETAÇÃO NATIVA NO INTERIOR DO ESTADO DE SÃO PAULO.....	50
2.1 INTRODUÇÃO.....	50
2.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	51
2.3 RESULTADOS.....	55
2.4 DISCUSSÃO.....	58
REFERÊNCIAS.....	61
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	65
REFERÊNCIAS.....	67

INTRODUÇÃO GERAL

O ecossistema pode ser definido como uma dada área onde todos os organismos vivos – comunidade biótica – interagem entre si e com o ambiente físico, fazendo com que haja um fluxo de energia que leve à ciclagem de materiais. O papel da diversidade em um ecossistema é assegurar que a ciclagem dos materiais ocorra, realizando as relações ecológicas chave do sistema. A alta diversidade é importante para manter a redundância e a resiliência desse, para que quando ocorra momentos estressantes, seja possível a recuperação do mesmo (ODUM; BARRETT, 2007).

Em florestas tropicais a perda e a fragmentação de hábitat são os principais fatores que levam a extinção de espécies, e com isso a diminuição da diversidade biológica (SILVA et al., 2016). A Mata Atlântica e o Cerrado são exemplos de domínios que tiveram grande parte de suas florestas fragmentadas, atualmente esses grandes complexos vegetacionais são considerados dois dos 35 *hotspots* mundiais de biodiversidade, tidos como áreas prioritárias para conservação (MITTERMEIER et al., 2011). A realidade da Mata Atlântica e do Cerrado no estado de São Paulo condiz com a situação nacional, pequenos fragmentos dessas formações estão inseridos em uma matriz de agropecuária, formada principalmente por pastagem, silvicultura e cultivo extensivo de cana-de-açúcar (COLLI et al., 2003).

A silvicultura é hoje uma das principais culturas em território nacional. Segundo dados do ano de 2016, 7,84 milhões de hectares estão sendo utilizados para plantio de árvores com a finalidade de seu uso nas indústrias florestais. Desse montante, grande parte corresponde a plantio de eucalipto, 5,7 milhões de hectares, sendo que 17% encontram-se no estado de São Paulo (IBÁ, 2017).

O gênero *Eucalyptus*, originário principalmente da Austrália, reuni 670 espécies conhecidas (VALVERDE, 2001). Esse possui uma longa história com o Brasil, tendo seu ingresso nesse país em meados do século XIX. Porém, apenas no início do século XX devido aos estudos do agrônomo Edmundo Navarro de Andrade, visando atender a demanda por madeira da Companhia Paulista de Estradas de Ferro, é que começou a ser realizado o plantio desse gênero no Brasil em escala comercial (VALVERDE, 2001; FOELKEL, 2005).

Em meados do século XX já havia 46,5 milhões de árvores plantadas, concentradas principalmente no estado de São Paulo. Essas plantações serviram de exemplo para outros estados como Minas Gerais, Rio Grande do Sul e Rio de Janeiro,

expandindo a cultura pelo Brasil. Grande parte da produção era utilizada como lenha, dormentes, postes e moirões, principalmente, pela Companhia Paulista de Estradas de Ferro (FOELKEL, 2005).

Após o ano de 1966, devido a lei de incentivos fiscais ao reflorestamento, a área destinada a essa cultura aumentou vertiginosamente não só no estado de São Paulo. Os incentivos existiram até 1987, resultando em mais de 5 milhões de hectares plantados (FOELKEL, 2005). Atualmente a silvicultura possui grande importância na economia nacional, o Produto Interno Bruto (PIB) do setor alcançou em 2016 R\$ 71,1 bilhões, o que representa 1,1% de toda a riqueza gerada pelo Brasil e 6,2% do PIB industrial (IBÁ, 2017).

Além da grande produção e geração de riqueza, o setor florestal tem destinado para a conservação do meio ambiente aproximadamente 6 milhões de hectares de vegetação nativa. As indústrias florestais brasileiras além de responderem ao Código Florestal Brasileiro, são expostas a certificações internacionais (FSC – Forest Stewardship Council; PEFC - Programme for the Endorsement of Forest Certification Schemes) e nacional (Cerflor – Programa Nacional de Certificação Florestal), que exigem o monitoramento e manejo de biodiversidade (IBÁ, 2017). Essas certificações são importantes principalmente no mercado internacional, pois são indispensáveis para as empresas florestais os selos das certificadoras para a entrada de seus produtos em alguns países.

Segundo Gabriel et al. (2013) algumas medidas tomadas por muitas empresas do setor florestal como: presença de remanescentes de vegetação nativa em meio a plantações comerciais, o plantio em mosaico, com talhões de diferentes idades, e a presença de corredores biológicos, tem aumentado a biodiversidade nas fazendas produtoras de árvores. A área onde foi realizado o presente estudo é um bom exemplo de remanescente de vegetação nativa preservada pela indústria florestal. A Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) denominada “Reserva Natural Olavo Egydio Setúbal” na época do estudo de propriedade da empresa Duratex S.A., possui 615,5 hectares de Floresta Estacional Semidecidual e está localizada em uma fazenda produtora de eucalipto, a Fazenda Rio Claro.

O estudo de alguns grupos da fauna facilita entender o que está acontecendo em um dado ecossistema, esses são chamados de indicadores ambientais. Essa compreensão é importante para nortear o manejo necessário em vegetações nativas,

em plantios de eucalipto e também no mosaico formado por esses dois tipos de vegetação.

Os morcegos são um exemplo de comunidade faunística que possibilita nortear ações necessárias para a conservação da biodiversidade. Pertencem a Ordem Chiroptera e são os únicos mamíferos capazes de voar, possuem uma grande diversidade sendo o segundo grupo da classe Mammalia mais diverso do mundo, ficando atrás apenas dos roedores (Ordem Rodentia) (EMMONS; FEER, 1997; PERACCHI et al., 2011). Esses mamíferos são considerados ótimos indicadores ambientais porque algumas espécies estão associadas a ambientes fragmentados e desflorestados, enquanto que outras habitam apenas ambientes não perturbados. Além disso, esse grupo é uma ótima ferramenta para estudos sobre a diversidade, visto a grande riqueza e abundância de espécies nas regiões tropicais (FENTON et al. 1992). Além de serem facilmente amostrados em quase todos os tipos de ambientes naturais, alterados e urbanos.

Alguns serviços ecossistêmicos de fundamental importância como dispersão de sementes, polinização, controle populacional de insetos e de vertebrados de pequeno, médio e grande porte são realizados por esse grupo, que participa ativamente da ciclagem de nutrientes existente no ecossistema (MCNAB, 1971; FLEMING, 1988; BREDT et al., 2012, BORDIGNON et al., 2017).

Ainda que o setor florestal contribua com a biodiversidade preservando milhões de hectares com vegetação nativa, e que algumas espécies possam conviver com as plantações (GABRIEL et al., 2013), sabe-se que substituição de uma vegetação nativa natural formada por diversas espécies, por uma cultura formada por apenas uma espécie, é na maioria das vezes danosa à biodiversidade (DAVIDSON, 1985). Além disso, em um plantio de eucalipto comercial haverá o corte raso, ao nível do solo, dessa vegetação, mesmo esse sendo feito em partes e não na sua totalidade, causará impacto na biodiversidade (MOLEDO et al., 2016).

Perante as grandes extensões de terras ocupadas por plantio de eucalipto, a importância desse para a economia nacional e a necessidade de manutenção da biodiversidade em mosaicos formado por eucalipto e vegetação nativa, nessa pesquisa foram propostos os seguintes objetivos:

1. Caracterizar a comunidade de morcegos presente em um mosaico formado por plantios comerciais de eucalipto sem sub-bosque e fragmento de vegetação nativa;

2. Averiguar se a sazonalidade ambiental influencia na dinâmica da comunidade de morcegos existente na área de estudo;
3. Verificar se o corte de parte do plantio de eucalipto influencia na estrutura da comunidade de morcegos existente no mosaico de plantio e vegetação nativa.

A presente dissertação foi organizada em dois capítulos, após o segundo capítulo apresento as conclusões gerais.

CAPÍTULO 1

ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE MORCEGOS EM MOSAICO VEGETACIONAL COMPOSTO POR REFLORESTAMENTO DE EUCALIPTO E REMANESCENTES DE VEGETAÇÃO NATIVA NO INTERIOR DO ESTADO DE SÃO PAULO

1.1 INTRODUÇÃO

Cerca de 1.300 espécies de morcegos são conhecidas pela ciência em todo o mundo, esses apenas não são encontrados nos polos e em ilhas oceânicas isoladas (LÓPEZ-BAUCELLS et al., 2016). Em florestas tropicais, a quiropteroфаuna pode representar de 40 a 50% da fauna de mamíferos (FLEMING, 1988). No Brasil há ocorrência de 182 espécies, 68 gêneros e nove famílias, representando 25% dos mamíferos brasileiros, sendo possível encontrar morcegos em todas as formações vegetacionais do país, desde a vegetação rasteira dos Pampas na Região Sul, até as grandes florestas tropicais localizadas na Região Norte. Passando pelas áreas alagadas do Pantanal, pelo Cerrado na Região Central, florestas costeiras da Mata Atlântica e no semiárido da Caatinga (BORDIGNON et al., 2017). Um conjunto único de adaptações evolutivas como o voo, a ecolocalização e a grande variedade de hábitos alimentares tornaram possível o sucesso evolutivo desse grupo (TIRIRA, 1998).

Mesmo representando uma porcentagem significativa da fauna de mamíferos presentes nas florestas tropicais e no Brasil, os estudos sobre a conservação desses animais são incipientes (BERNARD et al., 2012). Sendo ainda menores em ambientes modificados pelo homem, como por exemplo, em um mosaico de vegetação formado por monocultura de eucalipto e vegetação nativa.

Atualmente o Brasil possui 5,7 milhões de hectares de áreas plantadas com eucalipto, sendo o estado de São Paulo responsável por 17% desse montante, ficando atrás apenas do estado de Minas Gerais com 24% (IBÁ, 2017). Grandes áreas de plantios de eucalipto abrigam também fragmentos de vegetação nativa, condição exigida pelos órgãos ambientais nacionais e pelas certificadoras internacionais e brasileira. A comunidade de morcegos existente nesse mosaico vegetacional ainda é

pouco estudada, mesmo sendo esse mamífero de extrema importância para a manutenção, resiliência e recuperação de áreas naturais.

A ampla variedade de hábitos alimentares existente no referido grupo animal: onívoros, insetívoros, frugívoros, nectarívoros, carnívoros, piscívoros e hematófagos (BORDIGNON et al., 2017), tornam os morcegos animais importantes nas relações ecológicas existentes na natureza, e com isso ótimas ferramentas na manutenção e regeneração de ambientes naturais. Estudos como os de McNab (1971), Lobova et al. (2003), Von Helversen; Von Helversen (2003), Thies; Kalko (2004) e Bredt et al. (2012) indicaram a importância deles na regeneração florestal por meio da dispersão de sementes, da polinização de espécies vegetais e do controle populacional de invertebrados e pequenos, médios e grandes vertebrados.

A grande diversidade de morcegos e sua intensa participação nos processos ecológicos existentes dentro de um ecossistema, tornam esse grupo importante para o meio ambiente, seja esse degradado e/ou conservado. É necessário entender a estrutura da comunidade de morcegos no mosaico eucalipto/vegetação nativa, tornando possível evitar ações que levem a degradação da fauna de quirópteros e realizar práticas que beneficiem essas espécies tão importantes na manutenção das relações ecológicas.

Objetivou-se nesse primeiro capítulo caracterizar a comunidade de morcegos no mosaico vegetacional formado por plantio de eucalipto e áreas de vegetação nativa, e averiguar se existe influência da sazonalidade ambiental nessa comunidade.

1.2 MATERIAL E MÉTODOS

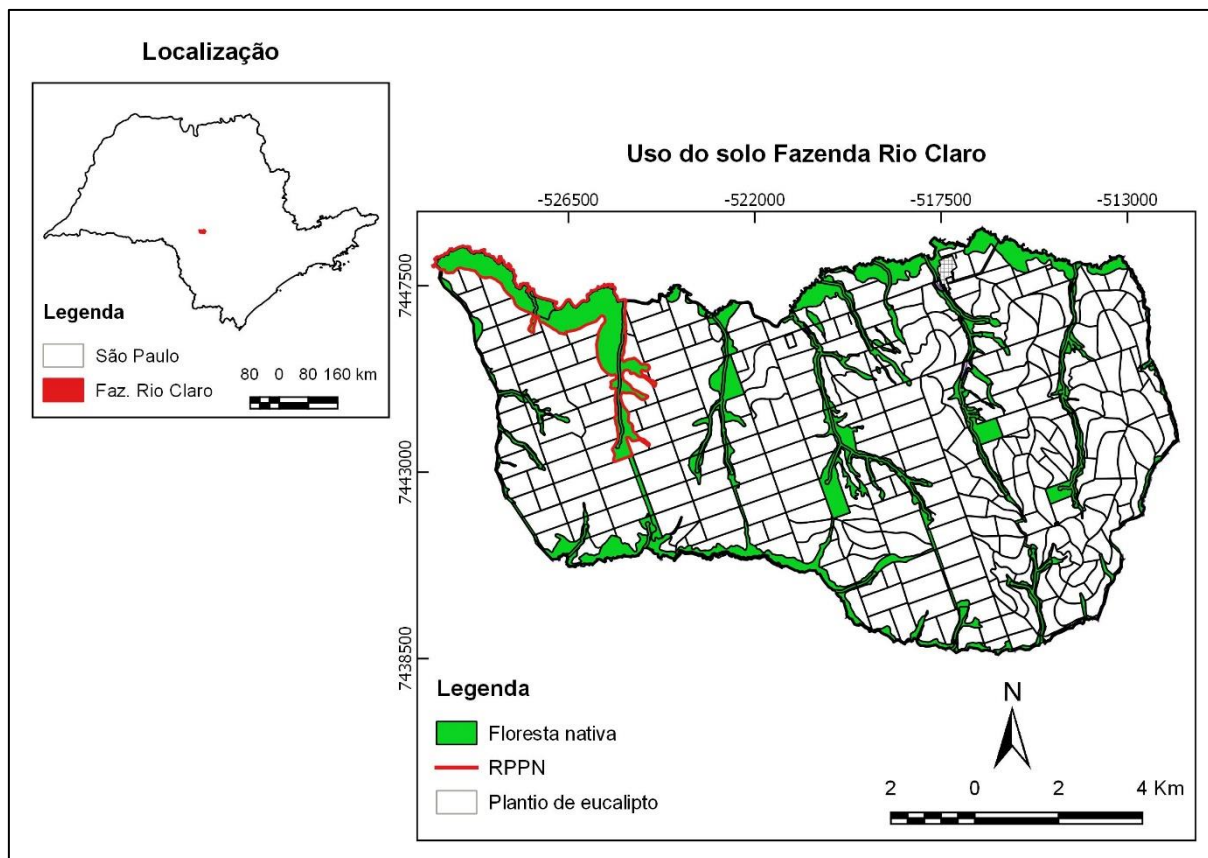
Local de estudo

A presente pesquisa foi desenvolvida na Fazenda Rio Claro (22°27' S, 48°57' W), na época do estudo de propriedade de empresa Duratex S.A., localizada no município de Lençóis Paulista, interior do estado de São Paulo. Segundo o mapa de Biomas do Brasil IBGE (2004), a área de estudo está inserida em uma região de ecótono entre os complexos vegetacionais Cerrado e Mata Atlântica, tendo como principal fitofisionomia a Floresta Estacional Semidecidual.

A referida fazenda abriga uma Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) denominada “Reserva Natural Olavo Egydio Setúbal”, também conhecida como “Reserva do Matão”. Esta encontra-se parte localizada na Fazenda Rio Claro e

parte em propriedade vizinha. Na Figura 1 se pode observar o uso do solo da Fazenda Rio Claro, assim como a delimitação de parte da RPPN que se encontra nos limites da fazenda.

Figura 1 – Localização e uso do solo da Fazenda Rio Claro, interior do estado de São Paulo, Brasil. Destaque para as áreas de vegetação nativa e a RPPN Olavo Egydio Setúbal.



Fonte: Guimarães (2019)

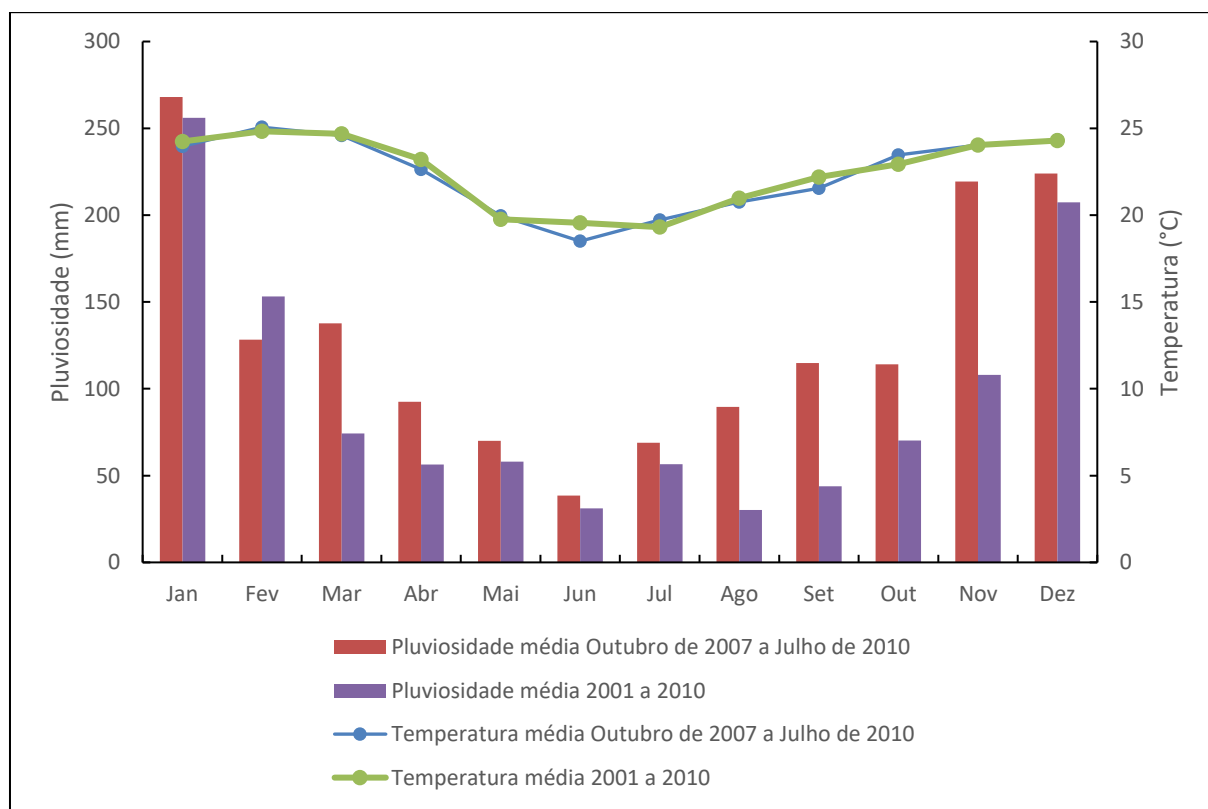
A RPPN foi homologada no ano de 2008 e possui 615,5 ha de vegetação nativa. A compra da propriedade pela Duratex foi realizada em 1970, trechos da mesma com presença de floresta nativa foram conservados, e a partir de 1971 foram realizados reflorestamento em áreas de capoeira, agricultura e pastagens (SILVA; VIELLIARD, 2000; DONATELLI, 2002; DURATEX, 2008). Dos 615,5 ha contínuos destinados a reserva, 439 ha encontra-se dentro da Fazenda Rio Claro. A RPPN é composta por Floresta Estacional Semidecidual, onde parte de suas árvores perdem naturalmente suas folhas na época mais seca do ano. O entorno da área estudada é formado por plantações de cana-de-açúcar, de *Citrus* spp., *Eucalyptus* spp. e *Pinus* spp. de outras empresas, pastagens e manchas de Cerrado (SILVA; VIELLIARD, 2000; DONATELLI, 2002).

O clima encontrado na área de estudo, seguindo a classificação de Köppen, é *Cwa*, que abrange a parte central do estado de São Paulo e é caracterizado pelo clima tropical de altitude, com chuvas no verão e inverno seco. Nos meses quentes (outubro a março) a temperatura média é de 22°C, e nos frios (abril a setembro) média de 18°C. A precipitação anual é de 1600mm. A altitude média da RPPN localizada na Fazenda Rio Claro é de 660 metros.

Durante o período de estudo (outubro de 2007 a julho de 2010) os meses mais secos foram maio, junho e julho com 70,1, 38,5 e 68,9 mm, respectivamente. Os mais chuvosos foram novembro, dezembro e janeiro com 219,4, 224 e 268 mm. Os meses mais frios foram junho e julho, com temperaturas médias de 18,5 e 19,7°C e, os mais quentes, fevereiro e março, atingindo médias de 25,1 e 24,6°C (Figura 2).

Comparando a temperatura e pluviosidade ocorrida na região da área estudada durante os anos de amostragem, com o histórico de 10 anos da região, pode-se observar que durante o período do estudo foi mantido o padrão de distribuição desses fatores abióticos (Figura 2).

Figura 2 – Temperatura e pluviosidade média para a região de Lençóis Paulista, interior do estado de São Paulo, de outubro de 2007 a julho de 2010 e entre os anos de 2001 e 2010.



Fonte: Guimarães (2019)

Nota: Dados de temperatura e pluviosidade fornecidos pelo Instituto de Pesquisas Meteorológicas de Bauru (IPMet – UNESP – Bauru)

Unidades amostrais

Para o estudo da fauna de morcegos foram escolhidas quatro unidades amostrais, duas localizadas no plantio de *Eucalyptus* sp. e duas em remanescentes de vegetação nativa, conforme Figura 3 e descrição abaixo:

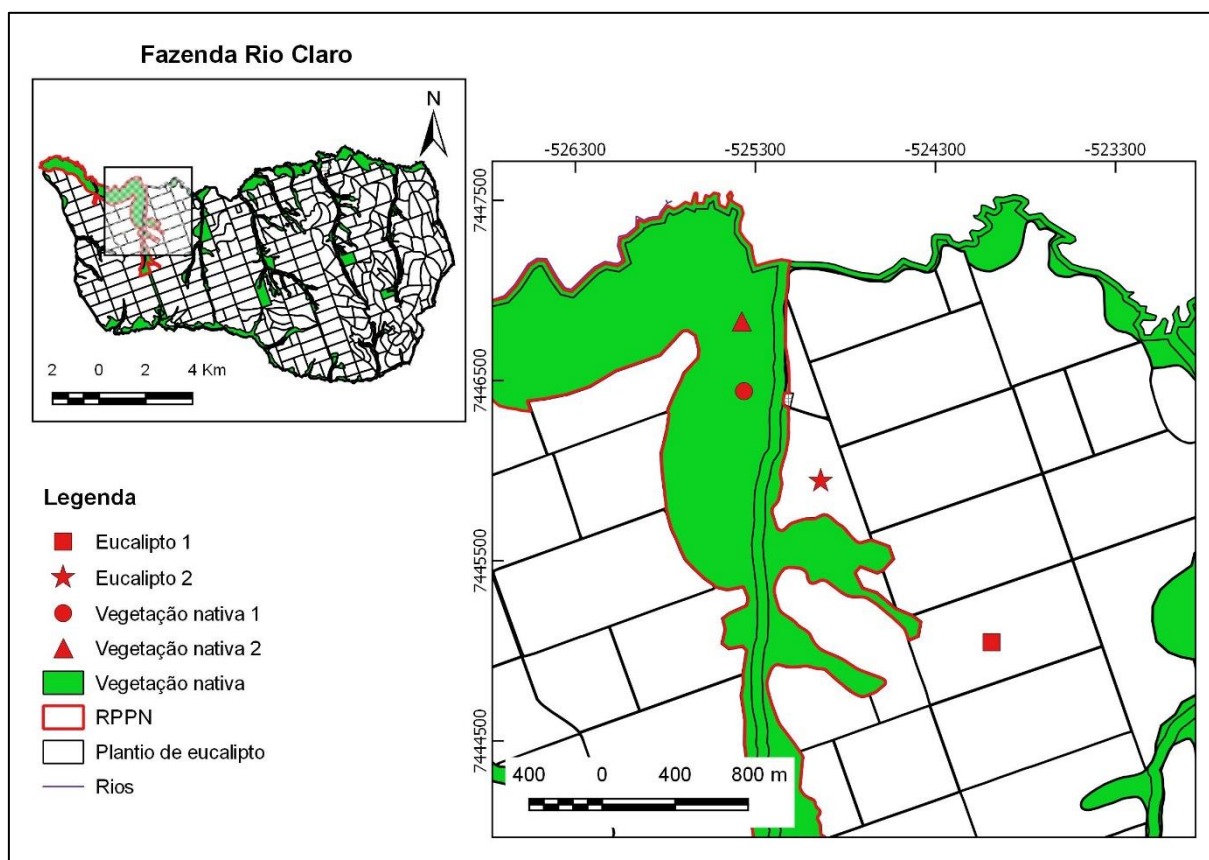
Eucalipto 1: Talhão de eucalipto próximo a remanescente de vegetação nativa.

Eucalipto 2: Talhão de eucalipto contíguo a remanescente de vegetação nativa.

Vegetação nativa 1: Antiga estrada que corta o remanescente de vegetação nativa de Floresta Estacional Semidecidual.

Vegetação nativa 2: Trilha no interior de remanescente de vegetação nativa de Floresta Estacional Semidecidual.

Figura 3 – Unidades amostrais localizadas em plantio de eucalipto e em vegetação nativa dentro da Fazenda Rio Claro, interior do estado de São Paulo, Brasil.



Fonte: Guimarães (2019)

Captura e identificação de morcegos

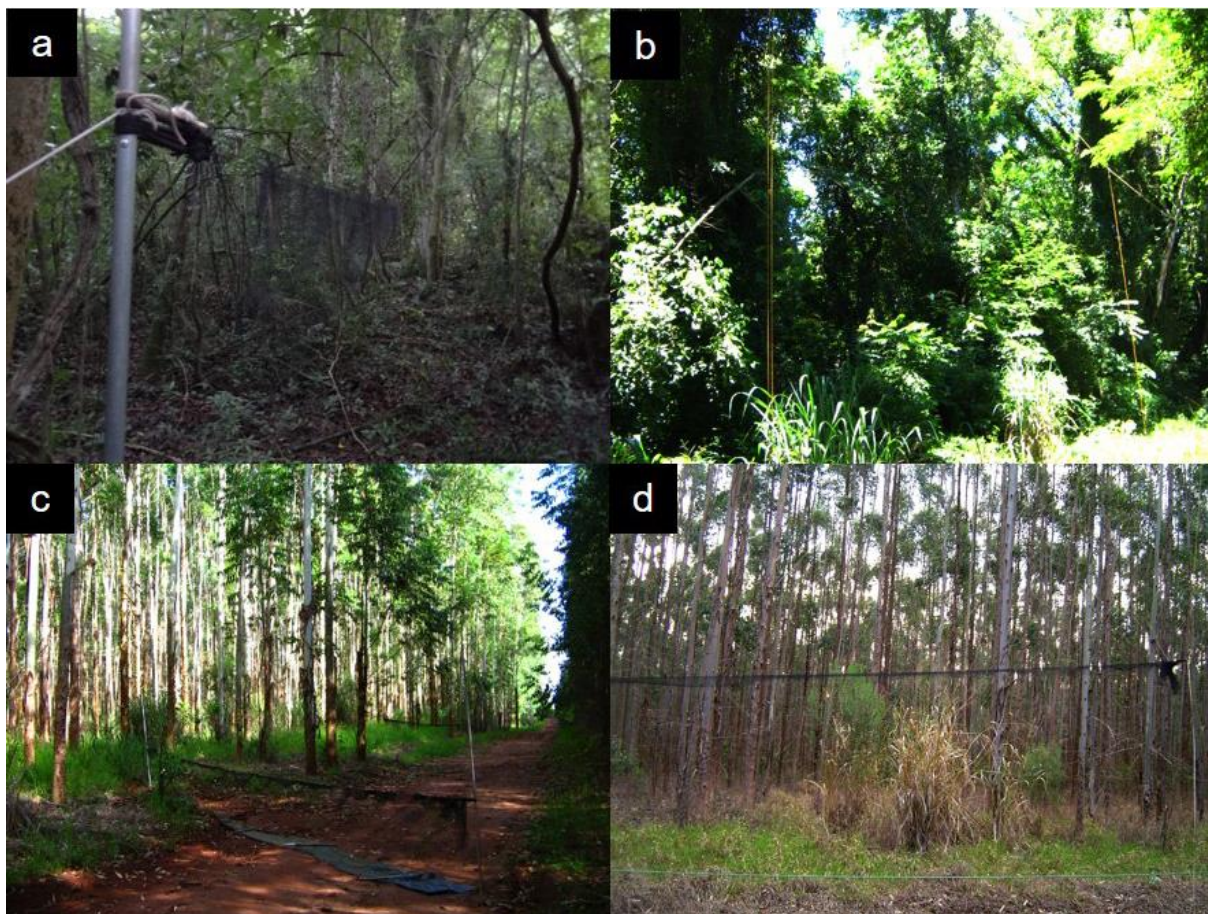
As campanhas de campo foram realizadas de outubro 2007 a julho de 2010, com um intervalo de dois meses entre cada campanha, totalizando 12 incursões a campo. Cada incursão foi composta por três noites de trabalho, exceto as três primeiras incursões: a primeira teve cinco noites de amostragem, a segunda seis e a terceira quatro, totalizando 42 noites de capturas.

Para a captura de morcegos foram utilizadas 10 redes de neblina (12 x 2,5 m, malha de 20 mm) em cada área amostral, totalizando 40 redes em toda área de estudo, seguindo o método descrito por Kunz e Kurta (1988). As redes ficaram expostas por toda a noite, somando 12 horas de exposição por noite de captura. O esforço amostral do estudo em cada área foi de 151.200 h.m², atingindo o valor de 604.800 h.m² no total, valor obtido multiplicando a metragem das redes pelo número de redes e tempo de exposição, conforme proposto por Straube e Bianconi (2002).

As redes foram montadas separadas uma da outra. Nos talhões de eucalipto foram dispostas na borda entre o eucalipto e a vegetação nativa e no interior do plantio cruzando estradas e também paralela a elas. Nas áreas de vegetação nativa foram montadas cruzando estradas abandonadas em meio a vegetação cruzando perpendicularmente trilhas pré-existentes ou abertas para o presente estudo. Em cada unidade amostral seis redes foram instaladas no subdossel (do nível do chão até 2,5 metros de altura) e quatro no dossel da vegetação, onde as alturas variaram de 3,60 a 11,70 m, de acordo com a disponibilidade de árvores para montagem das redes (Figura 4). As datas de coleta foram definidas de acordo com a fase da lua, sempre evitando as fases de lua crescente e cheia, quando há menor atividade de morcegos (MORRISON, 1980; UIEDA, 1992; ESBÉRARD, 2007).

Todos os animais capturados foram identificados e colocados em sacos de algodão individualizados, antes da soltura foram anilhados e houve coleta de informações biométricas: medidas dos antebraços e peso (KUNZ, 1996) e biológicas: sexo, estágio reprodutivo e estágio de desenvolvimento (RACEY, 1988). Quando necessário outras informações biométricas foram tomadas para facilitar a identificação da espécie. Após o procedimento os animais foram liberados no mesmo local de captura. A identificação teve como base Vizotto e Taddei (1973), Emmons e Feer (1997), Lim e Engstrom (2001), Reis et al. (2007) e Barquez e Díaz (2009).

Figura 4 – Redes de neblina montadas no dossel e subdossel em área de vegetação nativa e plantio de eucalipto na Fazenda Rio Claro, interior do estado de São Paulo, Brasil. a. Rede disposta no subdossel em vegetação nativa, b. Rede disposta no dossel em vegetação nativa, c. Rede disposta no subdossel em plantio de eucalipto, d. Rede disposta no dossel em plantio de eucalipto.



Análise de dados

Foram elaboradas a curva de acúmulo de espécies e a curva de rarefação, sendo a última com 1000 reamostragens. O estimador de riqueza *Jackknife* de primeira ordem foi calculado para observar a expectativa de espécies em relação a quantidade de espécies observadas. A diversidade local foi calculada a partir do índice de Shannon-Wiener (H'), esse não leva em consideração as espécies raras, considerando igual peso entre essas e as abundantes (MAGURRAN, 1988), sendo uma das mais duradouras medidas de diversidade (MAGURRAN, 2013).

O grau de frequência das espécies foi obtido por meio do cálculo da Constância, sendo as espécies classificadas em COMUNS ($C \geq 50\%$), RELATIVAMENTE COMUNS ($25\% \leq C < 50\%$) e RARAS na amostragem ($C < 25\%$) (BIANCONI et al., 2004).

Foi considerado como época seca o intervalo entre os meses de abril e setembro, sendo a época chuvosa entre os meses de outubro e março. Conforme a classificação do clima da região segundo Köppen e o climograma (Figura 2) do intervalo de tempo de ocorrência do estudo. O teste de Mann-Whitney (teste U) e o teste de Hutcheson (HUTCHESON, 1970), ambos com nível de significância de 5%, foram utilizados para comparar a abundância e o índice de Shannon-Wiener, respectivamente, da comunidade de morcegos capturados na estação seca e chuvosa do ano.

Todos as análises estatísticas foram realizadas utilizando o pacote estatístico PAST (HAMMER et al., 2001).

1.3 RESULTADOS

Foram capturados 217 indivíduos de 20 espécies e três famílias. Desses 190 indivíduos de 13 espécies são da família Phyllostomidae, 20 indivíduos de cinco espécie da família Vespertilionidae e sete indivíduos de duas espécies da família Molossidae (Tabela 1, Figura 5).

Tabela 1 – Espécies de morcegos, total de indivíduos capturados e a porcentagem relativa (%) em cada área de estudo e em cada sazonalidade na Fazenda Rio Claro (Euc = Eucalipto, Nat = Nativa, Chu = Estação chuvosa, Sec = Estação seca, IC = Índice de constância (R = Raro), (C = Comum)).

Espécies	Locais				Sazonalidade				Total	%	IC
	Euc	%	Nat	%	Chu	%	Sec	%			
<i>Carollia perspicillata</i> (Linnaeus, 1758)	33	32	44	39	26	27.4	51	42.1	77	35.5	C
<i>Sturnira lilium</i> (E. Geoffroy, 1810)	30	29.1	18	16	24	25.3	24	19.8	48	22.1	C
<i>Artibeus lituratus</i> (Olfers, 1818)	8	7.8	6	5.3	1	1.1	13	10.7	14	6.5	R
<i>Anoura caudifer</i> (E. Geoffroy, 1818)	7	6.8	3	2.6	2	2.1	8	6.61	10	4.6	R
<i>Pygoderma bilabiatum</i> (Wagner, 1843)	2	1.9	8	7	5	5.3	5	4.13	10	4.6	R
<i>Artibeus fimbriatus</i> Gray, 1838	3	2.9	4	3.5	5	5.3	2	1.65	7	3.2	R
<i>Desmodus rotundus</i> (E. Geoffroy, 1810)	3	2.9	3	2.6	4	4.2	2	1.65	6	2.8	R
<i>Myotis ruber</i> (E. Geoffroy, 1806)	1	1.0	5	4.4	4	4.2	2	1.65	6	2.8	R
<i>Artibeus planirostris</i> Spix, 1823	1	1.0	4	3.5	3	3.2	2	1.65	5	2.3	R
<i>Eptesicus brasiliensis</i> (Desmarest, 1819)	2	1.9	3	2.6	5	5.3			5	2.3	R
<i>Myotis albescens</i> (E. Geoffroy, 1806)	1	1.0	4	3.5			5	4.13	5	2.3	R
<i>Molossops neglectus</i> Williams & Genoways, 1980	4	3.9	1	0.9	5	5.3			5	2.3	R
<i>Chrotopterus auritus</i> (Peters, 1856)			4	3.5	2	2.1	2	1.65	4	1.8	R
<i>Platyrrhinus lineatus</i> E. Geoffroy, 1810	2	1.9	2	1.8	1	1.1	3	2.48	4	1.8	R
<i>Eptesicus diminutus</i> Osgood, 1915			3	2.6	3	3.2			3	1.4	R
<i>Mimon bennettii</i> (Gray, 1838)			2	1.8	1	1.1	1	0.83	2	0.9	R
<i>Chiroderma doriae</i> Thomas, 1891	2	1.9			1	1.1	1	0.83	2	0.9	R
<i>Molossus rufus</i> E. Geoffroy, 1805	2	1.9			2	2.1			2	0.9	R
<i>Glossophaga soricina</i> (Pallas, 1766)	1	1.0			1	1.1			1	0.5	R
<i>Lasiurus blossevillii</i> (Lesson & Garnot, 1826)	1	1.0							1	0.5	R
Total	103		114		95		121		217		
Total de espécies	17		16		18		14		20		

Figura 5 – Espécies de morcegos capturadas na Fazenda Rio Claro, interior do estado de São Paulo, Brasil. a. *Mimon bennettii*, b. *Chrotopterus auritus*, c. *Glossophaga soricina*, d. *Anoura caudifer*, e. *Carollia perspicillata*, f. *Sturnira lilium*, g. *Artibeus fimbriatus*, h. *Artibeus lituratus*, i. *Artibeus planirostris*, j. *Pygoderma bilabiatum*, k. *Platyrrhinus lineatus*, l. *Chiroderma doriae*, m. *Desmodus rotundus*, n. *Eptesicus brasiliensis*, o. *Eptesicus diminutus*, p. *Lasiurus blossevillii*, q. *Myotis ruber*, r. *Myotis albescens*, s. *Molossops neglectus*, t. *Molossus rufus*.

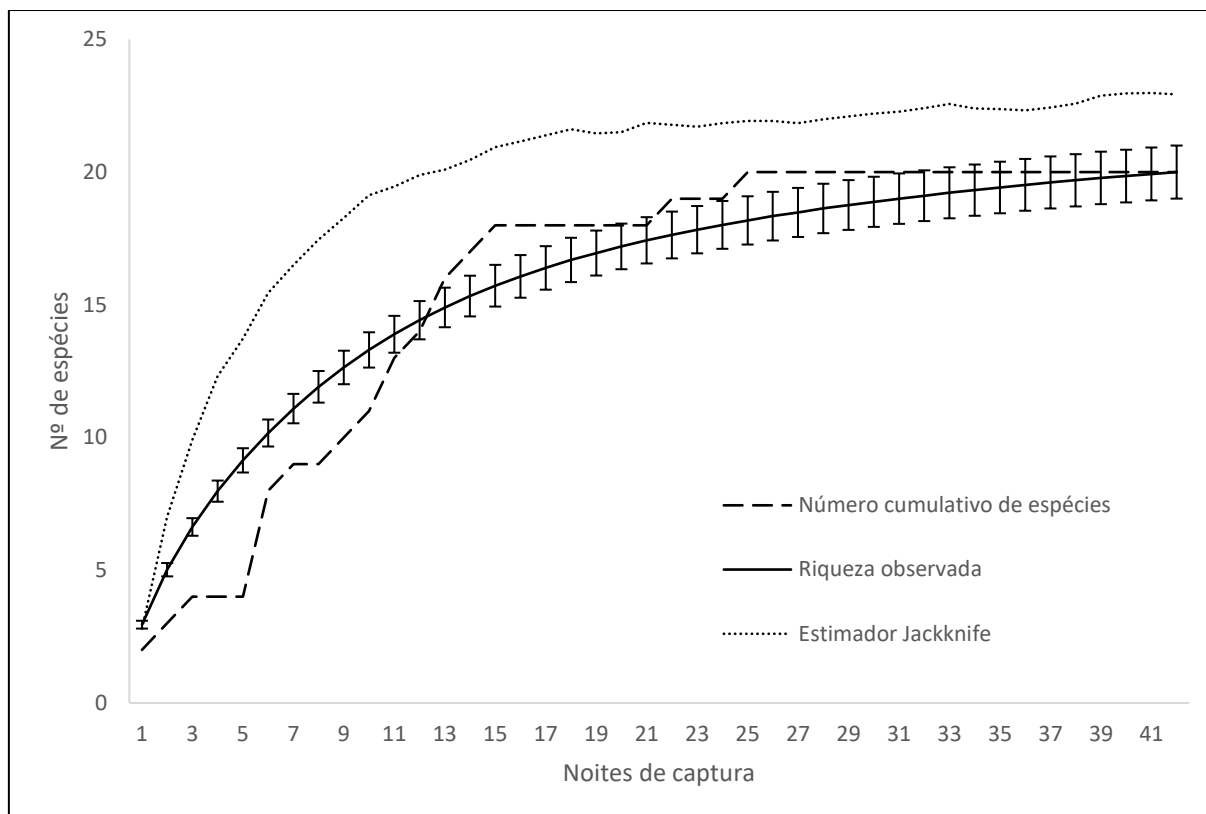


Duas espécies foram consideradas comuns na Fazenda Rio Claro, *C. perspicillata* e *S. lilium*, essas obtiveram Constância de 64,29% e 54,76%, respectivamente. As espécies restantes apresentaram Constância menor de 25%, sendo consideradas raras. O índice Shannon-Wiener encontrado na área de estudo foi de 2,204.

Não houve captura de novas espécies durante o estudo a partir da vigésima quinta noite de captura, porém a curva de rarefação não atingiu a assíntota. A riqueza observada de 20 espécie encontra-se abaixo da riqueza calculada pelo estimador

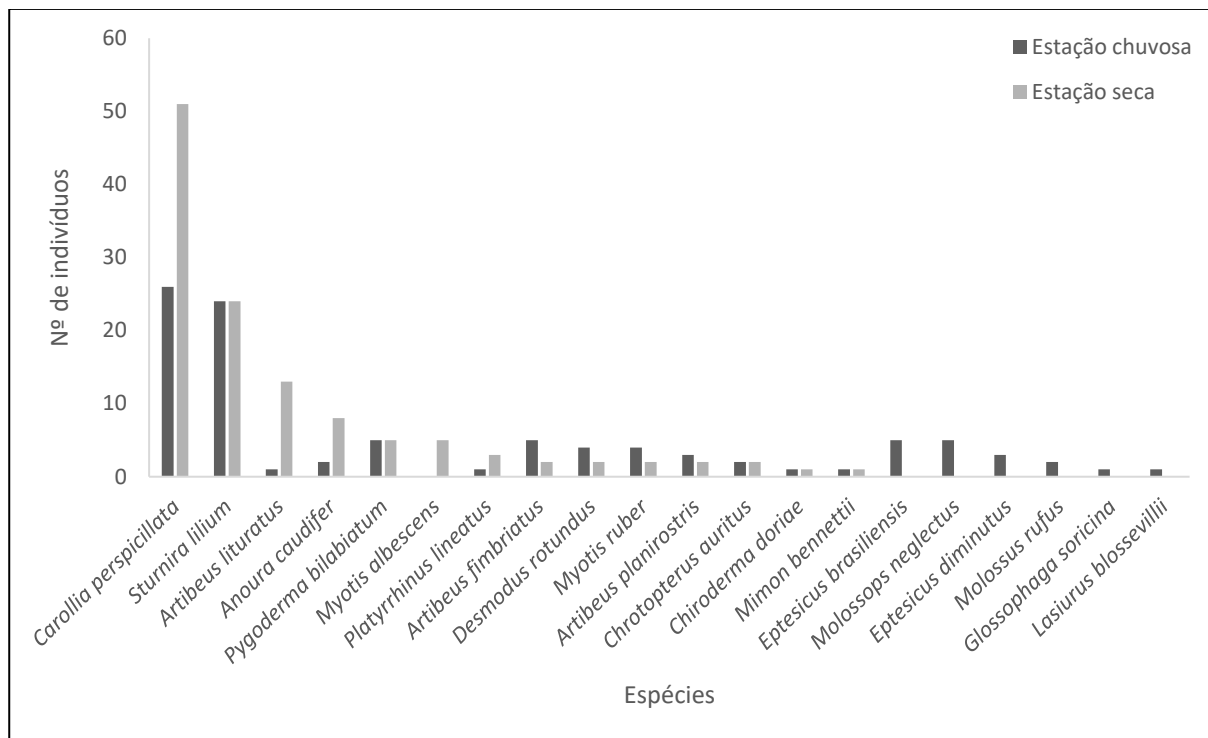
Jackknife de primeira ordem (22,93 espécies), estando acima do intervalo de confiança de 95% da riqueza observada (Figura 6).

Figura 6 – Curva de rarefação demarcando intervalo de confiança de 95%, curva de acúmulo de espécies e estimador *Jackknife* de primeira ordem dos morcegos capturados na fazenda Rio Claro, interior do estado de São Paulo, Brasil.



Na estação seca, entre os meses de abril e setembro, foram capturados 121 indivíduos, pertencentes a 14 espécies. Na estação chuvosa a quantidade de indivíduos capturados foi numericamente menor (96 indivíduos), porém a riqueza nessa estação foi maior, atingindo 19 espécies. *Eptesicus brasiliensis*, *G. soricina*, *E. diminutus*, *L. blossevillii*, *M. neglectus* e *M. rufus* foram capturados com exclusividade na estação chuvosa dos anos de estudo, e *M. albescens*, exclusivamente na seca (Tabela 1, Figura 7).

Figura 7 – Abundância das espécies de morcegos capturadas nas estações seca e chuvosa na Fazenda Rio Claro, interior do estado de São Paulo, Brasil.



O índice de Shannon-Wiener na estação chuvosa dos anos foi de 2,325, sendo esse maior que o calculado para as estações secas ($H' = 1,878$) ($p = 0,0098$). Ainda que 25 indivíduos a mais tenham sido capturados na estação seca, a abundância entre as estações não diferiu em nível de 95% de confiança ($p = 0,4474$).

1.4 DISCUSSÃO

A riqueza encontrada na área de estudo foi significativa e dentro do esperado para a região Centro-Oeste do estado de São Paulo. Para Botucatu e região há uma riqueza de 36 espécies de morcegos (UIEDA; CHAVES, 2005) e no estado de São Paulo já foram capturadas 79 espécies (GARBINO, 2016). O resultado obtido no presente estudo corresponde a 55,5% das espécies da região de Botucatu e 23,3% das que ocorrem em São Paulo.

A não estabilização da curva de rarefação era esperado, segundo Bergallo et al. (2003) a estabilização da curva em trabalhos com morcegos é possível após 1000 capturas com redes de espera. O estudo apresentou um número de espécies similar aos trabalhos realizados em mosaicos vegetacionais de monoculturas de espécies

arbóreas e vegetação nativa. Lima (2008a) em trabalho realizado em fazendas com monoculturas de eucalipto, pinus e araucária, e fragmentos de vegetação nativa, capturou a mesma quantidade de espécies. Pina et al. (2013) listaram 13 espécies trabalhando em fragmento de cerrado e plantio de eucalipto e por fim Bortolotti (2015) diagnosticou nove espécies em trabalho realizado em reflorestamento de eucalipto com sub-bosque nativo.

O maior número de espécies capturadas foi da família Phyllostomidae, resultado comumente encontrado na região neotropical (SCHULZE et al., 2000). O método utilizado no estudo, rede de espera, é mais efetivo para a captura das espécies de filostomídeos (ASCORRA et al., 1993), uma vez que essas são montadas ente 0 e 3 metros de altura, cortando transversalmente trilhas que são utilizadas como rotas de voo por espécies dessa família (SATO et al., 2015). Visando a captura de espécies que utilizam como rota de voo ou local de forrageio o dossel da vegetação, no presente estudo 40% das redes foram montadas nesse estrato.

Segundo Pires e Fabián (2013) a montagem de redes no dossel em conjunto com as montadas no subdossel tem apresentado melhores resultados do que a utilização de apenas redes baixas ou altas. No presente estudo duas espécies, a frugívora *C. doriae* e a insetívora *L. blossevillii*, foram capturadas apenas em redes montadas no dossel, o que representa 10% da riqueza total amostrada, sendo esse um resultado significativo para a diversidade local. Os inventários existentes em plantios de eucalipto realizados em diversas regiões do Brasil não utilizaram redes de dossel, Hayashi (1996) trabalhou em Botucatu, estado de São Paulo; Lima (2008a) em Telêmaco Borba, Paraná; Silveira et al. (2011) desenvolveram o trabalho em Mogi-Guaçu, estado de São Paulo; Pina et al. (2013) trabalharam em Jataí, no estado de Goiás e Bortolotti (2015) trabalhou em Rio Claro, estado de São Paulo. Provavelmente a utilização de redes altas teria aumentado a riqueza encontrada pelos pesquisadores.

Levando em consideração a publicação de Uieda e Chaves (2005) sobre os morcegos da região de Botucatu, houve o acréscimo de quatro novas espécies para a riqueza dessa região, totalizando 40. Das novas espécies listadas, o frugívoro *A. planirostris* possui registro nas proximidades da região do estudo, tendo sido inventariado em Bauru (GARIBINO, 2016), interior do estado de São Paulo, distante aproximadamente 50 quilômetros da área de estudo. O insetívoro *E. diminutus* tem registro para o estado de São Paulo, porém, não para a região Centro-Oeste. As

outras duas espécies, *Myotis ruber* e *Molossops neglectus*, possuem registros para o estado e para a região Centro-Oeste, o local de captura mais próximo da área de estudo para ambas espécies foi na Estação Ecológica Caetetus (GARBINO, 2016), distante aproximadamente 80 quilômetros da Fazenda Rio Claro.

Artibeus planirostris teve cinco indivíduos capturados durante o estudo, desses, quatro em redes montados no dossel e um em rede baixa no subdossel. Quatro dos cinco indivíduos foram capturados em fragmento de vegetação nativa, o único indivíduo capturado em eucalipto foi em rede alta. Dos capturados no remanescente de vegetação nativa três foram em rede alta e um em rede baixa. Trata-se de uma espécie com ampla distribuição, listada para todas as regiões e quase todos os estados brasileiros (REIS et al., 2013). Segundo Taddei et al. (1998) aparentemente *A. planirostris* é mais comumente capturado no interior do estado de São Paulo, sendo substituído por *A. fimbriatus* em pontos de captura mais próximas do litoral. A montagem de redes altas foi importante para a amostragem dessa espécie, principalmente no plantio de eucalipto, visto que dos cinco indivíduos capturados, quatro foram em redes montadas no dossel.

Eptesicus diminutus teve três indivíduos capturados, todos em redes montadas no subdossel do remanescente de vegetação nativa. A espécie possui ampla distribuição pelo Brasil, já foi listada em 12 estados brasileiros e no Distrito Federal. Pode ser capturada em áreas antropizadas e também florestas primárias, em borda ou interior de florestas (BIANCONI; PEDRO, 2017a). Espécie classificada como insetívora aérea (OJEDA; MARES, 1989), Lima (2008a) capturou *E. diminutus* em plantações de eucalipto e pinus, além de pontos localizados em vegetação nativa, todos em redes no subdossel. No estado de São Paulo a espécie possui registro para a região litorânea e da Serra do Mar (GARBINO, 2016).

Myotis ruber teve seis indivíduos capturados, sendo quatro em redes altas e dois em redes baixas. Desses indivíduos apenas um foi capturado em reflorestamento de eucalipto, sendo em rede alta. A espécie possui registro para os estados da Bahia, Pernambuco e os das regiões sul e sudeste brasileiros. Pode ser encontrado em diversos tipos de vegetações, desde interior de floresta nativa até manchas florestais urbanas (BIANCONI; PEDRO, 2017b). Em plantações de eucalipto foi capturado por Lima (2008a) no estado do Paraná, em redes no subdossel. Em São Paulo a maior concentração de registros está associada a Serra do Mar, tendo apenas um registro

para a Estação Ecológica dos Caetetus, região Centro-Oeste Paulista (GARBINO, 2016).

Molossops neglectus teve cinco indivíduos capturados, sendo três em área com plantio de eucalipto e dois em remanescente de vegetação nativa. No plantio os indivíduos foram capturados apenas em redes altas, em vegetação nativa foram capturados em redes baixas. No Brasil a espécie foi listada em apenas sete estados, porém em diferentes regiões do país: norte, centro-oeste, sudeste e sul. Os registros são de áreas antrópicas e também florestas ombrófilas e semidecíduas (SARTORE et al., 2017). No estado de São Paulo há seis locais de registros, sendo cinco localizados em floresta ombrófila, em área da Serra do Mar, e um em Floresta Estacional Semidecidual, na Estação Ecológica dos Caetetus (GARBINO, 2016).

Na grande maioria das comunidades, seja ela animal ou vegetal, frequentemente uma pequena parte das espécies são dominantes, consideradas comuns no ambiente, e uma grande parte das espécies são raras (ODUM; BARRETT, 2007). A distribuição de espécies como citada acima, baixa quantidade de espécies dominantes e grande maioria de espécies raras, é comumente observada em ambientes não modificados. Isso se dá devido à grande diversidade de habitats dentro de um ecossistema natural, e cada um deles possibilita a ocorrência de uma ou algumas espécies. Quando o ecossistema sofre alguma interferência, seja antrópica ou não, alguns habitats podem desaparecer e outros aumentar de tamanho temporariamente, influenciando a dinâmica das comunidades locais. Via de regra, ambientes antropizados ou em regeneração possuem poucos habitats, tendo assim uma menor quantidade de espécies em sua comunidade e possuindo um maior número de espécies dominantes.

No presente estudo foram listadas 18 espécies classificadas como raras e apenas duas, as frugívoras *C. perspicillata* e *S. liliium*, como comuns. Segundo Pedro e Taddei (1997) o índice de Shannon da comunidade de morcegos oscila próximo a dois em ambientes com poucas espécies dominantes, o que é corroborado em nosso resultado ($H' = 2,204$).

As espécies comuns listadas são frequentemente capturadas em inventários faunísticos, na maioria das vezes sendo muito abundantes, principalmente em locais com certo grau de antropização como parques urbanos (LIMA, 2008b), fragmentos florestais (REIS et al., 2003; SATO et al. 2015), áreas em regeneração (SILVEIRA et

al., 2011) e fragmentos em meio a plantações (LIMA, 2008a; PINA et al., 2013; PEDROZO et al., 2016).

Carollia perspicillata possui ampla distribuição geográfica no Brasil, não sendo capturada apenas no extremo sul do país (GARDNER, 2008). No estado de São Paulo possui registro em todas as regiões (GARBINO, 2016). Espécie frugívora que se alimenta principalmente de plantas do estrato vegetal médio (BATISTA et al. 2017), sendo sua dieta composta principalmente por frutos da família Piperaceae (FLEMING, 1988). Bredt et al. (2012) consideraram a espécie especialista em frutos do gênero *Piper*, apesar de consumir também outras espécies de frutos (FLEMING, 1988; BREDT et al., 2012) e complementar sua dieta com pólen e insetos (MIKICH, 2002).

Sturnira lilium teve sua distribuição recentemente revisada, no Brasil possui registro para as regiões norte, sul, sudeste e parte do centro-oeste (VELAZCO; PETTERSON, 2013), sendo possível captura-la em todas as regiões do estado de São Paulo (GARBINO, 2016). A espécie forrageia principalmente pelo sub-bosque, podendo se abrigar em folhagens, ocos de árvores e edificações humanas (REIS et al., 2013). Sua alimentação é baseada em frutos de diversas espécies, porém, *Solanum* spp. e *Piper* spp. estão presentes em grandes quantidades em sua dieta (FLEMING, 1988; BREDT et al., 2012; MARTINS et al., 2014). Bredt et al. (2012) considera a espécie especialista em frutos do gênero *Solanum*, devido à grande importância desse vegetal na alimentação da espécie. Martins et al. (2014) encontraram pólen nas fezes de *S. lilium*, podendo essa desempenhar um importante papel na polinização, além da dispersão de sementes.

Segundo Schulze et al. (2000) a abundância de *C. perspicillata* e *S. lilium* são indicadores de ambientes com alterações ambientais. A ocorrência dessas espécies está associada com a existência de Piperaceae e Solanaceae (FLEMING, 1988; LIMA; REIS, 2004), sendo essas famílias, principalmente os gêneros *Piper* e *Solanum*, plantas consideradas iniciadoras de ambiente, estando presentes em maior quantidade em locais em regeneração e em bordas de fragmentos florestais. Bredt et al. (2012) afirmaram que *C. perspicillata* e *S. lilium* possuem grande plasticidade alimentar, o que lhes conferem facilidade na ocupação de ambientes diversos. A grande população dessas espécies encontradas em estudos realizados em ambientes com diferentes graus de antropização, demonstram que a fragmentação de florestas nativas está beneficiando-as (BREDT et al., 2012).

Um estudo sobre a vegetação da RPPN “Reserva Natural Olavo Egydio Setúbal” apontou que grande parte dessa vegetação se encontra em estágio médio e avançado de regeneração (MARTINS, 2010). Aparentemente a avaliação da fauna de morcegos discorda do resultado obtido pelo autor supracitado, visto que a comunidade de morcegos possui abundância de espécies consideradas indicadoras de ambientes alterados (*C. perspicillata* e *S. lilium*). No entanto, os locais de captura dos morcegos – duas unidades amostrais próximo a borda da RPPN e duas em plantio de eucalipto – não é o melhor método de avaliação do fragmento florestal. Por isso, não se pode afirmar utilizando a fauna de morcegos capturada nesse estudo que a RPPN sofre algum distúrbio ambiental, visto que 50% dos locais de captura estão em plantio de eucalipto e os pontos de captura no fragmento de vegetação nativa estão próximos da borda.

Em ambientes com estações secas e chuvosas bem definidas, a maioria das capturas de morcegos ocorre na estação chuvosa, momento em que existe maior disponibilidade de recursos alimentares (BORDIGNON; FRANÇA, 2009). Heithaus et al (1975) afirmaram que em regiões tropicais a abundância de morcegos frugívoros é maior nos períodos quentes e úmidos. Uma explicação para essa maior abundância seria a disponibilidade de alimentos (FLEMING, 1986).

Na região sudeste do estado de São Paulo há trabalhos que apresentaram diferença estatística entre a abundância de morcegos na estação chuvosa e seca para algumas espécies (e.g. AGUIAR; MARINHO-FILHO, 2004) e outros não apresentaram (e.g. MARINHO-FILHO; SAZIMA 1989, HAYASHI, 1996), demonstrando que essa diferença nem sempre é encontrada, outros fatores, que não a quantidade de chuvas, devem influenciar no resultado.

Mello (2009) concluiu que os morcegos fitófagos neotropicais possuem uma organização dinâmica, que varia conforme a fenologia da flora local. Hayashi (1996), trabalhando em plantio de eucalipto abandonado em regeneração, associou a maior quantidade de capturas do morcego frugívoro *C. perspicillata* com a fenologia das espécies de *Piper*, cujos frutos são seu principal alimento, independente da sazonalidade.

Segundo MARTINS (2010), na RPPN Olavo Egydio Setúbal há diversas espécies vegetais que são utilizadas como alimento por morcegos, como as das famílias Cecropiaceae, Moraceae, Solanaceae e Piperaceae. Em regiões tropicais

algumas espécies dessas famílias produzem frutos o ano todo (MIKICH; SILVA, 2001), oferecendo recurso alimentar para espécies de morcegos frugívoros.

No presente estudo não houve diferença na abundância ($p= 0,4472$) de morcegos capturados na estação seca e chuvosa. Visto que a maioria deles capturados são frugívoros ($n= 167$), aparentemente a disponibilidade de alimento, independente da sazonalidade, influenciou no resultado observado. No entanto, houve diferença na diversidade de morcegos entre as estações ($p= 0,0098$), quatro espécies insetívoras e uma espécie nectarívora foram capturadas com exclusividade na estação quente e úmida, sendo essas espécies as responsáveis pela diferença.

REFERÊNCIAS

AGUIAR, L.M.S.; MARINHO-FILHO, J. Activity patterns of nine phyllostomid bat species in a fragment of the Atlantic Forest in Southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v.21, n.2, p.385-390, Jun. 2004.

ASCORRA, C.F.; GORCHOV, D.L.; CORNEJO, F. The bats from Jenaro Herrera, Loreto, Peru. **Mammalia**, v.57, n.4, p.533-552, Jan. 1993.

BARQUEZ, R.M.; DÍAZ, M.M. **Los murciélagos de Argentina: clave de identificación**. Tucumán: O autor, 2009, 69p.

BARROS, M.A.S.; PESSOA, D.M.A.; RUI, A.M. Habitat and use seasonal activity of insectivorous bats (Mammalia: Chiroptera) in the grasslands of southern Brazil. **Zoologia**, v.31, n.2, p.153-161, Mar./Apr. 2014.

BATISTA, C.B. et al. Subfamília Carolliinae Miller, 1924. In: REIS, N.R. et al. (Orgs.). **História Natural dos Morcegos Brasileiros – Chave de Identificação de espécies**. Rio de Janeiro: Technical Books, 2017. p.191-195.

BERGALLO, H.G. et al. Bat species richness in Atlantic Forest: What is the minimum sampling effort? **Biotropica**, v.35, n.2, p.278-288, 2003.

BERNARD, E. et al. Uma análise de horizontes sobre a conservação de morcegos no Brasil. In: FREITAS, T.R.O.; VIEIRA, E.M. (Eds.). **Mamíferos do Brasil: Genética, Sistemática, Ecologia e Conservação**. Rio de Janeiro: Sociedade Brasileira de Mastozoologia, 2012. p.19-35.

BIANCONI, G.V.; 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, Dez. 2004.

BIANCONI, G.V.; PEDRO, W.A. Subfamília Vespertilionidae Gray, 1821. In: REIS, N.R. et al. (Orgs.). **História Natural dos Morcegos Brasileiros – Chave de Identificação de espécies**. Rio de Janeiro: Technical Books, 2017a. p.321-351.

BIANCONI, G.V.; PEDRO, W.A. Subfamília Myotinae Tate 1943. In: REIS, N.R. et al. (Orgs.). **História Natural dos Morcegos Brasileiros – Chave de Identificação de espécies**. Rio de Janeiro: Technical Books, 2017b. p.353-366.

BORDIGNON, M.O.; FRANÇA, A.O. Riqueza, diversidade e variação altitudinal em uma comunidade de morcegos filostomídeos (Mammalia: Chiroptera) no Centro-Oeste do Brasil. **Chiroptera Neotropical**, n.15, v.1, p.425-433, 2009.

BORDIGNON, M.O. et al. Sobre os morcegos brasileiros. In: REIS, N.R. et al. (Orgs.). **História Natural dos Morcegos Brasileiros – Chave de Identificação de espécies**. Rio de Janeiro: Technical Books, 2017. p.17-20.

BORTOLOTTI, V.F.C. **Riqueza, abundância e dieta de morcegos (Chiroptera) em florestas de eucaliptos**. 2015. 42f. Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso) – Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Rio Claro, 2015.

BREDT, A.; UIEDA, W.; PEDRO, W.A. **Plantas e morcegos na recuperação de áreas degradadas e na paisagem urbana**. Brasília: Redes de Sementes do Cerrado, 2012. 215p.

DONATELLI, R.J. Diversidade, sazonalidade e dinâmica da comunidade de aves nas Fazendas Rio Claro (Lençóis Paulista) e Monte Alegre (Agudos) de propriedade da empresa Duratex S.A. **Relatório apresentado ao Departamento de Meio Ambiente, Pesquisa e Desenvolvimento Florestal da Duratex S. A.** 2002, 89p.

DURATEX. **Relatório Anual 2008**. Disponível em: <http://www.duratex.com.br/RAO/2008/port/gestao_ambiental_01.html>. Acesso em: 09 de jul. 2018.

ESBÉRARD, C.E.L. Influência do ciclo lunar na captura de morcegos Phyllostomidae. **Iheringia, Sér. Zool.**, v.97, p.81-85. mar. 2007.

FLEMING, T.H. Opportunism vs. specialization: the evolution of feeding strategies in frugivorous bats. In: ESTRADA, A.; FLEMING, T. H. (Eds.). **Frugivores and seed dispersal**. Dordrecht: W. Junk Publishers, 1986. p.105-118.

FLEMING, T.H. **The Short-tailed fruit bat, a study in plant-animal interactions**. Chicago: University of Chicago Press, 1988. 365p.

GARBINO, G.S.T. Research on bats (Chiroptera) from the state of São Paulo, southeastern Brazil: annotated species list and bibliographic review. **Papeis Avulsos de Zoologia (São Paulo)**, v.34, n.3, p.43-128, 2016.

GARDNER, A.L. **Mammals of South America, vol. 1. Marsupials, Xenarthrans, Shrews, and Bats**. The University of Chicago Press Chicago. 2008.

HAMMER, Ø.; HARPER, D.A.T.; RYAN, P.D. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. **Paleontologia eletrônica**, v.4, 9p., Jun. 2001. Disponível em: <https://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm>. Acesso em: 10 jul. 2018.

HAYASHI, M.M. **Morcegos frugívoros em duas áreas alteradas da fazenda Lageado, Botucatu, estado de São Paulo**. 1996. 106f. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 1996.

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, n.4, p.841-854, Jul. 1975.

HUTCHESON, K.A. Test for Comparing Diversities based on the Shannon Formula. **Journal of Theoretical Biology**, v.29, p.51-154. Oct. 1970.

IBÁ - Indústria Brasileira de produtores de Árvores. **Relatório IBÁ 2017 ano base 2016**. Brasília, DF, 2017. 100p.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Mapa de Biomas do Brasil**. 2004.

KUNZ, T. H.; KURTA, A. Capture methods and holding devices. In: KUNZ, T.H. (Ed.). **Ecological and Behavioral methods for studies of bats**. Washington: Smithsonian Institute Press, 1988, p. 1-29.

KUNZ, T.H. Methods for marking bats. In: WILSON, D.E.; COLE, F.R.; NICHOLS, J.D.; RUDRAN, R.; FOSTER, M.S. (Eds.). **Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for mammals**. Washington DC: Smithsonian Institution Press, p.304-310. 1996.

LIM, B.K.; ENGSTROM, M.D. Species diversity of bats (Mammalia: Chiroptera) in Iwokrama Forest, Guyana, and the Guianan subregion: implications for conservation. **Biodiversity and Conservation**, v.10, p.613-657. 2001.

LIMA, I.P. **Morcegos (Chiroptera; Mammalia) de áreas nativas e áreas reflorestadas com *Araucaria angustifolia*, *Pinus taeda* e *Eucalyptus* spp. na Klabin – Telêmaco Borba, Paraná, Brasil**. 2008. 100f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008a.

_____. Espécies de morcegos (Mammalia: Chiroptera) registradas em parques nas áreas urbanas do Brasil e suas implicações no uso desse ambiente. In: REIS, N.R.; PERACCHI, A.L.; SANTOS, G.A.S.D. (Orgs.). **Ecologia de Morcegos**. Londrina: Technical Books Editora, 2008b. p.71-85.

LIMA, I.P.; REIS, N.R. The availability of Piperaceae and the search for this resource by *Carollia perspicillata* (Linnaeus) (Chiroptera, Phyllostomidae, Carolliinae) in Parque Municipal Arthur Thomas, Londrina, Paraná, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v.21, n.2, p.371-377, Jun. 2004.

LOBOVA, T.A. et al. Cecropia as a food resource for bats in French Guiana and the significance of fruit structure in seed dispersal and longevity. **American Journal of Botany**, v.90, n.3, p.388-403. Mar. 2003.

LÓPEZ-BAUCELLS, A. et al. **Field Guide to Amazonian Bats**. Manaus: Editoria INPA, 2016. 168p.

MCNAB, B.K. The structure of tropical bat faunas. **Ecology**, v.52, n.2, p.352-358, Mar. 1971.

MAGURRAN, A.E. **Ecological diversity and its measurement**. New Jersey: Princeton, 1988. 179p.

MAGURRAN, A.E. **Medindo a diversidade biológica**. 1ª Reimpressão. Curitiba: UFPR; 2013. 261p.

MARINHO-FILHO, J. S.; SAZIMA, I. Activity patterns of six phyllostomid bat species in southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v.49, n.3, p.777-782, Aug. 1989.

MARTINS, L.A. **Estrutura e dinâmica sucessional de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual com diferentes históricos de perturbação**. 2010. 121f. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2010.

MARTINS, M.P.V.; TORRES, J.M.; ANJOS, E.A.C. Dieta de morcegos frugívoros em remanescentes de Cerrado em Bandeirantes, Mato Grosso do Sul. **Biotemas**, v.27, n.2, p.129-135, jun. 2014.

MELLO, M.A.R. Temporal variation in the organization of a Neotropical assemblage of leaf-nosed bats (Chiroptera: Phyllostomidae). **Acta Oecologica**, v.35, n.1, p.280-286. Mar./Apr. 2009.

MIKICH, S.B.; SILVA, S.M. Composição florística e fenológica das espécies zoocóricas de remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual no centro-oeste do Paraná, Brasil. **Acta bot. bras.**, v.15, n.1, p.89-113, abr. 2001.

MIKICH, S.B. A dieta dos morcegos frugívoros (Mammalia: Chiroptera, Phyllostomidae) de um pequeno remanescente de Floresta Estacional Semidecidual do sul do Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v.19, n.1, p.239-249. mar. 2002.

MORRISON, D.W. Foraging and day-roosting dynamics of canopy fruit bats in Panamá. **Journal of Mammalogy**, v.61, n.1, p.20-29, Feb. 1980.

ODUM, E.P.; BARRETT, G.W. **Fundamentos de Ecologia**. Tradução da 5. ed. Norte-americana. São Paulo: Cengage Learning, 2007. 612p.

OJEDA, R.A.; MARES, M.A. **A biogeographic analysis of the mammals of Salta Province, Argentina: patterns of species assemblage in the neotropics**. Texas: Texas Tech University Press, n.27, 1989. 66p. (Special Publication, The Museum Texas Tech University)

PEDRO, W.A.; TADDEI, V.A. Taxonomic assemblage of bats from Panga Reserve, southeastern Brazil: abundance patterns and trophic relations in the Phyllostomidae (Chiroptera). **Boletim do Museu de Biologia Prof. Mello Leitão, n. ser.**, v.6, n.1, p.3-21. Jun.1997.

PEDROZO, A.R. et al. Quiroptero fauna da fazenda Santo Antônio dos Ipês, Jaú, estado de São Paulo, Brasil. **Biotemas**, v.29, n.1, p.97-107, mar. 2016.

PINA, S.M.S.; MEYER, C.F.J.; ZORTÉA, M. O comparison of habitat use by phyllostomid bats (Chiroptera: Phyllostomidae) in natural forest fragments and eucalyptus plantations in the Brazilian Cerrado. **Chiroptera Neotropical**, v.19, n.3, p.14-30, Dec. 2013.

PIRES, D.P.S.; FABIÁN, M.E. Diversidade, riqueza e estratificação vertical das espécies de morcegos em um remanescente da Mata Atlântica no sul do Brasil. **Biotemas**, v.26, n.4, p.121-131, dez. 2013.

RACEY, P.A. Reproductive assessment in bats. In: KUNZ, T.H. (Ed.). **Ecological and Behavioral methods for studies of bats**. Washington DC: Smithsonian Institution Press. 31-46p. 1988.

REIS, N.R. et al. 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, jun. 2003.

REIS, N.R. et al. (Eds.). **Morcegos do Brasil**. Londrina: Nélío Roberto dos Reis, 2007. 253p. 2007.

REIS, N.R. et al. Subfamília Stenodermatinae. In: _____ et al. (Orgs.). **Morcegos do Brasil – Guia de Campo**. Rio de Janeiro: Technical Books Editora, 2013. p.117-140.

SARTORE, E.R.; TAVARES, V.C.; MORAS, L.M. Subfamília Molossidae Gervais, 1856. In: REIS, N.R. et al. (Orgs.). **História Natural dos Morcegos Brasileiros – Chave de Identificação de espécies**. Rio de Janeiro: Technical Books, 2017. p.321-351.

SATO, T.M. et al. Estrutura da comunidade de morcegos (Mammalia, Chiroptera) da Estação Experimental de Itirapina, estado de São Paulo, Brasil. **Papeis Avulsos de Zoologia (São Paulo)**, v.55, n.1, p.1-11, 2015.

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, p.174-184, Mar. 2000.

SILVA, W.R.; VIELLIARD, J.M.E. Avifauna de mata ciliar. In: LEITÃO FILHO, H.F.; RODRIGUES, R.R. (Orgs.). **Matas ciliares: estado atual do conhecimento**. São Paulo: Editora Universidade de São Paulo, 2000. p.169-185.

SILVEIRA, M. et al. Frugivory by phyllostomid bats (Mammalia: Chiroptera) in a restored area in Southeast Brazil. **Acta Oecologica**. v.37, n.1, p.31-36. 2011.

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.

TADDEI, V.A.; NOBILE, C.A.; MORIELLE-VERSUTE, E. Distribuição geográfica e análise morfométrica comparativa em *Artibeus obscurus* (Schinz, 1821) e *Artibeus fimbriatus* Gray, 1838 (Mammalia, Chiroptera, Phyllostomidae). **Ensaio e Ciência**, v.2, n.2, (2), p.71-127, nov. 1998.

THIES, W.; KALKO, E.K.V. Phenology of neotropical pepper plants (Piperaceae) and their association with their main dispersers, two short-tailed fruit bats, *Carollia perspicillata* and *C. castanea* (Phyllostomidae). **Oikos**, v.104, n.2, p.362-376. Jan. 2004.

TIRIRA, D.G. Historia natural de los murciélagos neotropicales. In: _____. (Ed.). **Biología, sistemática y conservación de los mamíferos del Ecuador**. Museo de Zoología, Centro de Biodiversidad y Ambiente, Pontificia Universidad Católica del Ecuador, 1998. p.31-56.

UIEDA, W. Período de atividade alimentar e tipos de presa dos morcegos hematófagos (Phyllostomidae) no Sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, v.52, n.4, p.563-573, 1992.

UIEDA, W.; CHAVES, M.E. Bats from Botucatu region, state of São Paulo, southeastern Brazil. **Chiroptera Neotropical**, v.11, n.1-2, p.224-226, 2005.

VELAZCO, P.M.; PETTERSON, B.D. Diversification of the yellow-shouldered bats, genus *Sturnira* (Chiroptera, Phyllostomidae), in the New World Tropics. **Molecular Phylogenetics and Evolution**, v.68, n.3, p.683-698, Apr. 2013.

VIZOTTO, L.D.; TADDEI, V.A. **Chave para determinação de quirópteros brasileiros**. São José do Rio Preto: Publicação da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de São José do Rio Preto, 1973. 72p.

VON HELVERSEN, D.; VON HELVERSEN, O. Object recognition by echolocation: a nectar-feeding bat exploiting the flowers of a rain forest vine. **J. Comp. Physiol. A.**, v.189, n.5, p.327–336, May 2003.

CAPÍTULO 2

INFLUÊNCIA DO CORTE RASO DE PARTE DO PLANTIO DE EUCALIPTO SOBRE A COMUNIDADE DE MORCEGOS EM MOSAICO VEGETACIONAL COMPOSTO POR REFLORESTAMENTO DE EUCALIPTO E REMANESCENTES DE VEGETAÇÃO NATIVA NO INTERIOR DO ESTADO DE SÃO PAULO

2.1 INTRODUÇÃO

Milhões de hectares têm sido destinados ao plantio de monoculturas no Brasil, sendo o setor florestal um dos mais representativos. Em 2016 foram contabilizados 7,8 milhões de hectares de árvores plantadas por esse setor, desses, 5,7 estão cobertos por monoculturas de eucalipto (IBÁ, 2017). Além dos plantios, nas fazendas produtoras de árvores há conservação de fragmentos de vegetação nativa, visando atender o Código Florestal Brasileiro e também as certificadoras internacionais e nacional. Segundo IBÁ (2017) 5,6 milhões de hectares foram conservados pelo setor em 2016.

A conservação do meio ambiente tornou-se uma variável de mercado para as grandes empresas florestais (NARDELLI, 2001). A necessidade dessas empresas em preservar vegetação nativa e avaliar a biodiversidade em suas propriedades, fez com que o mosaico composto por monoculturas de plantios florestais e remanescentes de vegetação nativa pudessem ser estudados.

Sabe-se que substituir uma área com vegetação nativa formada por diversas espécies, por uma cultura formada por apenas uma ou poucas espécies é na maioria das vezes danosa à biodiversidade (DAVIDSON, 1985). Por isso, torna-se essencial o conhecimento da diversidade existente no mosaico formado por monocultura e remanescentes nativos, podendo assim propor planos de manejo e de conservação, visando unir a produção com a proteção da diversidade biológica.

Além da introdução da monocultura, formando mosaicos de vegetação nativa e plantios comerciais exóticos, o setor florestal necessita cortar a plantação para destiná-la à produção fabril e, por fim, ao consumidor final. O corte da plantação ocasiona um impacto negativo à biodiversidade (MOLEDO et al., 2016), medidas visando diminuir esse impacto, como o corte em mosaico, que garante a não retirada total da área plantada, têm sido tomadas pelas empresas florestais (IBÁ, 2017).

Porém, poucos são os dados disponíveis sobre o que ocorre com a diversidade local após o corte de parte do plantio.

O estudo de alguns grupos animais auxilia na interpretação do estado de conservação local, sendo esses grupos chamados de bioindicadores. Um bom exemplo são os morcegos por possuírem uma grande diversidade em florestas tropicais, podendo representar de 40 a 50% dos mamíferos presentes nesses ecossistemas e pelas facilidades de serem amostrados. Sendo assim considerados uma ótima ferramenta para estudos de diversidade (FLEMING, 1988; FENTON et al., 1992). Além disso, possuem espécies associadas a ambientes fragmentados, desflorestados e até urbanos, enquanto outras são apenas encontradas em locais com alto grau de conservação, dependentes de abrigos naturais e sensíveis a fragmentação florestal (BORDIGNON et al., 2017).

Os morcegos, além de ótimos bioindicadores, são responsáveis por serviços ecossistêmicos de fundamental importância para a manutenção de ambientes naturais e regeneração de áreas degradadas. Serviços como dispersão de sementes, polinização, controle populacional de insetos e de pequenos vertebrados, são exemplos de relações ecológicas de fundamental importância realizadas por esses mamíferos (MCNAB, 1971; FLEMING, 1988; BREDT et al., 2012, BORDIGNON et al., 2017).

Neste segundo capítulo pretendemos avaliar se o corte de parte do plantio do eucalipto influencia na estrutura da comunidade de morcegos presentes em um mosaico formado por remanescentes de vegetação nativa e monocultura de *Eucalyptus* sp.

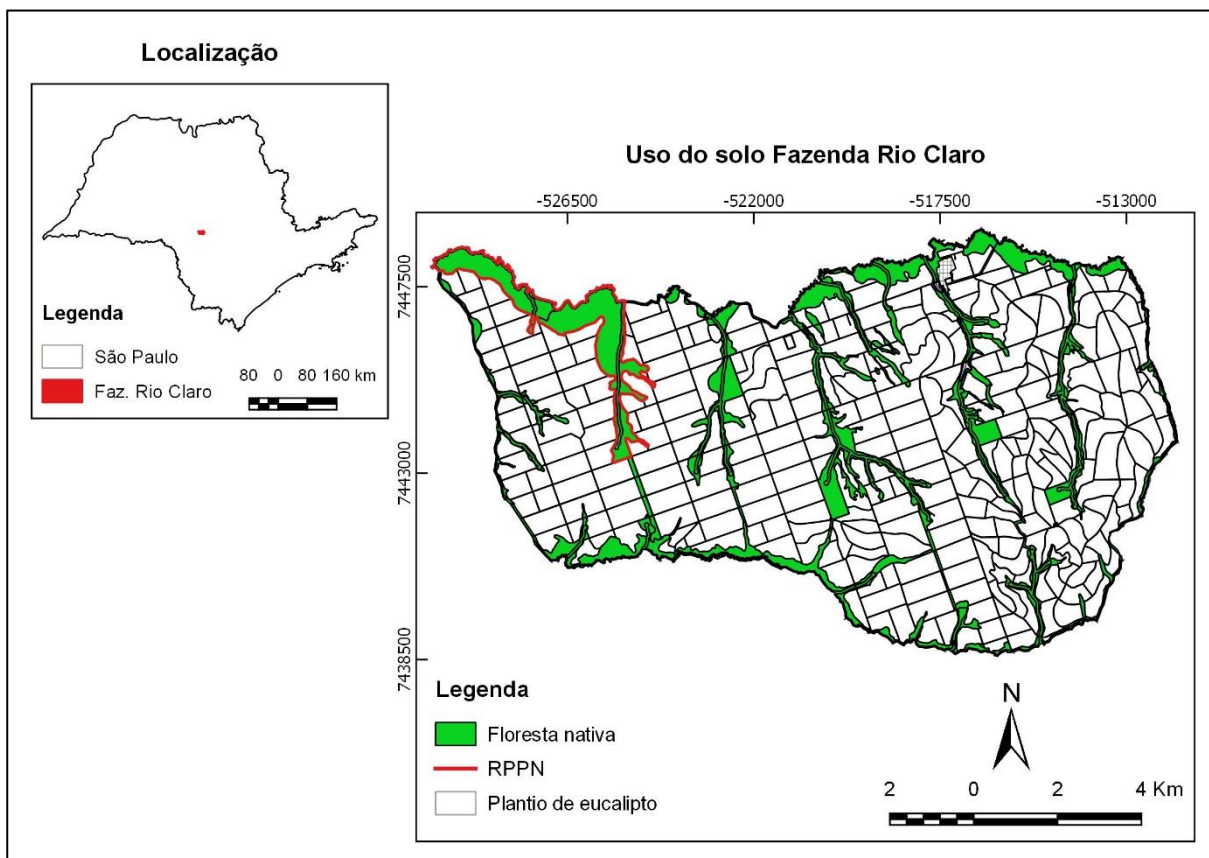
2.2 MATERIAL E MÉTODOS

Local de estudo

A presente pesquisa foi desenvolvida na Fazenda Rio Claro (22°27' S, 48°57' W), de propriedade de empresa Duratex S.A., localizada no município de Lençóis Paulista, interior do estado de São Paulo. Segundo o mapa de Biomas do Brasil IBGE (2004), a área de estudo está inserida em uma região de ecótono entre os complexos vegetacionais Cerrado e Mata Atlântica, tendo como principal fitofisionomia a Floresta Estacional Semidecidual.

A referida fazenda abriga uma Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) denominada “Reserva Natural Olavo Egydio Setúbal”, também conhecida como “Reserva do Matão”. Esta encontra-se parte localizada na Fazenda Rio Claro e parte em propriedade vizinha. Na Figura 8 se pode observar o uso do solo da Fazenda Rio Claro, assim como a delimitação de parte da RPPN que se encontra nos limites da fazenda.

Figura 8 – Localização e uso do solo da Fazenda Rio Claro, interior do estado de São Paulo, Brasil. Destaque para as áreas de vegetação nativa e a RPPN Olavo Egydio Setúbal.



Fonte: Guimarães (2019)

Unidades amostrais

Para o estudo da fauna de morcegos foram escolhidas quatro unidades amostrais, duas localizadas no plantio de *Eucalyptus* sp. e duas em remanescentes de vegetação nativa, conforme Figura 9 e descrição abaixo:

Eucalipto 1: Talhão de eucalipto próximo a remanescente de vegetação nativa.

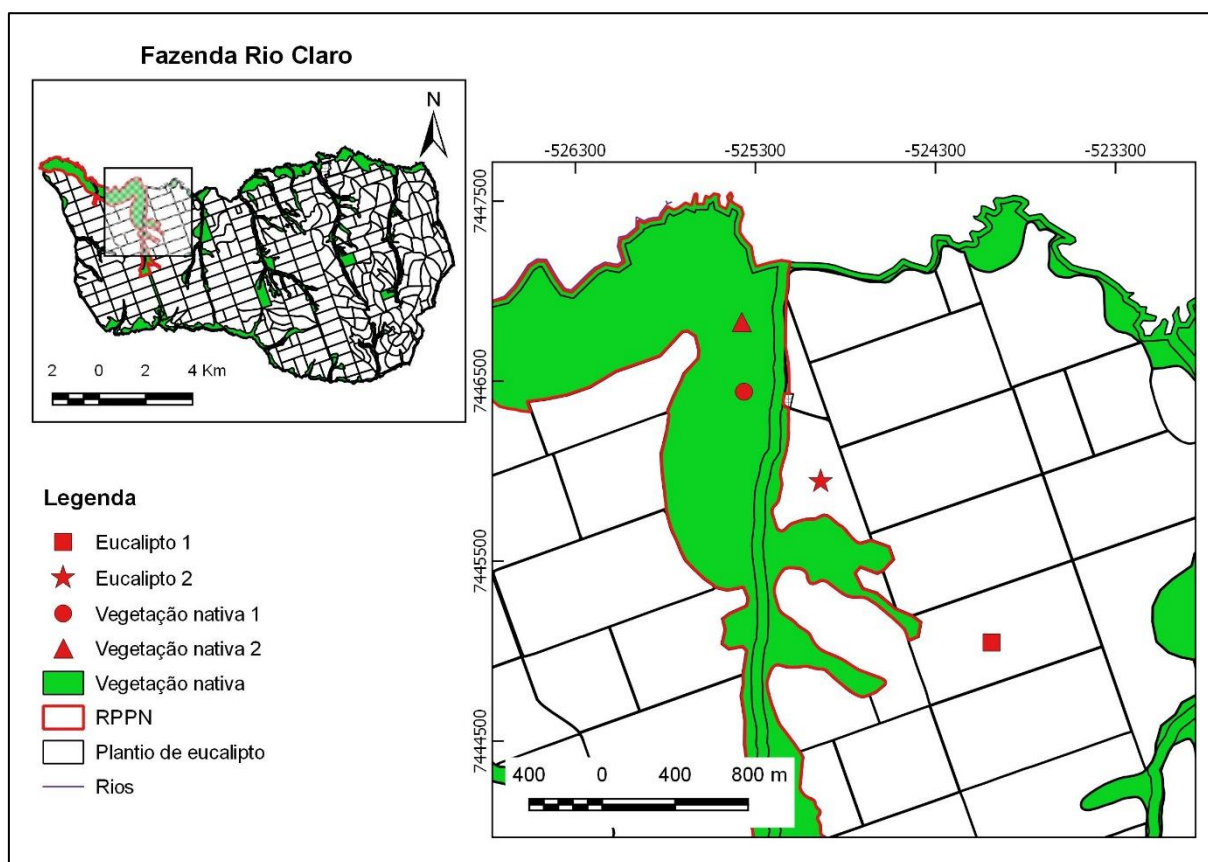
Eucalipto 2: Talhão de eucalipto contíguo a remanescente de vegetação nativa.

Vegetação nativa 1: Antiga estrada que corta o remanescente de vegetação nativa de Floresta Estacional Semidecidual.

Vegetação nativa 2: Trilha no interior de remanescente de vegetação nativa de Floresta Estacional Semidecidual.

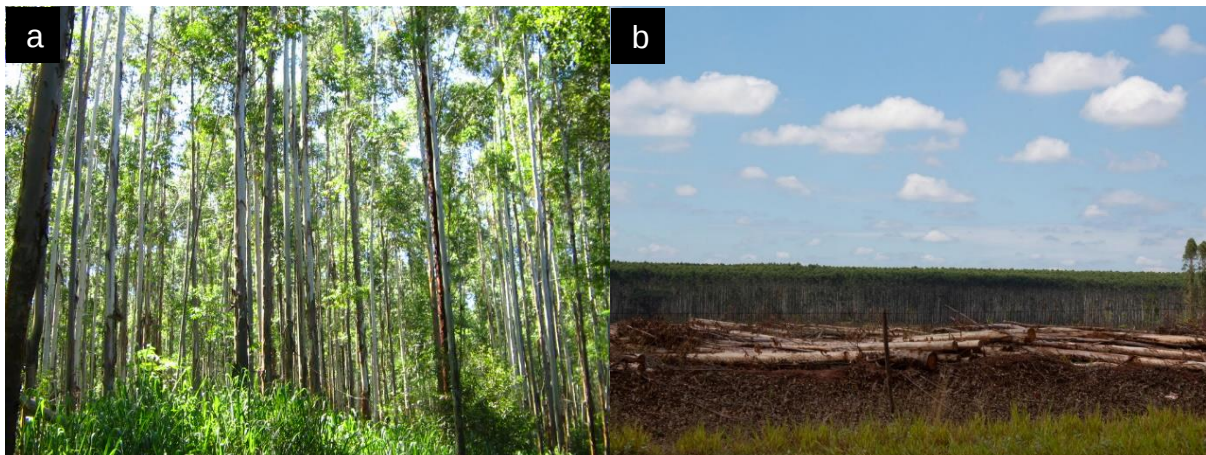
A unidade amostral Eucalipto 2 sofreu corte raso após 21 noites de captura. Essa área contém aproximadamente 22 hectares, apenas algumas árvores utilizadas para a armação das redes foram poupadas (Figura 10). Logo após o corte raso de parte do plantio ocorreram outras 21 noites de captura.

Figura 9 – Unidades amostrais localizadas em plantio de eucalipto e em vegetação nativa dentro da Fazenda Rio Claro, interior do estado de São Paulo, Brasil.



Fonte: Guimarães (2019)

Figura 10 – Aspectos do plantio de eucalipto na Fazenda Rio Claro, interior do estado de São Paulo, Brasil. a. Plantio de eucalipto antes do corte raso, b. Corte raso de parte do plantio de eucalipto.



Captura e identificação de morcegos

As campanhas de campo foram realizadas de outubro 2007 a julho de 2010, com um intervalo de dois meses entre cada campanha, totalizando 12 incursões a campo. Cada incursão foi composta por três noites de trabalho, exceto as três primeiras incursões: a primeira teve cinco noites de amostragem, a segunda seis e a terceira quatro, totalizando 42 noites de capturas.

Para a captura de morcegos foram utilizadas 10 redes de neblina (12 x 2,5 m, malha de 20 mm) em cada área amostral, totalizando 40 redes em toda área de estudo, seguindo o método descrito por Kunz e Kurta (1988). As redes ficaram expostas por toda a noite, somando 12 horas de exposição por noite de captura. O esforço amostral do estudo em cada área foi de 151.200 h.m², atingindo o valor de 604.800 h.m² no total, valor obtido multiplicando a metragem das redes pelo número de redes e tempo de exposição, conforme proposto por Straube e Bianconi (2002).

As redes foram montadas separadas uma da outra. Nos talhões de eucalipto foram dispostas na borda entre o eucalipto e a vegetação nativa e no interior do plantio cruzando estradas e também paralela a elas. Nas áreas de vegetação nativa foram montadas cruzando estradas abandonadas em meio a vegetação cruzando perpendicularmente trilhas pré-existentes ou abertas para o presente estudo. Em cada unidade amostral seis redes foram instaladas no subdossel (do nível do chão até 2,5 metros de altura) e quatro no dossel da vegetação, onde as alturas variaram de 3,60 a 11,70 m, de acordo com a disponibilidade de árvores para montagem das redes

(Figura 4). As datas de coleta foram definidas de acordo com a fase da lua, sempre evitando as fases de lua crescente e cheia, quando há menor atividade de morcegos (MORRISON, 1980; UIEDA, 1992; ESBÉRARD, 2007).

Todos os animais capturados foram identificados e colocados em sacos de algodão individualizados, antes da soltura foram anilhados e houve coleta de informações biométricas: medidas dos antebraços e peso (KUNZ, 1996) e biológicas: sexo, estágio reprodutivo e estágio de desenvolvimento (RACEY, 1988). Quando necessário outras informações biométricas foram tomadas para facilitar a identificação da espécie. Após o procedimento os animais foram liberados no mesmo local de captura. A identificação teve como base Vizotto e Taddei (1973), Emmons e Feer (1997), Lim e Engstrom (2001), Reis et al. (2007) e Barquez e Díaz (2009).

Análise de dados

Foram elaboradas curvas de rarefação com 1000 reamostragens, sendo calculadas separadamente com os dados de captura de antes e depois do corte. Padrão seguido para o cálculo da diversidade da comunidade de morcegos utilizando o índice de Shannon-Wiener (H'), esse leva em consideração igual peso entre espécies raras e abundantes (MAGURRAN, 1988), sendo uma das mais duradouras medidas de diversidade (MAGURRAN, 2013).

Visando comparar a comunidade capturada antes e logo após o corte raso de parte do plantio de eucalipto foi realizado o teste de Mann-Whitney (teste U) e o teste de Hutcheson (HUTCHESON, 1970), ambos com nível de significância de 5%. O primeiro compara a abundância da comunidade local, já o segundo visa verificar se há diferença entre os índices de Shannon. Para cada espécie foi realizado o teste de Mann-Whitney (teste U), visando verificar qual espécie teve aumento ou diminuição de sua comunidade depois do corte.

Todos as análises estatísticas foram realizadas utilizando o pacote estatístico PAST (HAMMER et al., 2001).

2.3 RESULTADOS

Foram capturados 100 indivíduos de 18 espécies e três famílias antes do corte raso do plantio, e 117 indivíduos de 16 espécies e três famílias depois. A maioria das espécies foi capturada antes e depois do corte, no entanto, *E. diminutus*, *G. soricina*,

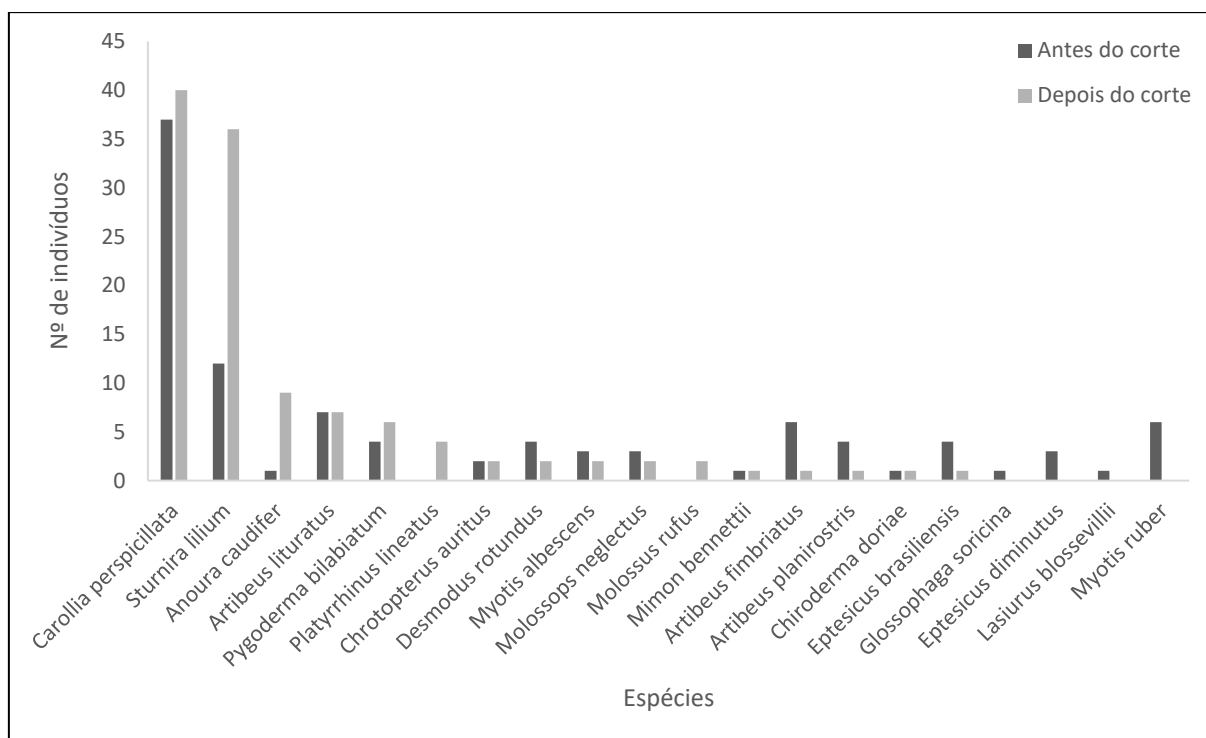
L. blossevillii e *M. ruber*, foram capturados apenas antes do corte, já *Platyrrhinus lineatus* e *M. rufus* foram capturadas apenas depois corte. *Sturnira lilium* teve um número maior de indivíduos capturados depois do corte ($p= 0,0134$) e *M. ruber* uma maior população antes do corte ($p= 0,0095$) (Tabela 2, Figura 11).

Tabela 2 – Espécies de morcegos capturados antes e depois do corte raso de parte do plantio de eucalipto na Fazenda Rio Claro, interior do estado de São Paulo, Brasil. Valores de U e p do Teste de Mann-Whitney aplicado as abundâncias de cada espécie.

Espécies	Antes	Depois	Teste de Mann-Whitney	
			U	p
<i>Carollia perspicillata</i> (Linnaeus, 1758)	37	40	204	0,6776
<i>Sturnira lilium</i> (E. Geoffroy, 1810)	12	36	128	0,0134*
<i>Artibeus lituratus</i> (Olfers, 1818)	7	7	219,5	0,9853
<i>Anoura caudifer</i> (E. Geoffroy, 1818)	1	9	178	0,0818
<i>Pygoderma bilabiatum</i> (Wagner, 1843)	4	6	210	0,6978
<i>Artibeus fimbriatus</i> Gray, 1838	6	1	178	0,0818
<i>Desmodus rotundus</i> (E. Geoffroy, 1810)	4	2	199,5	0,3950
<i>Myotis ruber</i> (E. Geoffroy, 1806)	6	0	158	0,0095*
<i>Artibeus planirostris</i> Spix, 1823	4	1	189	0,1646
<i>Eptesicus brasiliensis</i> (Desmarest, 1819)	4	1	199	0,2994
<i>Myotis albescens</i> (E. Geoffroy, 1806)	3	2	210	0,6539
<i>Molossops neglectus</i> Williams & Genoways, 1980	3	2	210	0,6539
<i>Chrotopterus auritus</i> (Peters, 1856)	2	2	220,5	0,9803
<i>Platyrrhinus lineatus</i> E. Geoffroy, 1810	0	4	189	0,0807
<i>Eptesicus diminutus</i> Osgood, 1915	3	0	199,5	0,1623
<i>Mimon bennettii</i> (Gray, 1838)	1	1	220,5	0,9728
<i>Chiroderma doriae</i> Thomas, 1891	1	1	220,5	0,9728
<i>Molossus rufus</i> E. Geoffroy, 1805	0	2	210	0,3409
<i>Glossophaga soricina</i> (Pallas, 1766)	1	0	210	0,3409
<i>Lasiurus blossevillii</i> (Lesson & Garnot, 1826)	1	0	210	0,3409
Total	100	117		
Total de espécies	18	16		

Legenda: *significativo para $\alpha=5\%$.

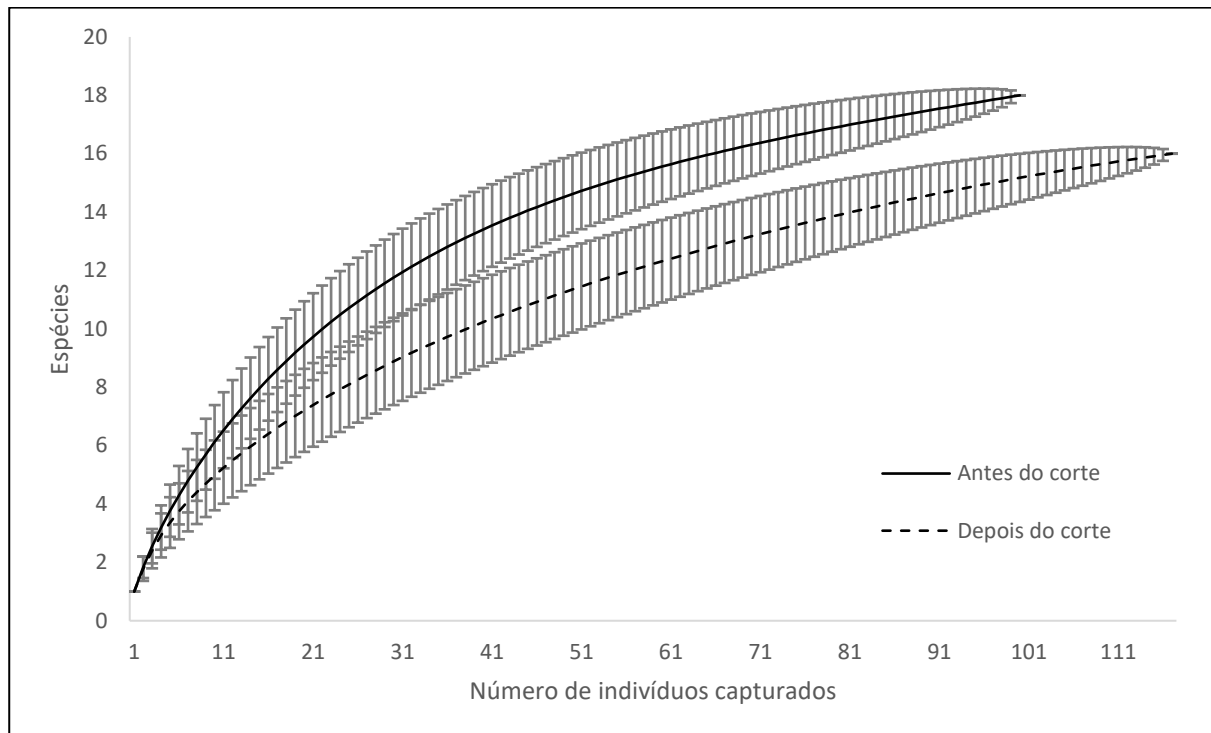
Figura 11 – Abundância absoluta das espécies de morcegos capturadas antes e depois do corte raso de parte do plantio de eucalipto na Fazenda Rio Claro, interior do estado São Paulo, Brasil.



O índice de Shannon-Wiener calculado antes do corte raso de parte do plantio foi de $H' = 2,285$, sendo maior ($p = 0,029$) que o calculado depois do corte ($H' = 1,914$). Ainda que após o corte raso de parte do plantio de eucalipto tenha havido a captura de 17 indivíduos a mais do que antes do corte, a abundância não apresentou diferença para $\alpha = 5\%$ ($p = 0,6734$).

Observando a curva de rarefação das comunidades capturadas antes e depois do corte é possível observar que ambas não atingiram a assíntota. Após aproximadamente a captura de 41 indivíduos, não há interpolação das curvas, mesmo considerando um intervalo de confiança de 95%, sendo o acúmulo de espécies maior antes do corte (Figura 12).

Figura 12 – Curva de rarefação indicando o aumento do número de espécies em função do aumento do número de indivíduos capturados antes e depois do corte raso de parte do plantio na Fazenda Rio Claro, interior do estado de São Paulo, Brasil.



2.4 DISCUSSÃO

Os resultados obtidos no presente estudo mostram que a comunidade de morcegos do mosaico vegetacional eucalipto/mata nativa sofreram mudanças após o corte raso de parte do plantio. A grande maioria das espécies ($n=14$) foi capturada tanto antes como depois do corte, porém antes do corte a riqueza foi maior ($n=18$) do que após o corte ($n=16$). Houve também diminuição da diversidade, evento que pôde ser observado devido a diminuição do índice de diversidade após o corte ($p=0,029$).

Algumas espécies presentes na comunidade e a maneira que suas populações reagiram ao corte raso de parte do plantio permite uma análise sobre o impacto ocasionado pelo mesmo. Segundo Odum; Barrett (2007) algumas espécies são naturalmente dominantes em certos habitats, assim, o aumento desses em um ambiente possibilita o aumento do número desses animais. Seguindo essa linha de pensamento, a grande clareira aberta devido ao corte raso de parte do plantio pode beneficiar o aumento de espécies que ocorre em ambientes abertos e em borda de mata, devido ao aumento desses habitats no local. Por outro lado, as espécies que necessitam de habitats florestais e microclimas específicos podem diminuir o número

de indivíduos após o corte, devido a retirada de vegetação (eucalipto), aumento de incidência solar e consequentemente o aumento do efeito de borda, tanto na vegetação nativa como no plantio.

Foi observado no presente estudo que diversas espécies não sofreram modificações com o corte. Por exemplo, as duas espécies da subfamília Phyllostominae, *C. auritus* e *M. bennettii*, que foram capturadas apenas no interior do fragmento de vegetação nativa, aparentemente não sofreram interferência do corte, sendo capturadas na mesma abundância antes e depois do mesmo (Tabela 2). Os morcegos da subfamília Phyllostominae possuem grandes orelhas, membranas interfemural bem desenvolvidas e asas largas e muitas são consideradas animalívoras, como as duas espécies citadas (FREGONEZI et al., 2013). A não captura dessas espécies no plantio de eucaliptos sugere que essas estão habitando e forrageando com maior frequência no interior do fragmento nativo, sendo assim foram pouco perturbadas com o corte raso de parte do plantio de eucalipto. No entanto, Lima (2008) capturou *C. auritus* em monocultura de eucalipto e *M. bennettii* em plantio de araucária.

Quatro espécies foram capturadas apenas antes do corte, dessas *Myotis ruber*, uma das que ocorreram apenas antes do corte, parece estar associada a florestas úmidas, assim como a matas ripárias, sendo dependente desses ambientes florestais com presença de água (WEBER et al., 2010). As capturas de *M. ruber* no presente estudo ocorreram na borda do fragmento e também em seu interior, onde há um riacho.

O corte raso de parte do plantio de eucalipto parece interferir na presença dessa espécie, visto que sua população teve uma diminuição significativa após o corte ($p=0,0095$). Possivelmente, a retirada do plantio tenha aumentado o efeito de borda, e com isso influenciado na umidade (microclima) dentro do remanescente de vegetação nativa, visto que são contíguos, o que fez *M. ruber* procurar outro lugar com maior umidade dentro do fragmento. Nascimento et al. (2010) concluíram que linhas de eucalipto no entorno de fragmentos florestais são capazes de diminuir o efeito de borda, corroborando a hipótese de que o corte raso de parte do plantio influencia no microclima da vegetação nativa. Os autores propõem a existência de uma linha de eucalipto permanente no entorno do fragmento, sendo essa uma alternativa para diminuir o efeito de borda no momento da colheita do plantio.

A espécie frugívora *S. liliium* teve um aumento significativo em sua população ($p= 0,0134$), aparentemente sendo favorecida pelo corte raso de parte do plantio. A espécie se alimenta basicamente de frutos, podendo conter em sua dieta ocasionalmente pólen, néctar e insetos (REIS et al., 2013). Segundo Bredt et al (2012) *S. liliium* pode explorar 20% das espécies de plantas conhecidas por serem visitadas por morcegos. No entanto, ela é também considerada como dependente dos frutos do gênero *Solanum*, ocorrendo em maior número nos ambientes que esse vegetal é abundante (FLEMING, 1988, BREDT et al., 2012). As espécies de *Solanum* possuem crescimento rápido e estão presentes nos estágios iniciais da sucessão ecológica (BREDT et al., 2012).

Segundo Silva (2003), a regeneração natural de uma clareira pode ser comparada com a regeneração natural de um ambiente antropizado. Sendo assim, os processos existentes para que haja essa restauração também são parecidos, seja em uma clareira natural, artificial (corte raso do plantio, por exemplo) ou regeneração natural de áreas degradadas. Em uma regeneração de clareira natural, a queda de uma árvore por exemplo, faz com que a entrada da luz solar faça brotar o banco de sementes presentes no solo, ocorre o desenvolvimento de plântulas e indivíduos jovens do sub-bosque e há o brotamento das diásporas recém-chegadas ao novo ambiente, trazidas por agentes bióticos e abióticos (SILVA, 2003).

No corte raso de parte do plantio de eucalipto o processo de regeneração é parecido, como há transito de animais frugívoros, inclusive de morcegos, em meio ao plantio, há sementes dispersas por esses no solo, formando assim um banco de sementes (NÓBREGA et al., 2009). Com a utilização de maquinários, defensivos agrícolas, adubos, entre outros, grande parte desse banco pode se perder. O pouco que sobra do banco de sementes germina com a entrada da luz solar, e a chegada de novos diásporos completaria o início da regeneração dessa clareira.

O corte raso de parte do plantio desencadeou os processos de regeneração, sendo um deles o aumento das espécies dispersoras de sementes de espécies vegetais que participam do estágio inicial de sucessão ecológica. Essa resposta demonstra a resiliência existente no local, certamente a proximidade do talhão cortado com o remanescente de vegetação nativa teve grande influência nessa rápida resposta, visto que a área nativa serve como uma área fonte de sementes e de dispersores para o início da secessão ecológica do local recentemente modificado. Por fim, o aumento da captura de *S. liliium* após o corte aponta a importância dessa

espécie como uma indicadora de ambientes modificados. A população desse morcego tende a aumentar localmente após a retirada de parte da vegetação, visto que seu principal alimento, frutos do gênero *Solanum*, é mais abundante em bordas de mata onde há grande incidência solar. Por isso, podemos afirmar que em ambientes onde há grande abundância de *S. liliun*, há abundância de seu principal alimento e consequentemente grande incidência solar efeito de borda, podendo assim a espécie de morcego indicar ambientes modificados.

As mudanças ocorridas na comunidade de morcegos após o corte raso de parte do plantio de eucalipto, que culminou na diminuição da riqueza e diversidade, era um resultado esperado. A retirada de parte da cobertura vegetal, mesmo sendo plantio de eucalipto, aumenta a incidência solar, o efeito de borda e culmina na simplificação do ambiente, o que consequentemente leva a diminuição da diversidade local.

REFERÊNCIAS

- BARQUEZ, R.M.; DÍAZ, M.M. **Los murciélagos de Argentina: clave de identificación**. Tucumán: O autor, 2009, 69p.
- BORDIGNON, M.O. et al. Sobre os morcegos brasileiros. In: REIS, N.R. et al. (Orgs.). **História Natural dos Morcegos Brasileiros – Chave de Identificação de espécies**. Rio de Janeiro: Technical Books, 2017. p.17-20.
- BREDT, A.; UIEDA, W.; PEDRO, W.A. **Plantas e morcegos na recuperação de áreas degradadas e na paisagem urbana**. Brasília: Redes de Sementes do Cerrado, 2012. 215p.
- DAVIDSON, J. Setting aside the idea that eucalypts are always bad. **UNPD/FAO project Bangladesh BGD/79/017**, Rome. 1985 (Working Paper No. 10).
- ESBÉRARD, C.E.L. Influência do ciclo lunar na captura de morcegos Phyllostomidae. **Iheringia, Sér. Zool.**, v.97, p.81-85. mar. 2007.
- FENTON, M.B. et al. Phyllostomid bats (Chiroptera, Phyllostomidae) as indicators of habitat disruption in the Neotropics. **Biotropica**, v.24, n.3, p.440-446, Sep. 1992.
- FLEMING, T.H. **The Short-tailed fruit bat, a study in plant-animal interactions**. Chicago: University of Chicago Press, 1988. 365p.

FREGONEZI, M.N., REIS, N.R.; PERACCHI, A.L. Subfamília Phyllostominae. In: REIS, N.R. et al. (Orgs.). **Morcegos do Brasil – Guia de Campo**. Rio de Janeiro: Technical Books Editora, 2013. p.73-113.

HAMMER, Ø.; HARPER, D.A.T.; RYAN, P.D. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. **Paleontologia eletrônica**, v.4, 9p., Jun. 2001. Disponível em: <https://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm>. Acesso em: 10 jul. 2018.

HUTCHESON, K.A. Test for Comparing Diversities based on the Shannon Formula. **Journal of Theoretical Biology**, v.29, p.51-154. Oct. 1970.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Mapa de Biomas do Brasil**. 2004.

IBÁ - Indústria Brasileira de produtores de Árvores. **Relatório IBÁ 2017 ano base 2016**. Brasília, DF, 2017. 100p.

KUNZ, T. H.; KURTA, A. Capture methods and holding devices. In: KUNZ, T.H. (Ed.). **Ecological and Behavioral methods for studies of bats**. Washington: Smithsonian Institute Press, 1988, p. 1-29.

KUNZ, T.H. Methods for marking bats. In: WILSON, D.E.; COLE, F.R.; NICHOLS, J.D.; RUDRAN, R.; FOSTER, M.S. (Eds.). **Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for mammals**. Washington DC: Smithsonian Institution Press, p.304-310. 1996.

LIM, B.K.; ENGSTROM, M.D. Species diversity of bats (Mammalia: Chiroptera) in Iwokrama Forest, Guyana, and the Guianan subregion: implications for conservation. **Biodiversity and Conservation**, v.10, p.613-657. 2001.

LIMA, I.P. **Morcegos (Chiroptera; Mammalia) de áreas nativas e áreas reflorestadas com *Araucaria angustifolia*, *Pinus taeda* e *Eucalyptus* spp. na Klabin – Telêmaco Borba, Paraná, Brasil**. 2008. 100f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

MCNAB, B.K. The structure of tropical bat faunas. **Ecology**, v.52, n.2, p.352-358, Mar. 1971.

MAGURRAN, A.E. **Ecological diversity and its measurement**. New Jersey: Princeton, 1988. 179p.

MAGURRAN, A.E. **Medindo a diversidade biológica**. Curitiba: UFPR; 2013. 261p.

MOLEDO, J.C. et al. Impactos ambientais relativos a silvicultura de eucalipto: uma análise comparativa do desenvolvimento e aplicação no plano de manejo florestal. **Geociências**, v.35, n.4, p.512-530, 2016.

MORRISON, D.W. Foraging and day-roosting dynamics of canopy fruit bats in Panamá. **Journal of Mammalogy**, v.61, n.1, p.20-29, Feb. 1980.

NARDELLI, A.M.B. **Sistemas de certificação e visão de sustentabilidade no setor florestal brasileiro**. 2001. 119f. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, 2001.

NASCIMENTO, M.I. et al. Eficácia de barreira de eucaliptos na contenção do efeito de borda em fragmento de floresta subtropical no estado de São Paulo, Brasil. **Scientia Forestalis**, v.38, n.86, p.191-203, jun. 2010.

NÓBREGA, A.M.F. et al. Banco de sementes de remanescentes naturais e de áreas reflorestadas em uma várzea do Rio Mogi-Guaçu – SP. **Rev. Árvore**, v.33, n.3, p.403-411, jun. 2009.

ODUM, E.P.; BARRETT, G.W. **Fundamentos de Ecologia**. Tradução da 5. ed. Norte-americana. São Paulo: Cengage Learning, 2007. 612p.

RACEY, P.A. Reproductive assessment in bats. In: KUNZ, T.H. (Ed.). **Ecological and Behavioral methods for studies of bats**. Washington DC: Smithsonian Institution Press. 31-46p. 1988.

REIS, N.R. et al. (Eds.). **Morcegos do Brasil**. Londrina: Nélío Roberto dos Reis, 2007. 253p. 2007.

REIS, N.R. et al. Subfamília Stenodermatinae. In: _____ et al. (Orgs.). **Morcegos do Brasil – Guia de Campo**. Rio de Janeiro: Technical Books Editora, 2013. p.117-140.

SILVA, W.R. A importância das interações planta-animal nos processos de restauração. In: KAGEYAMA, P.Y. et al. (Orgs.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2003. p.77-90.

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.

UIEDA, W. Período de atividade alimentar e tipos de presa dos morcegos hematófagos (Phyllostomidae) no Sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, v.52, n.4, p.563-573, 1992.

VIZOTTO, L.D.; TADDEI, V.A. **Chave para determinação de quirópteros brasileiros**. São José do Rio Preto: Publicação da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de São José do Rio Preto, 1973. 72p.

WEBER, M.M.; TERRIBILE, L.C.; CACERES, N.C. Potential geographic distribution of *Myotis ruber* (Chiroptera: Vespertilionidae), a threatened Neotropical bat species. **Mammalia**. v.70, n.1, p.333-338, 2010.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O índice de diversidade de Shannon-Wiener obtido na Fazenda Rio Claro está equiparado com os índices registrados em área tidas como conservadas. Quatro novas espécies de morcegos foram listadas para a região de Botucatu: *Artibeus planirostris*, *Eptesicus diminutus*, *Myotis ruber* e *Molossops neglectus*. Aumentando para 40 a sua riqueza de espécies.

A utilização de redes de neblina para a amostragem de morcegos no dossel da área de estudo otimizou os resultados obtidos no presente trabalho, ocasionando o registro de duas espécies: *Chiroderma doriae* e *Eptesicus diminutus*.

A sazonalidade influenciou na diversidade de morcegos da Fazenda Rio Claro, sendo a comunidade mais diversa na estação chuvosa. As espécies de morcegos insetívoros foram mais abundantes e tiveram maior número de espécies capturadas no período chuvoso, sendo as responsáveis pela maior diversidade de morcegos nessa época do ano.

O corte raso de parte do plantio de eucalipto exerceu influência sobre a estrutura da comunidade de morcegos presente no mosaico vegetacional formado por plantio de eucalipto e remanescente de vegetação nativa.

O índice de diversidade de Shannon-Wiener foi maior antes do corte. A espécie *Sturnira lilium* teve um aumento significativo em sua população após o corte e a espécie *Myotis ruber* foi capturada apenas antes do mesmo, tendo uma diminuição significativa em sua população. Duas espécies capturadas apenas na vegetação nativa - *Chrotopterus auritus* e *Mimon bennettii* – aparentemente não sofreram modificações com o corte do eucalipto.

A mudança na comunidade de morcegos, principalmente o aumento significativo da abundância da população de *S. lilium*, reflete a resposta dessa comunidade mediante a uma alteração ambiental – corte raso de parte do plantio de eucalipto. Provavelmente essa rápida mudança na comunidade animal só foi possível devido à presença de uma área fonte, remanescente de vegetação nativa, próxima ao local que sofreu alteração ambiental.

REFERÊNCIAS

BORDIGNON, M.O. et al. Sobre os morcegos brasileiros. In: REIS, N.R. et al. (Orgs.). **História Natural dos Morcegos Brasileiros – Chave de Identificação de espécies**. Rio de Janeiro: Technical Books, 2017. p.17-20.

BREDT, A.; UIEDA, W.; PEDRO, W.A. **Plantas e morcegos na recuperação de áreas degradadas e na paisagem urbana**. Brasília: Redes de Sementes do Cerrado, 2012. 215p.

COLLI, G.R. et al. A fragmentação dos ecossistemas e a biodiversidade brasileira: uma síntese. In: RABALDI, D.M.; OLIVEIRA, D.A.S. (Orgs.). **Fragmentação de Ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente/Secretaria de Biodiversidade e Florestas, 2003. p.317-324.

DAVIDSON, J. Setting aside the idea that eucalypts are always bad. **UNPD/FAO project Bangladesh BGD/79/017**, Rome. 1985 (Working Paper No. 10).

EMMONS, L.H; FEER, F. **Neotropical Rainforest mammals: a field guide**. Chicago: The University of Chicago Press, 1997. 392p.

FENTON, M.B. et al. Phyllostomid bats (Chiroptera, Phyllostomidae) as indicators of habitat disruption in the Neotropics. **Biotropica**, v.24, n.3, p.440-446, Sep. 1992.

FLEMING, T.H. **The Short-tailed fruit bat, a study in plant-animal interactions**. Chicago: University of Chicago Press, 1988. 365p.

FOELKEL, C.E.B. Eucalipto no Brasil, história de pioneirismo. **Visão Agrícola**, v.4, n.4, p.66-69, dez. 2005.

GABRIEL, V.A. et al. A importância das plantações de eucalipto na conservação da biodiversidade. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v.33, n.74, p.203-213, maio 2013.

IBÁ - Indústria Brasileira de produtores de Árvores. **Relatório IBÁ 2017 ano base 2016**. Brasília, DF, 2017. 100p.

MCNAB, B.K. The structure of tropical bat faunas. **Ecology**, v.52, n.2, p.352-358, Mar. 1971.

MITTERMEIER, R.A. et al. Global biodiversity conservation: The critical role of hotspots. In: ZACHOS, F.E.; HABEL, J.C (Eds.). **Biodiversity hotspots – Distribution and protection of conservation priority areas**. Heidelberg: Springer, 2011. p.3-22.

MOLEDO, J.C. et al. Impactos ambientais relativos a silvicultura de eucalipto: uma análise comparativa do desenvolvimento e aplicação no plano de manejo florestal. **Geociências**, v.35, n.4, p.512-530, 2016.

ODUM, E.P.; BARRETT, G.W. **Fundamentos de Ecologia**. Tradução da 5. ed. Norte-americana. São Paulo: Cengage Learning, 2007. 612p.

PERACCHI A.L. et al. Ordem Chiroptera. In: REIS, N.R. et al. (Eds.). **Mamíferos do Brasil**. 2.ed. Londrina: Nélío Roberto dos Reis, 2011. p.155-234.

SILVA, J.M.C. et al. Conservação da Mata Atlântica Brasileira - um balanço dos últimos dez anos. In: CABRAL, D.C.; BUSTAMANTE, A.G. (Orgs.). **Metamorfoses florestais: Culturas, ecologias e as transformações históricas da Mata Atlântica**. Curitiba: Editora Prismas, 2016. p.435-458.

VALVERDE, S.R. **As plantações de eucalipto no Brasil**. SBS. Sociedade Brasileira de Silvicultura. 2001. Disponível em: http://www.ciflorestas.com.br/arquivos/doc_as_brasil_31441.pdf. Acesso em: 06 jun. 2018.