



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA

JULIA SEBEN

**BORBOLETAS FRUGÍVORAS EM UM REMANESCENTE DE
MATA ATLÂNTICA E SÍTIOS DE RESTAURAÇÃO
ECOLÓGICA ADJACENTES**

Londrina
2025

JULIA SEBBEN

**BORBOLETAS FRUGÍVORAS EM UM REMANESCENTE DE
MATA ATLÂNTICA E SÍTIOS DE RESTAURAÇÃO
ECOLÓGICA ADJACENTES**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina - UEL, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre.

Orientador: Prof. Dr. Fernando Maia Silva Dias

Londrina
2025

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UEL

S443b Sebben, Julia.

Borboletas frugívoras em um remanescente de mata atlântica e sítios de restauração ecológica adjacentes / Julia Sebben. - Londrina, 2025.
76 f. : il.

Orientador: Fernando Maia Silva Dias.

Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, 2025.

Inclui bibliografia.

1. Lepidoptera - Tese. 2. Restauração Ecológica - Tese. 3. Mata Atlântica - Tese. 4. Indicadores Ambientais - Tese. I. Dias, Fernando Maia Silva. II. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas. III. Título.

CDU 577.4

JULIA SEBEN

**BORBOLETAS FRUGÍVORAS EM UM REMANESCENTE DE MATA
ATLÂNTICA E SÍTIOS DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA
ADJACENTES**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina - UEL, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre.

BANCA EXAMINADORA

Orientador: Prof. Dr. Fernando Maia Silva Dias
Universidade Estadual de Londrina – UEL

Prof. Dr. Márcio Uehara-Prado
Autônomo

Prof. Dr. José Marcelo D. Torezan
Universidade Estadual de Londrina – UEL

Londrina, 25 de fevereiro de 2025.

AGRADECIMENTOS

O caminho percorrido até aqui só foi possível em razão da presença de algumas pessoas na minha vida, agradeço a Deus por ter me guiado por este caminho e colocado essas pessoas boas na minha vida, sem vocês as pedras no meio do caminho teriam sido difíceis de desviar sozinha.

À minha mãe Elzita e ao meu pai Marco, obrigada por investirem em mim, por terem parado o mundo de vocês para viver o meu e por nunca terem deixado de acreditar no meu potencial. Sem o apoio de vocês nada disso seria possível. À minha irmã Ana, às minhas primas e ao Benjamin, por não faltarem com amor e momentos de alegria e diversão. E as minhas tias por se orgulharem de cada foto com borboletas que eu postava e por todas as orações durante toda minha vida.

Ao meu namorado Mateus, que durante esses anos foi meu amigo, companheiro de profissão e a luz que caminhava na minha frente, obrigada pelos momentos de calma no meio das minhas tempestades, pelo apoio e amor em todos os momentos, e em especial por toda a ajuda quando eu quebrei meu pé no meio das minhas coletas e quando eu me irritava por não conseguir fazer mapas bonitos no QGIS. Te amo vida.

Ao meu orientador Prof. Fernando M. S. Dias que além de todos os ensinamentos, dedicação e orientação tornou todo o processo do Mestrado mais leve e divertido, mesmo quando as coisas estavam querendo dar errado no começo. Obrigada por estar presente em todas as minhas coletas, por ter me acolhido no laboratório desde o primeiro dia e por ter feito eu me apaixonar por esse mundo das borboletas. Com toda a sua ajuda as dificuldades do mestrado nem sem comparam com tentar me manter acordada nas viagens de coleta.

Aos meus colegas de laboratório, em especial a Giulia e o Lucas que me ajudaram nas coletas. Ao Lucas gostaria de agradecer pela amizade que me levou a conhecer o laboratório e o Prof. Fernando, por todos os conselhos e dúvidas tiradas durante esse processo e pela ajuda com a prancha de identificação das espécies de borboletas.

Ao Edsão, técnico do departamento de Biologia Animal e Vegetal “Opa, bão?” Obrigada pelo esforço dedicado para abrir as trilhas das minhas coletas e pela ajuda em tantas outras idas á campo, e muito obrigada por me salvar com chave todas as vezes que fiquei trancada para fora do laboratório.

Aos professores Carlos Eduardo de Alvarenga e Flávia Fernandes, obrigada pelas correções críticas e conselhos durante a qualificação. Ao Dr. Gabriel L. M. Rosa pela incrível paciência e disponibilidade em me ajudar com a estatística do trabalho, obrigada por todas as reuniões e aulas no R, e pelas longas explicações até eu conseguir interpretar os resultados. Ao Prof. José Marcelo pelas dicas e

dúvidas tiradas no início do mestrado, e pelo livro “Amostragem e monitoramento de fauna e flora na floresta estacional” que foi muito utilizado na elaboração deste trabalho. A ajuda de vocês foi essencial.

À todas as minhas amigas, Xu, Tati, Mavi, Paula, Paola, Sarah e Rafa, obrigada por compartilharem as mais diversas experiências comigo dentro e fora da universidade, e por serem uma base para todos os momentos de dificuldade. Essa conquista também é para vocês, e espero que muitas outras também sejam!

E por último à Universidade Estadual de Londrina, e ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas pelo suporte institucional e pela infraestrutura fornecida para a realização deste estudo. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001 "This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Finance Code 001.

"Preservar a natureza não é um
capricho, é uma questão de
sobrevivência."
— Paulo Nogueira-Neto.

SEBBEN, Julia. **Borboletas frugívoras em um remanescente de Mata Atlântica e sítios de restauração ecológica adjacentes**. 2024. 76 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2025.

RESUMO GERAL

A fragmentação da Mata Atlântica tem levado à perda significativa de biodiversidade, neste cenário, na região norte do estado do Paraná, a Floresta Estacional Semidecidual é a fitofisionomia mais ameaçada, onde grande parte de sua cobertura original foi convertida em áreas de produção agrícola. A restauração ecológica é uma estratégia fundamental para reverter os danos, degradação e a destruição dos ecossistemas florestais visando recuperar condições ambientais que sejam equivalentes ou muito próximas às originais. O uso de indicadores ecológicos é essencial para avaliar o sucesso e os níveis de restauração que determinados ambientes se encontram, neste contexto, os lepidópteros são um grupo muito especial de indicadores ecológicos devido a sua rápida reprodução, estreita associação com fatores físicos específicos e recursos vegetais, e sensibilidade significativa a mudanças ambientais. O objetivo deste estudo foi comparar a comunidade de borboletas frugívoras em áreas com diferentes métodos e idades de restauração ecológica e uma área de remanescente de floresta estacional semidecidual utilizada como ecossistema de referência no Parque Estadual de Ibicatu, Paraná, buscando entender as diferenças na diversidade de espécies nesses ambientes. A amostragem foi realizada entre dezembro de 2023 a junho de 2024 utilizando armadilhas atrativas do tipo Van Someren-Rydon para captura de borboletas frugívoras. Os principais resultados indicam que o ecossistema de referência apresentou maior riqueza e abundância de espécies em comparação com as áreas de regeneração. Os três ambientes apresentaram diferenças na composição de espécies, revelando uma substituição de espécies generalistas para espécies especialistas à medida que a restauração avança, e uma certa dominância de espécies entre os diferentes ambientes amostrados, sugerindo uma espécie potencialmente indicadora. Semelhanças entre as amostras apontam uma influência do ecossistema de referência sobre as áreas de restauração ecológica. Esses resultados reforçam a importância de estratégias de conservação que considerem a conectividade entre áreas de restauração e fragmentos florestais preservados e a importância da utilização de borboletas frugívoras como indicadoras para o monitoramento de restauração dos fragmentos florestais.

Palavras-chave: Lepidoptera; Floresta Estacional Semidecidual; regeneração; bioindicador; Paraná.

SEBBEN, Julia. **Frugivorous butterflies in a remnant of the Atlantic Forest and adjacent ecological restoration sites**. 2024. 76 pp. Dissertation (Master's degree in Biological Sciences) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2025.

GENERAL ABSTRACT

The fragmentation of the Atlantic Forest has led to a significant loss of biodiversity. In this scenario, in the northern region of the state of Paraná, the Semideciduous Seasonal Forest is the most threatened phytophysiognomy, where much of its original cover has been converted into agricultural production areas. Ecological restoration is a fundamental strategy to reverse the damage, degradation, and destruction of forest ecosystems, aiming to recover environmental conditions that are equivalent or very close to the original. The use of ecological indicators is essential for assessing the success and restoration levels of specific environments. In this context, lepidopterans are a very special group of ecological indicators due to their rapid reproduction, close association with specific physical factors and plant resources, and significant sensitivity to environmental changes. The objective of this study was to compare the community of frugivorous butterflies in areas with different methods and ages of ecological restoration and a remnant area of semideciduous seasonal forest used as a reference ecosystem in the Ibicatu State Park, Paraná, seeking to understand the differences in species diversity in these environments. Sampling was carried out between December 2023 and June 2024 using Van Someren-Rydon bait traps to capture frugivorous butterflies. The main results indicate that the reference ecosystem showed greater species richness and abundance compared to the regeneration areas. The three environments presented differences in species composition, revealing a replacement of generalist species by specialist species as restoration progresses, as well as a certain dominance of species among the different sampled environments, suggesting the presence of a potentially indicative species. Similarities between the samples point to an influence of the reference ecosystem on the ecological restoration areas. These results reinforce the importance of conservation strategies that consider connectivity between restoration areas and preserved forest fragments, as well as the importance of using frugivorous butterflies as indicators for monitoring the restoration of forest fragments.

Key-words: Lepidoptera; Semi-deciduous Seasonal Forest; regeneration; bioindicator; Paraná.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** – Número de indivíduos das espécies mais abundantes de borboletas frugívoras na Reserva do Morro Grande (área contínua) e na paisagem fragmentada vizinha. Fonte: Uehara-Prado, 2003 29
- Figura 2** – Número de indivíduos das 13 espécies mais abundantes ($N > 20$), para cada tratamento (restauração, fragmento e pastagem), no período de novembro/2008 a maio/2009. Fonte: Furlanetti, 2010 30
- Figura 3** – Localização do Parque Estadual de Ibicatu, situado na divisa dos municípios de Porecatu e Centenário do Sul, na porção norte do estado do Paraná, Brasil 35
- Figura 4** – Imagens de satélite da cobertura vegetal do Parque Estadual de Ibicatu nos anos de 1985, 2004, 2012 e 2024. Os gráficos mostram a porcentagem da cobertura florestal e cobertura agropecuária sendo: 68,14% florestal e 31,86% agropecuária (1985), 73,31% florestal e 26,69% agropecuária (2004), 76,23% florestal e 23,77% agropecuária (2012), 80,68% florestal e 19,32% agropecuária (2024) 35
- Figura 5** – Cobertura vegetal e uso do solo nas áreas de entorno do Parque Estadual de Ibicatu, Paraná. Fonte: Paraná, 2015 37
- Figura 6** – Imagem de satélite com a área total do Parque Estadual de Ibicatu, Paraná e a localização das áreas selecionadas 39
- Figura 7** – Localização das 9 unidades amostrais, distribuídas entre as 3 áreas de fragmentos florestais no Parque Estadual de Ibicatu, Paraná 40
- Figura 8** – Características físicas das unidades amostrais localizadas no Parque Estadual de Ibicatu, Paraná (A= unidade amostral A1. B= unidade amostral A2. C= unidade amostral A3. D= unidade amostral B1. E= unidade amostral B2. F= unidade amostral B3. G= unidade amostral C1. H= unidade amostral C2. I= unidade amostral C3.) 41
- Figura 9** – Armadilhas atrativas utilizada nas coletas no Parque Estadual de Ibicatu, Paraná (A= Armadilha VSR. B= Armadilha VSR caseira) 42
- Figura 10** – Desenho amostral representando a distância do ponto médio das

unidades amostrais ao centroide do Ecossistema de Referência (ER) no Parque Estadual Ibicatu, Paraná	44
Figura 11 –Diagrama de Venn representando a riqueza de espécies de borboletas entre as áreas RGN, RGA e ER. Os números em <i>itálico</i> indicam a riqueza exclusiva de cada área. Os valores em negrito correspondem à riqueza compartilhada entre duas áreas. Já os valores destacados em vermelho representam a riqueza compartilhada entre as três áreas de estudo localizadas no Parque Estadual de Ibicatu, Paraná.....	48
Figura 12 –Curvas de rarefação (interpoladas em linhas sólidas e extrapoladas em linhas tracejadas) comparando a riqueza de espécies de borboletas em 9 unidades amostrais no Parque Estadual de Ibicatu, Paraná, com base na riqueza de espécies (q = 0), no índice de diversidade de Shannon (q = 1) e no índice de diversidade de Simpson (q = 2).....	50
Figura 13 –Scatter Plot e Boxplot com valores de média e erro padrão da (A) riqueza das unidades amostrais, (B) abundância das unidades amostrais, (C) riqueza das áreas e (D) abundância das áreas do Parque Estadual de Ibicatu, Paraná.....	52
Figura 14 –Análise de agrupamento com índice de dissimilaridade de Bray-Curtis das nove unidades amostrais localizadas no Parque Estadual de Ibicatu, Paraná	53
Figura 15 –Ordenação de escala multidimensional não métrica (NMDS) pelo método de dissimilaridade de Bray-Curtis da composição de borboletas em 3 fragmentos de mata no Parque Estadual de Ibicatu, Paraná	55
Figura 16 –Abundância de espécies de borboletas por área de estudo (N>20) localizadas no Parque Estadual de Ibicatu, Paraná	56
Figura 17 – Relação entre a distância do ponto médio das unidades amostrais ao centro do fragmento do ecossistema de referência e a riqueza de espécies de borboletas frugívoras no Parque Estadual Ibicatu, Paraná. O gráfico mostra a análise de regressão linear ajustada (R^2 ajustado= 0.833; $p= 0.006$), evidenciando um efeito negativo significativo da distância sobre a riqueza.....	57
Figura 18 –Resíduos do modelo de regressão linear ajustado para a riqueza	

de espécies (S) em função da distância do ponto médio das unidades amostrais ao centro do fragmento do ecossistema de referência no Parque Estadual Ibicatu, Paraná 58

Figura 19 –Relação entre a distância do ponto médio das unidades amostrais ao centro do fragmento do ecossistema de referência e a composição de espécies de borboletas frugívoras no Parque Estadual Ibicatu, Paraná. Os gráficos mostram a análise de regressão linear ajustada para os eixos NMDS1 ($p= 0.056$) e NMDS2 ($p= 0.463$). Os resultados mostram que os modelos não possuem significância estatística..... 59

Figura 20 –Prancha de identificação com vista dorsal (D) e ventral (V) das espécies de borboletas frugívoras obtidas na análise IdVal para espécies indicadoras no Parque Estadual Ibicatu, Paraná. (A) *M. helenor*, (B) *T. laches*, (C) *H. februa februa*, (D) *H. epinome*, (E) *M. moruus*, (F) *F. ryphea phidile* 60

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1** – Matriz de abundância das espécies de borboletas coletadas no Parque Estadual de Ibicatu, Paraná. (*) espécies de borboletas que não fazem parte do grupo de borboletas frugívoras..... 46
- Tabela 2** – Valores de riqueza e abundância e índices de diversidade de Shannon, Simpson e Equitabilidade para as diferentes unidades amostrais e os totais de cada área 50
- Tabela 3** – Valores de Tukey Q (abaixo da diagonal) e valores de p-valor (acima da diagonal) ao comparar a abundância de indivíduos de borboletas entre as unidades amostrais do Parque Estadual de Ibicatu, Paraná. Nível de significância = $p < 0,05$, em * valores significativamente diferentes 51
- Tabela 4** – Valores de Tukey Q (abaixo da diagonal) e valores de p-valor (acima da diagonal) ao comparar a riqueza de indivíduos de borboletas entre as unidades amostrais do Parque Estadual de Ibicatu, Paraná. Nível de significância = $p < 0,05$, em * valores significativamente diferentes 51
- Tabela 5** – Análise de regressão linear para relação entre distância do ponto médio das unidades amostrais e do centro do fragmento do ecossistema de referência e a riqueza de espécies de borboletas frugívoras no Parque Estadual Ibicatu, Paraná... 56
- Tabela 6** – Espécies de borboletas indicadoras de categorias de vegetação do Parque de Estadual Ibicatu, Paraná. IndVal (%): valor do indicador ($N > 20$). 59

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANOVA – Análise de Variância

FES – Floresta Estacional Semidecidual

GLM – Modelos Lineares Generalizados

GPS – Global Positioning System

IAT – Instituto Água e Terra

ITCF – Instituto de Terras, Cartografia e Florestas

MZUEL – Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Londrina

NMDS – Escalonamento Multidimensional Não Métrico

PEI – Parque Estadual de Ibicatu

PELD-MANP – Pesquisa Ecológica de Longa Duração – Mata Atlântica do Norte do Paraná

PERMANOVA – Análise Multivariada Permutacional de Variância

SER – Society for Ecological Restoration

UA'S – Unidades Amostrais

UC's – Unidades de Conservação

UEL – Universidade Estadual de Londrina

VSR – Van Someren-Rydon

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	17
2	OBJETIVOS	23
2.1	Hipóteses.....	23
2.2	Objetivo Geral.....	23
2.3	Objetivos Específicos	23
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	25
3.1	A fragmentação da Mata Atlântica e os processos de restauração ecológica	25
3.2	O uso de bioindicadores no monitoramento das áreas fragmentadas	26
4	MATERIAL E MÉTODOS	34
4.1	Área de Estudo.....	34
4.2	Amostragem	37
4.3	Análises Estatísticas.....	43
5	RESULTADOS	46
7	DISCUSSÃO	62
8	CONCLUSÃO	69
9	REFERÊNCIAS	71
	ANEXOS	76
	ANEXO 1 – Fauna de borboletas amostrada num fragmento de Floresta Estacional Semidecidual localizado no Parque Estadual Ibicatu, Paraná Fonte: Adaptado de Moreira & Julio, 2020	76

INTRODUÇÃO

A região da Mata Atlântica inclui ambientes tropicais muito diversos e complexos devido a sua alta variedade de fitofisionomias. No conceito de biodiversidade a Floresta Atlântica é considerada um “Hot Spot” de diversidade de espécies associada a uma elevada taxa de endemismo (Myers et al., 2000). Sua cobertura original se estendia por uma área de aproximadamente 1.1 milhão de Km² em todo o litoral brasileiro, sendo a segunda maior floresta tropical da América do Sul (Oliveira-Filho & Fontes, 2000). Devido a constantes ações antrópicas dos últimos 500 anos, mais de 90% da cobertura original da Mata Atlântica foi convertida em áreas urbanas, áreas dedicadas a agricultura e pecuária, e sistemas não-florestais, estando entre as florestas tropicais mais ameaçadas do mundo (Brown & Freitas, 2000; Terborgh, 1992). Atualmente a vegetação remanescente encontra-se em mosaico, composto por poucas áreas relativamente extensas principalmente nas regiões sul e sudeste, e áreas em diversos estágios de degradação, sendo apenas 2% da sua superfície total preservada legalmente (Zaú, 1998).

A superfície da Mata Atlântica do estado do Paraná, na região Sul do Brasil, é caracterizada por uma grande diversidade de fitofisionomias, sendo ocupada majoritariamente pela Floresta Estacional Semidecidual (nas regiões norte e noroeste) e Floresta Ombrófila Mista (nas regiões Sul e Sudeste) (Roderjan et al., 2002). A região norte do estado, presente no terceiro planalto, também é composta por pequenas manchas de savana, vegetação típica do cerrado, porém a Floresta Estacional Semidecidual (FES) é a fitofisionomia predominante e também a mais ameaçada (IAT, 2023). As formações do terceiro planalto ocorrem sobre rochas basálticas, o que ocasiona um alto desenvolvimento dos solos e uma alta taxa de fertilidade (IAT, 2023), tais características foram fundamentais para a expansão da cultura cafeeira, iniciada no final do século XIX, evento que foi determinante para a degradação da FES na região (Roderjan et al., 2002), onde grande parte

de sua cobertura original foi convertida em áreas de produção de grãos, restando menos de 4% de mata original primária (Torezan, 2021). As causas recentes que seguem contribuindo para a fragmentação e perda da biodiversidade da Mata Atlântica no estado do Paraná incluem monoculturas, principalmente de soja, expansão de reflorestamentos com pinus e eucalipto, corte e retirada ilegal de madeira, introdução de espécies exóticas, tráfico de animais silvestres, atividades agropecuárias, represamento de rios e a constante urbanização e industrialização (Galindo-Leal & Camara, 2003).

A degradação, dano, e destruição de um ecossistema estão diretamente ligadas à perda de biodiversidade, à redução dos serviços ecossistêmicos, às mudanças climáticas e conseqüentemente ao aumento de desastres naturais, que por sua vez afetam negativamente a resiliência e sustentabilidade dos sistemas ecológicos e o bem-estar humano. (Gann et al., 2019). A restauração ecológica é um dos métodos utilizados como estratégia para reverter este cenário, visando recuperar condições ambientais que sejam equivalentes ou muito próximas às originais (Stanturfe et al., 2014). Segundo os padrões definidos pela Society for Ecological Restoration (SER) a restauração ecológica busca iniciar ou acelerar a recuperação de ecossistemas afetados por danos, degradação ou destruição, através de atividades que tem como objetivo alcançar uma recuperação substancial do ecossistema em relação a um modelo de referência apropriado, criando condições para que plantas, animais e microrganismos se regenerem de acordo com a trajetória histórica do ecossistema (Gann et al., 2019). Este processo requer a identificação do ecossistema nativo a ser restaurado, sendo utilizado como um ecossistema de referência, o qual deve ser baseado em ecossistemas específicos do mundo real que são alvos de atividades de conservação e restauração (Gann et al., 2019). Idealmente, o ecossistema de referência descreve a condição aproximada em que o local estaria se a degradação não tivesse ocorrido. As áreas utilizadas como ecossistemas de referência devem corresponder à remanescentes intactos possuindo atributos e uma fase

sucessional semelhante à área do projeto de restauração podendo ser usada como referência do ecossistema nativo a ser comparado nos processos de restauração ecológica (Gann et al., 2019).

A restauração ecológica pode ser realizada por meio de várias abordagens, incluindo a regeneração assistida, a regeneração natural ou o uso de técnicas mistas (Stanturfe et al., 2014; Gunn et al., 2019). A regeneração assistida, ou restauração ativa, ocorre em locais com níveis intermediários ou mais altos de degradação, e envolve a remoção dos objetos causadores de danos e intervenções ativas para corrigir as condições abióticas e bióticas do local, tais como, o tratamento do substrato, a reintrodução e plantio de espécies arbóreas nativas, controle de espécies invasoras, entre outros (Gann et al., 2019). A regeneração natural, ou restauração passiva, ocorre quando os danos são relativamente baixos e a camada superficial do solo é retida, permitindo que o ecossistema seja capaz de se recuperar espontaneamente, com a ajuda de populações vizinhas conectadas, que permitam a recolonização de espécies após a interrupção de certos tipos de degradação (Gann et al., 2019).

Em estudos relacionados a restauração ecológica e fragmentos florestais o uso de indicadores ecológicos é essencial para avaliar o sucesso e os níveis de restauração que determinados ambientes se encontram (Freitas et al., 2005). Para realizar uma avaliação do progresso de uma restauração ecológica devem ser definidos previamente: os indicadores que serão medidos, o resultado almejado, a magnitude desejada do efeito e o período até o resultado final (Gann et al., 2019). Os resultados desta avaliação irão descrever o estado do local degradado em relação ao modelo de referência, e fornecer informações relacionadas ao grau de recuperação. Neste contexto os indicadores ecológicos são variáveis quantitativas e qualitativas que são medidas para avaliar indiretamente mudanças nos atributos físicos, químicos ou bióticos dos ecossistemas, conforme o modelo de referência. As perturbações

antrópicas impostas sobre um ambiente modificam um conjunto de condições ideais para a sobrevivência dos organismos que ali vivem, estes podem apresentar diferentes tipos de resposta a uma perturbação (Freitas et al., 2005). De acordo com Dale & Beyeler (2001) e Niemi & McDonald (2004) um bom indicador ecológico deve possuir as seguintes características: coleta fácil dos dados; sensibilidade a estresses ecológicos; resposta previsível ao estresse; capacidade de antecipar mudanças iminentes; capacidade de antecipar mudanças evitáveis; integração de respostas de outros grupos taxonômicos ou processos ecológicos; resposta conhecida a perturbações naturais ou antropogênicas e ao tempo; baixa variabilidade de resposta em condições estáveis.

Muitos estudos utilizam os insetos como indicadores devido à sua grande diversidade, fácil amostragem e sensibilidade a alterações ambientais (Brown & Freitas, 2000; Freitas, 2003; Freitas, 2005; Moreira & Julio, 2020; Silva & Julio, 2020; Mota et al., 2023; Nিকেle et al., 2023). Neste contexto, os lepidópteros são um grupo muito especial de indicadores ecológicos devido a sua rápida reprodução, estreita associação com fatores físicos específicos e recursos vegetais, e sensibilidade significativa a mudanças ambientais (Brown & Freitas, 2000). A ordem Lepidoptera inclui as borboletas e mariposas, o grupo possui cerca de 180 mil espécies descritas no mundo (Capinera, 2010) porém estimativas sobre a diversidade expressam números muito maiores, podendo chegar até 500 mil espécies (Carneiro et al., 2024). Aproximadamente 26 mil espécies possuem ocorrência no Brasil, sendo metade das espécies neotropicais (Carneiro et al., 2024). Os lepidópteros fazem parte do Filo Arthropoda e da Classe Hexapoda, os insetos desta ordem apresentam o corpo recoberto por escamas e um aparelho bucal modificado em espirotromba. O corpo é dividido em três segmentos: cabeça, tórax e abdômen, e apresentam três pares de pernas ligados ao tórax e dois pares de asas, anteriores e posteriores, ligadas ao mesotórax e metatórax respectivamente (Iserhard et al., 2017).

Das 124 famílias de Lepidoptera reconhecidas apenas 7 são de borboletas (Carneiro et al., 2024). Este grupo pode ser dividido basicamente em duas guildas, de acordo com o modo de alimentação dos adultos: as borboletas nectarívoras e frugívoras. (DeVries, 1987). Borboletas nectarívoras se alimentam de néctar e incluem as famílias Papilionidae, Pieridae, Lycaenidae, Hesperiiidae e algumas subfamílias de Nymphalidae (Freitas et al., 2005). Borboletas frugívoras se alimentam de frutas fermentadas, exsudatos de plantas, fezes e carcaças, e são representadas pelas subfamílias Satyrinae, Charaxinae, Biblidinae e Nymphalinae (Nymphalidae). Este grupo está associado a indicadores de diversidade e fragmentação florestal (Freitas et al., 2005), e apresentam vantagens práticas relacionadas ao seu método de coleta que facilitam os estudos de suas populações. De acordo com Freitas e colaboradores (2003) as espécies frugívoras são facilmente capturadas em armadilhas contendo iscas de frutas fermentadas, de modo que a amostragem pode ser simultânea e o esforço pode ser padronizado em diferentes áreas.

Dos estudos que fizeram o uso de borboletas como indicadores ecológicos, alguns apontam resultados semelhantes em relação à riqueza e a composição de espécies em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual (DeVries et al. 1999; Brown & Freitas, 2000; Lourenço et al. 2019). É esperado que a abundância e riqueza de espécies seja maior em sítios de restauração ecológica, considerando que esses ambientes irão incluir tanto espécies generalistas quanto espécies especialistas (Lourenço et al. 2019). Em relação à composição espera-se que exista uma diferença na composição de espécies entre sítios de restauração mais novos, sítios de restauração mais antigos e o ecossistema de referência, considerando uma substituição de espécies generalistas para espécies especialistas à medida que a restauração avance (Sant'anna et al., 2014). É esperado que o remanescente escolhido como ecossistemas de referência funcione como uma fonte de propágulo sobre as áreas de restauração ecológica, sendo que os pontos das áreas em restauração mais próximos da borda do ecossistema de

referência terão uma maior similaridade em composição e riqueza em relação às áreas em restauração mais afastadas (Moreira & Julio, 2020). Em relação às espécies é esperado encontrar diferenças na dominância de espécies entre os diferentes ambientes, tais espécies poderão ser reveladas como espécies indicadoras (Brown & Freitas, 2000).

No presente estudo foram realizadas análises de diversidade para borboletas frugívoras em fragmentos com diferentes idades e diferentes métodos de restauração ecológica, juntamente com um ecossistema de referência. Sendo este o primeiro estudo a fazer um levantamento da fauna de borboletas frugívoras nas áreas de restauração ecológica do Parque Estadual de Ibicatu, Paraná. Os resultados obtidos servirão como uma importante base para uma melhor compreensão da dinâmica das comunidades locais, além de contribuir para estudos de restauração ecológica, fornecendo informações importantes para pesquisadores e gestores ambientais, que auxiliem na formulação de estratégias mais eficazes para a restauração de ecossistemas degradados.

OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Comparar a comunidade de borboletas frugívoras em duas áreas com diferentes métodos e idades de restauração ecológica, e um remanescente de Floresta Estacional Semidecidual utilizado como ecossistema de referência, visando analisar as diferenças na diversidade (riqueza, abundância e composição) da fauna de lepidoptera coletada em cada área.

2.2 Objetivos específicos

Realizar um levantamento da fauna de lepidópteros frugívoros do Parque Estadual de Ibicatu;

Analisar as diferenças na diversidade das comunidades de borboletas frugívoras entre as três áreas amostradas;

Verificar a influência do ecossistema de referência na diversidade da fauna de lepidópteros frugívoros dos fragmentos de restauração ecológica adjacentes;

Identificar quais são as espécies indicadoras de ambientes conservados e de ambientes com alterações antropogênicas.

2.3 Hipóteses

1. A abundância e riqueza de espécies será maior em sítios de restauração ecológica, considerando que esses ambientes irão incluir tanto espécies generalistas quanto espécies especialistas;

2. Irá existir uma diferença de composição de espécies entre sítios de restauração mais novos, sítios de restauração mais antigos e o ecossistema de referência, considerando uma substituição de espécies generalistas para espécies especialistas à medida

que a restauração avance;

3. O remanescente escolhido como ecossistemas de referência irá funcionar como uma fonte de propágulo sobre as áreas de restauração ecológica, sendo que os pontos das áreas em restauração mais próximos da borda do ecossistema de referência terão uma maior similaridade em composição e riqueza em relação às áreas em restauração mais afastadas

4. Haverá diferenças na dominância de espécies entre os diferentes ambientes, tais espécies poderão ser reveladas como espécies indicadoras.

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 A fragmentação da Mata Atlântica e os processos de restauração ecológica.

A Mata Atlântica é uma região de grande importância para o país, estendendo-se desde os estados do Ceará até o Rio Grande do Sul, abriga mais de 60% da população brasileira e é responsável por quase 70% do PIB nacional (CI-Brasil et al., 2000). A devastação da Mata Atlântica, que hoje está reduzida a menos de 8% de sua extensão original, é um reflexo da ocupação territorial e da exploração desordenada dos recursos naturais, a fragmentação e descaracterização de habitats são as principais causas atuais de perda de biodiversidade (Myers et al., 2000).

Nas parcelas de Florestas Estacionais Semidecíduais e Decíduais da Mata Atlântica de interior, na fronteira entre o Brasil, Paraguai e Argentina, está localizado o corredor verde Sul-Americano, com uma área total de cerca de 176.000 km², o qual abriga importantes unidades de conservação e espécies endêmicas (Silva et al., 2014). Um estudo realizado por Silva e colaboradores (2014) analisou a cobertura vegetal do corredor verde sul-americano e a efetividade das unidades de conservação (UC's). Os resultados do estudo apontam para o isolamento das principais UC's por conta da ação antrópica, sem conectividades com outras áreas (Parque Estadual do Morro do Diabo em São Paulo, Parque Nacional do Iguazu no Paraná, Província de Misiones na Argentina, e Parque Estadual do Turvo, Rio Grande do Sul), e áreas do Pantanal e do Cerrado, além de grande efeito de borda sobre as UC's citadas devido ao isolamento dessas áreas e uma alteração de cerca de 80% da paisagem do corredor verde sul-americano, o que segundo os autores, comprometem a efetividade das áreas remanescentes na conservação da biodiversidade.

Os impactos da fragmentação e isolamento florestal sobre a biodiversidade são diversos, variando desde a redução de área do habitat, extinções locais, alterações na composição e abundância de espécies, até a alteração no regime hídrico de bacias e mudanças

climáticas (Scariot et al., 2005). Tais impactos podem gerar variadas respostas sobre as comunidades ali presentes, dependendo das características desta comunidade, e dos fragmentos, como tamanho e forma, grau de isolamento, área em contato com a borda, forma do fragmento, entre outros fatores (Cerqueira et al., 2003).

Neste contexto um estudo publicado por Hentz e colaboradores (2015) avaliou a situação dos fragmentos florestais da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu no estado do Paraná, através de métricas de ecologia de paisagem. De acordo com os resultados obtidos os autores verificaram que a maioria dos fragmentos encontrados pertence à menor classe de tamanho (de 1 até 10 ha), porém estes representam uma pequena área quando comparados às maiores classes, ou seja, as maiores classes são mais significativas em termos territoriais. Foi observado também que a maioria dos fragmentos tem formato alongado, principalmente os maiores fragmentos, apresentando bordas muito irregulares, e que em algumas classes são pouquíssimos os fragmentos que apresentam área central, tais resultados indicam que boa parte das áreas dos fragmentos se encontram sob forte efeito de borda. No estudo foi possível concluir que a bacia do Rio Iguaçu se encontra em um alto grau de fragmentação, o que representa um alto risco de extinção de espécies, e, portanto, os autores recomendam a criação de políticas que incentivem a recuperação de florestas na bacia, e principalmente que impeçam novos desmatamentos (Hentz et al., 2015).

3.2 O uso de bioindicadores no monitoramento das áreas fragmentadas.

A bioindicação é uma prática associada à biologia da conservação, indicadores ecológicos são espécies que representam o sistema e os processos ecológicos que os envolvem, e as respostas que podem ser obtidas destes grupos, idealmente, seriam extrapolações para o resto do sistema, mais difícil de ser avaliado (McGeoch, 1998).

Apesar dos insetos possuírem mais de 1 milhão de espécies, serem o grupo mais diverso do Brasil e do mundo (Rafael et al., 2024) e serem considerados ótimos indicadores

ecológicos pois respondem a praticamente qualquer tipo e intensidade de alteração ambiental (Freitas, 2005), os estudos ecológicos no Brasil que utilizam invertebrados como bioindicadores são limitados e relativamente baixos comparados com grupos de vertebrados e plantas (Brown & Freitas, 2000). Tal fato pode ser explicado pela taxonomia do grupo ainda ser relativamente desconhecida se comparado com outros grupos como mamíferos e aves (Rafael et al., 2024). Porém, nas últimas décadas, em países de clima temperado, diversos invertebrados, particularmente insetos, vêm sendo utilizados com sucesso como bioindicadores em estudos de monitoramento de ambientes terrestres. Dentre eles podem ser destacados as borboletas, formigas, abelhas e besouros (Freitas, 2005).

Um estudo realizado por Brown e Freitas (2000) utilizou borboletas como indicadores para medir mudanças na diversidade de espécies, estrutura da comunidade, e vários aspectos ambientais. O objetivo do trabalho foi medir a importância de diversos fatores ambientais na variação da estrutura de comunidades de borboletas na Mata Atlântica. Para isso os autores fizeram amostragem durante anos em diferentes regiões do bioma no centro-oeste, sudeste e nordeste do país, e utilizaram listas de espécies previamente publicadas para estimar as variações em curtos e longos períodos de tempo, medindo as variações na composição, riqueza e abundância de espécies e então qualificando padrões gerais de diversidade dentre as comunidades.

Os estudos mostraram que as espécies de borboletas são distribuídas de forma desigual nos sítios de Mata Atlântica. De acordo com os autores as regiões costeiras da Mata Atlântica tendem a ter uma maior riqueza entre abril e setembro e são mais pobres na primavera e no verão (outubro-março), enquanto a riqueza de espécies das comunidades montanhosas atingiu o pico de janeiro a março, e os locais do interior de março a junho. Os resultados apresentaram relações significativas entre a riqueza e a temperatura de grupos resistentes ao frio, sendo eles Acraeini, Nymphalinae e Pieridae. Esses três grupos, juntamente com

Morphini, pareceram relativamente insensíveis a distúrbios, poluição e vegetação secundária. Os resultados também mostraram que os Ithomiini, Satyrinae, Charaxinae, Biblidinae e Riodininae que habitam as florestas demonstraram ser muito sensíveis a perturbações e poluição, e sua ausência pode indicar estes efeitos nos sistemas naturais. Papilionidae Pieridae Ithomiini (Danainae) e Acraeini (Heliconinae) foram fortemente correlacionados com conectividade, enquanto Biblidinae foi correlacionada com cipós. Ithomiini, Satyrinae e Biblidinae foram confirmados como bons indicadores de sistemas florestais heterogêneos intactos.

Em um estudo onde foi comparando os efeitos de fragmentação florestal em borboletas frugívoras do Planalto Atlântico de São Paulo, no município de Cotia (Reserva do Morro Grande) (Uehara-Prado, 2003), não foram encontradas diferenças entre a paisagem fragmentada e a área contínua para os índices de riqueza de espécies, modelos espécie abundância ou para as espécies raras. No entanto, apesar de todos os resultados referentes à riqueza das borboletas apontarem para uma semelhança entre a área contínua e a paisagem fragmentada, a análise de agrupamento segregou as unidades amostrais da Reserva do Morro Grande e dos fragmentos em dois grupos claramente distintos indicando efeito de fragmentação florestal sobre a composição da guilda de borboletas frugívoras (Figura 1). Os resultados apontam que apenas borboletas da subfamília Satyrinae apresentaram homogeneidade de distribuição entre paisagens, enquanto a subfamília Brassolinae foi mais abundante na área contínua e Biblidinae e Charaxinae, na paisagem fragmentada.

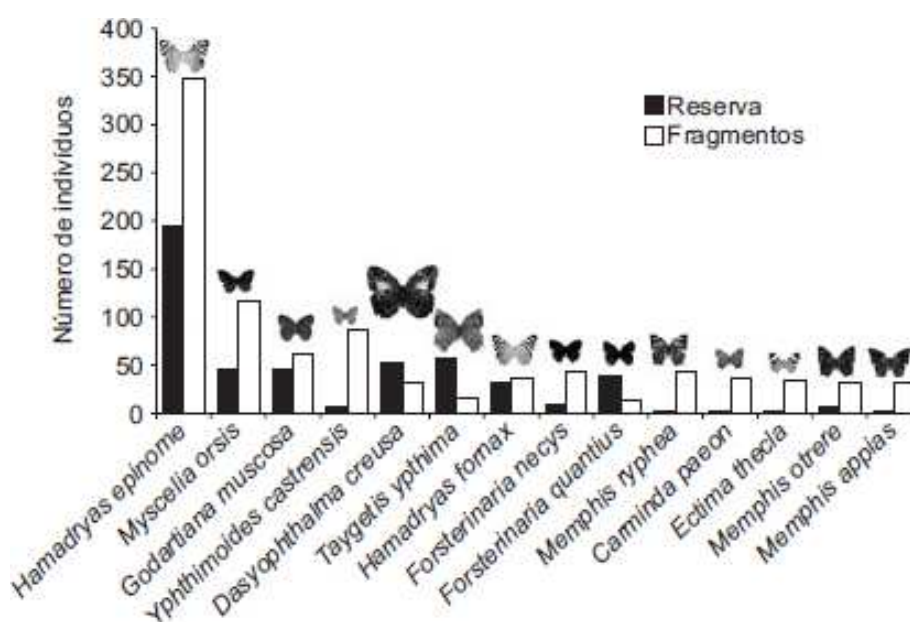


Figura 1 – Número de indivíduos das espécies mais abundantes de borboletas frugívoras na Reserva do Morro Grande (área contínua) e na paisagem fragmentada vizinha. Fonte: Uehara-Prado, 2003.

Um estudo realizado por Furlanetti (2010) avaliou a comunidade de borboletas frugívoras de áreas em processo de restauração, e comparou a fragmentos de floresta nativa e a áreas degradadas (pastagem). Neste estudo a autora observou que a composição e abundância de espécies de borboletas foram diferentes para cada tratamento (fragmento, restauração e pasto), sendo que a maior riqueza total e abundância foram encontradas nas áreas em restauração e a menor nas pastagens (Figura 2). Também foi observado que as áreas em restauração foram mais semelhantes às áreas de fragmentos do que às de pastagens quanto à composição de espécies. As espécies que foram comuns entre restauração e fragmentos e ausentes na pastagem foram respectivamente *Hamadryas epinome* (C. Felder & R. Felder, 1867) (Biblidinae), *Paryphthimoides phronius* (Godart, 1823) (Satyrinae), *Paryphthimoides poltys* (Prittwitz, 1865) (Satyrinae), *Callicore selima* (Guenée, 1872) (Biblidinae) e *Taygetis virgilia* (Cramer, 1776) (Satyrinae). A espécie *Callicore sorana* (Godart, [1824]) foi a mais abundante na pastagem e ausente nos fragmentos.

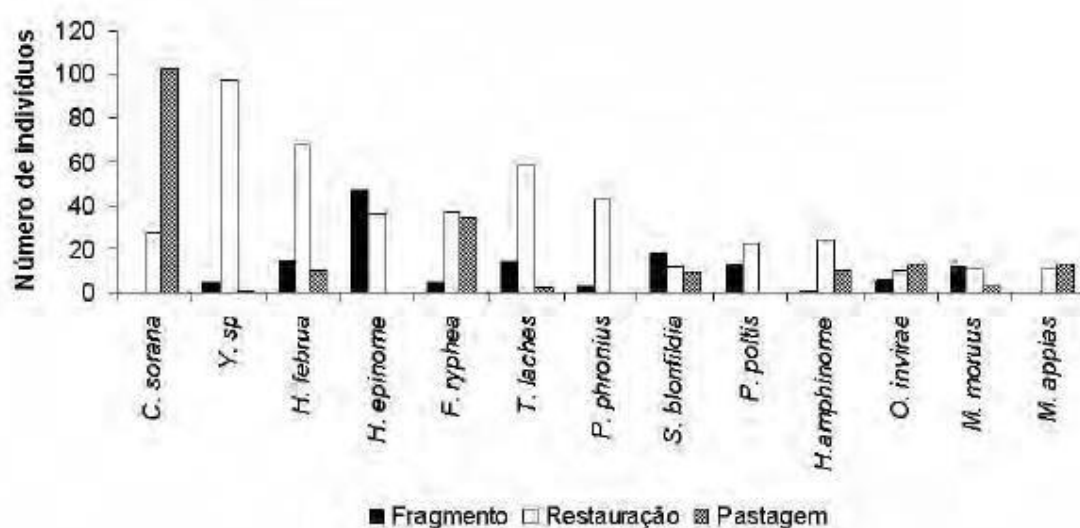


Figura 2 – Número de indivíduos das 13 espécies mais abundantes ($N > 20$), para cada tratamento (restauração, fragmento e pastagem), no período de novembro/2008 a maio/2009. Fonte: Furlanetti, 2010.

Os resultados mostraram que a riqueza de espécies teve uma correlação negativa com a densidade de vegetação herbácea e positiva com a densidade de cobertura de copas. A autora concluiu que as áreas em restauração podem ser consideradas como uma transição entre matriz de pastagens e fragmentos florestais, sendo importantes para conservação da biodiversidade e formação de corredores ecológicos, e que representantes da subfamília Morphinae podem ser considerados como indicadores de habitats mais bem estruturados e complexos (fragmentos), e espécies da subfamília Satyrinae, Charaxinae e Biblidinae como indicadores de habitats intermediários, como as áreas em restauração (Furlanetti, 2010).

Em 2014, um estudo publicado por Sant'anna e colaboradores analisou se havia uma influência da idade da restauração nas florestas tropicais em comunidades de borboletas frugívoras, o objetivo do trabalho era responder as seguintes questões: (1) A riqueza e os padrões de composição das borboletas que se alimentam de frutas estão relacionados à idade de restauração? (2) As proporções de espécies de borboletas do interior da floresta, das bordas e das pastagens estão relacionadas com a idade de restauração? A amostragem foi realizada de janeiro a abril de 2009 em três fragmentos de restauro com idades diferentes e um fragmento

de mata primária, em municípios do interior de São Paulo. Os resultados sugerem um padrão análogo a uma sucessão ecológica ao longo do tempo de restauração, com pastagens e espécies de borda diminuindo proporcionalmente e espécies florestais aumentando à medida que os locais restaurados amadurecem. Resultados semelhantes foram apresentados por Ribeiro et al. (2012) e Shuey et al. (2017) onde espécies de borboletas foram relacionadas a diferentes tipos de vegetação circundante, o que poderia indicar uma substituição de espécies em paisagens fragmentadas, de acordo com mudanças na estrutura da vegetação, e também por Grimbacher & Catterall (2007) e Sáfián et al. (2011) que mostraram os mesmos resultados em estudos com besouros e borboletas na floresta tropical. Sobre os resultados apresentados no estudo de Sant'anna et al. (2014, p. 5) os autores concluem que:

[...]este poderia ser um padrão para insetos com alta capacidade de dispersão, como besouros, borboletas e mariposas. Para estes organismos, as áreas restauradas podem funcionar como trampolins num contexto dinâmico de metapopulação. Portanto, as florestas restauradas poderiam ser refúgios importantes para espécies florestais e aumentar a permeabilidade da paisagem, permitindo a mobilidade da fauna entre manchas florestais. Conseqüentemente, estas áreas aumentam potencialmente a biodiversidade regional e restauram alguns dos serviços ecossistêmicos prestados por estes organismos.

Melo e colaboradores (2019) realizaram um estudo com borboletas frugívoras na Mata Atlântica a fim de analisar os efeitos da perda e fragmentação de habitats na comunidade das borboletas. Os estudos foram realizados em três tipos de habitat: fragmentos variando de 8 ha a 126 ha, áreas de borda de floresta e áreas de interior da floresta. Todas as áreas estudadas estavam localizadas na Usina Serra Grande, estado de Alagoas. Os resultados demonstraram uma correlação negativa entre a área do fragmento e a riqueza e abundância de espécies, onde fragmentos menores apresentaram um maior número de riqueza e abundância, resultado já

visto anteriormente na literatura, onde a abundância de espécies de habitat abertos (incluindo vários Satyrinae) tende a aumentar em habitat perturbados ou fragmentados (Uehara-Prado et al., 2007; Ribeiro & Freitas, 2012; Sant'anna et al., 2014; Filgueiras et al., 2016). Os resultados também indicam diferenças marcantes na composição de espécies de borboletas com os diferentes tipos de habitat, a área do fragmento e a distância entre os fragmentos, mostrando a importância de uma paisagem heterogênea e conectada para a conservação de borboletas.

Em um trabalho publicado por Torezan et al. (2020) uma série de estudos de amostragem e monitoramento de fauna e flora foram realizados em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual (FES), sítios de restauração ecológica de 12-15 anos, e áreas abertas sem uso agrícola ou pastoril. Os pontos de amostragem estão localizados na Mata Atlântica do Norte do Paraná e fazem parte do Programa Ecológico de Longa Duração (PELD-MANP). Em um desses estudos foram realizadas amostragens com borboletas frugívoras entre os anos de 2015 – 2017 (Moreira & Julio, 2020), com o objetivo de verificar o potencial de borboletas frugívoras como indicadoras da restauração da Floresta Estacional Semidecidual. Nas coletas realizadas no Parque Estadual de Ibicatu foram amostradas um total de 15 espécies de borboletas frugívoras. Os resultados apontam que a proximidade dos fragmentos às áreas mais integras contribui para a colonização dos sítios de restauração por borboletas florestais, pois, de modo geral, os sítios de restauração mais próximos de fragmentos florestais apresentaram maior número de espécies, corroborando com os resultados do estudo de Melo e colaboradores (2019). Também foi observado uma riqueza de espécies maior em sítios de restauração comparado aos fragmentos de FES, esse resultado pode ser explicado devido à composição de espécies dos sítios de restauro incluir tanto as espécies florestais como as de áreas abertas. Por fim, os resultados não apresentaram relações entre o tamanho do sítio de restauração e a riqueza de espécies nele presentes, assim como o tamanho dos sítios de

restauração não afetou a sua similaridade com os fragmentos florestais. Também foram realizados monitoramento com besouros da família Scarabaeidae nos mesmos sítios de restauração (Silva & Julio, 2020). Ao contrário das borboletas frugívoras, a maior riqueza e abundância de espécies de besouro Scarabaeidae foi encontrada nos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual. Porém quando comparada a composição de espécie os resultados são os mesmos, onde a composição é semelhante entre os sítios de restauração mais próximos e/ou conectados aos fragmentos de FES, e diferente entre os sítios de restauração sem proximidade e/ou conexão com o fragmento. Tais resultados corroboram com outros estudos já apresentados onde os fragmentos florestais servem como fonte de recolonização dos sítios de restauração, ajudando a reestabelecer a biodiversidade local.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

A área de estudo está localizada entre os municípios de Centenário do Sul (-22.82143, -51.59729) e Porecatu (-22.75075, -51.38092) na porção norte do estado do Paraná. O clima dessa região segundo a classificação de Köppen é do tipo Cfa, indicando um clima subtropical com chuvas bem distribuídas durante o ano e verões quentes com média de temperatura anual de 21,4°C (Paraná, 2015), e um total pluviométrico variando de 1400mm a 1600mm ao ano, com 2 a 3 meses de estação seca definida no inverno (Paraná, 2015) A região possui solo predominantemente dos tipos latossolo vermelho escuro eutrófico e nitossolo eutrófico, ambos de origem basáltica, com alta fertilidade.

Nesta região está localizado o Parque Estadual de Ibicatu (PEI) (23°15'21" S, 51° 01' 53" W) uma unidade de conservação situada às margens do Ribeirão Tenente e do Córrego Palmital com área de aproximadamente 302,74 ha e uma altitude média de 414 m (Figura 3) (IAT, 2024). Criado sob o Decreto 4.835 em fevereiro de 1982 o parque possuía uma área inicial de 57,01 ha, ocupado em sua totalidade por uma vegetação remanescente das florestas originárias. Em julho de 2009 foi planejada a ampliação do parque, através do Decreto Estadual nº 5181/09, acrescentando 245 ha à superfície original e englobando áreas constituídas por florestas, vegetação secundária (capoeiras) e atividades agropecuárias dos territórios adjacentes (Paraná, 2015). A vegetação da região é do tipo Floresta Estacional Semidecidual, e atualmente restam cerca de 8,2% da sua cobertura original, após um longo período de desmatamento seguido de expansão para uso agrícola e pastoril. A Figura 4 mostra o histórico da cobertura vegetal do parque nos últimos 66 anos, é possível observar um aumento da cobertura florestal com o passar dos anos devido ao acréscimo das áreas adjacentes ao parque e a processos de restauração ecológica realizados nas áreas de antiga atividade agrícola.

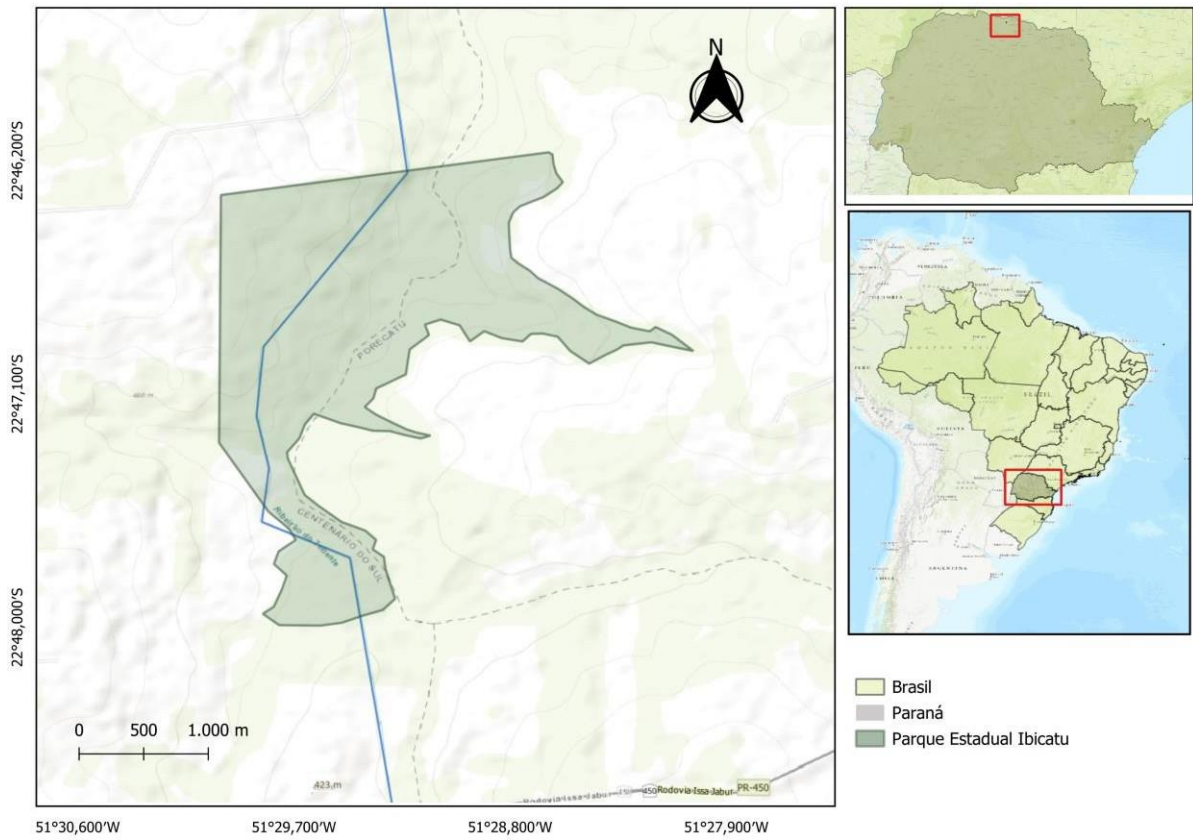


Figura 3. Localização do Parque Estadual Ibicatu, situado na divisa dos municípios de Porecatu e Centenário do Sul, na porção norte do estado do Paraná, Brasil.

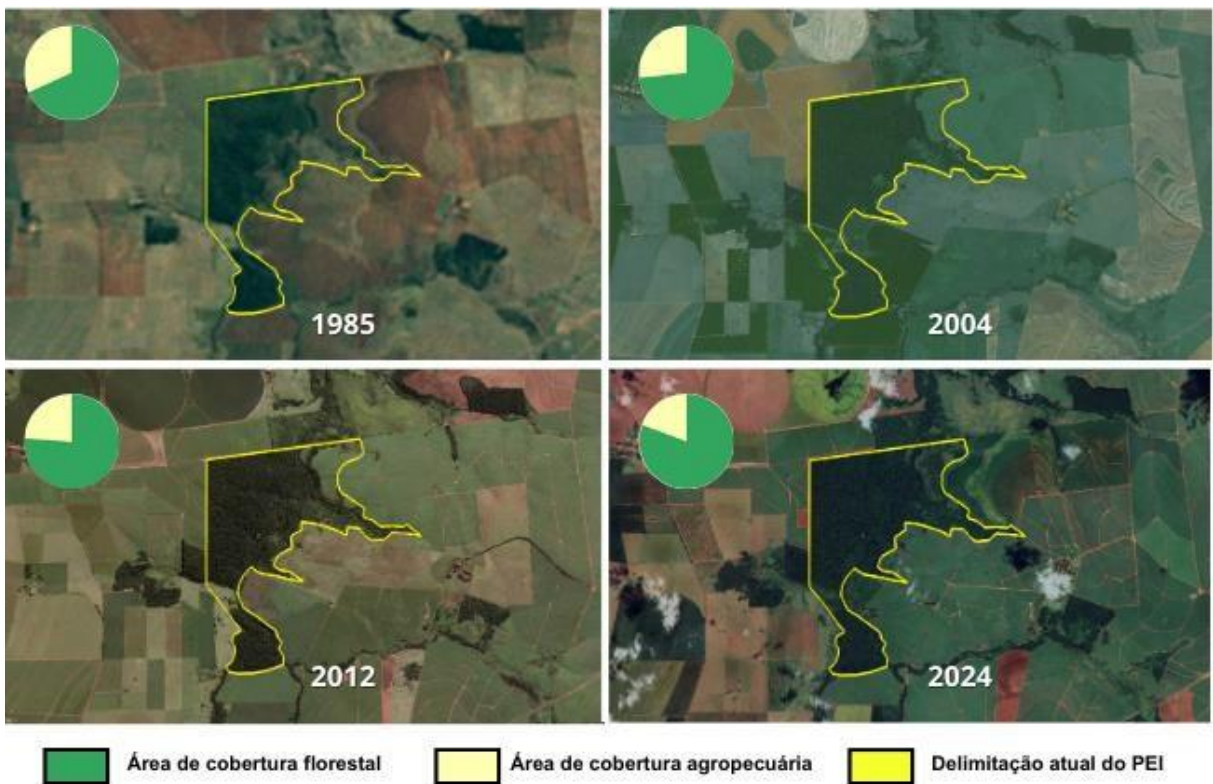


Figura 4. Imagens de satélite da cobertura vegetal do Parque Estadual de Ibicatu nos anos de 1985, 2004, 2012 e 2024. Os gráficos mostram a porcentagem da cobertura florestal e cobertura agropecuária sendo: 68,14% florestal e 31,86% agropecuária (1985), 73,31% florestal e 26,69% agropecuária (2004), 76,23% florestal e 23,77% agropecuária (2012), 80,68% florestal e 19,32% agropecuária (2024).

A região de entorno do parque integra as zonas rurais municipais, sendo ocupada por propriedades destinadas a atividades agropecuárias, principalmente o plantio de cana-de-açúcar e soja, tais propriedades são de administração da Usina Central do Paraná e da Usina Alto Alegre (Figura 5). O Parque Estadual de Ibicatu é um dos poucos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual que restaram na região, pois fazia parte de um remanescente florestal da Fazenda Jangadinha, concedida ao Instituto de Terras, Cartografia e Florestas (ITCF). O Parque Estadual de Ibicatu foi escolhido como local de estudo por apresentar um fragmento de mata bem conservado, com níveis baixos de perturbações nas últimas décadas, podendo ser utilizado como um ecossistema de referência, e também fragmentos de restauração ecológica mais extensos, e conseqüentemente mais adequados para os métodos de amostragem em relação a outros possíveis locais nas proximidades.

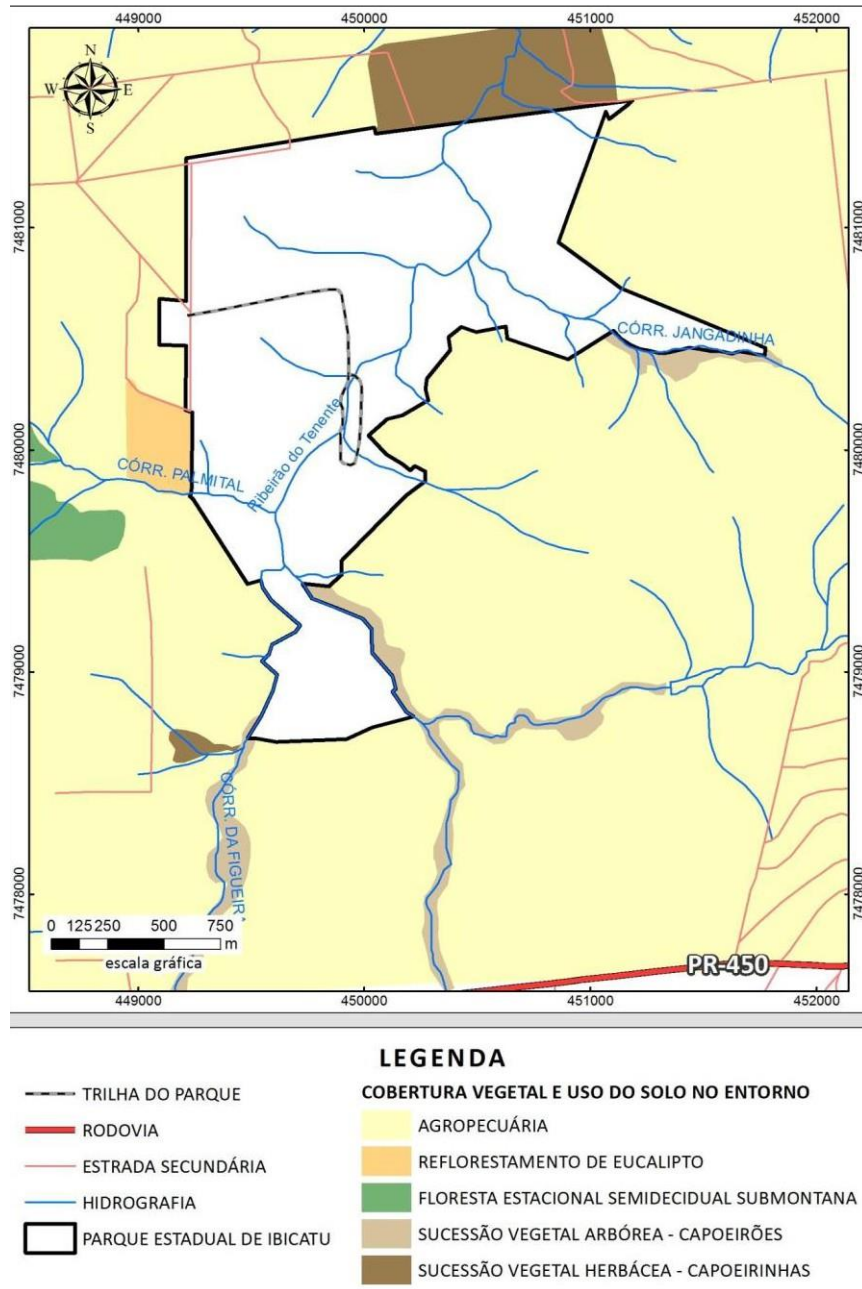


Figura 5. Cobertura vegetal e uso do solo nas áreas de entorno do Parque Estadual de Ibicatu, Paraná. Fonte: Paraná, 2015.

Amostragem

Foram selecionados três ambientes florestais dentro do Parque Estadual Ibicatu, sendo eles a área de regeneração assistida (RGA), a área de regeneração natural (RGN) e o ecossistema de referência (ER), sendo este um remanescente escolhido para fornecer os parâmetros para julgar as áreas de restauração adjacentes. As áreas possuem 29,6

ha, 19,1 ha e 77 ha respectivamente (Figura 6). As áreas escolhidas se conectam através de uma extensa cobertura de vegetação secundária, que ocupa o restante do território do parque, apesar desta região já ter sofrido com danos e degradações nas décadas passadas, é possível observar através de imagens de satélite que a cobertura vegetal atual se encontra num estágio similar a da área preservada do parque.

A área de regeneração assistida está localizada na porção nordeste do parque e foi acrescentada após o decreto nº 5181 de 30 de julho de 2009. No ano de 2016 o parque recebeu o plantio de 32.500 mudas de mais de 70 espécies nativas para a regeneração de 14 ha desta área (IAT, 2024). A manutenção e monitoramento da área ocorreu nos dois anos seguintes ao plantio das mudas. A área de regeneração natural é propriedade da Fazenda Jangadinha, está localizada fora dos limites do parque na porção norte e corresponde a uma área de pastagem abandonada há aproximadamente 20 anos. Esta área é predominada por Citrus, vegetação típica de ambientes de pasto abandonado. O ecossistema de referência está localizado no interior do parque na porção restante do remanescente de FES, a vegetação é caracterizada principalmente pela presença de peroba-rosa (*Aspidosperma polyneuron*) árvore de grande porte e qualidade de madeira, pau-d'álho (*Gallesia integrifolia*) e figueira (*Ficus spp.*) que também são espécies de grande porte que se destacam entre as demais componentes da Floresta Estacional Semidecidual presentes na região.

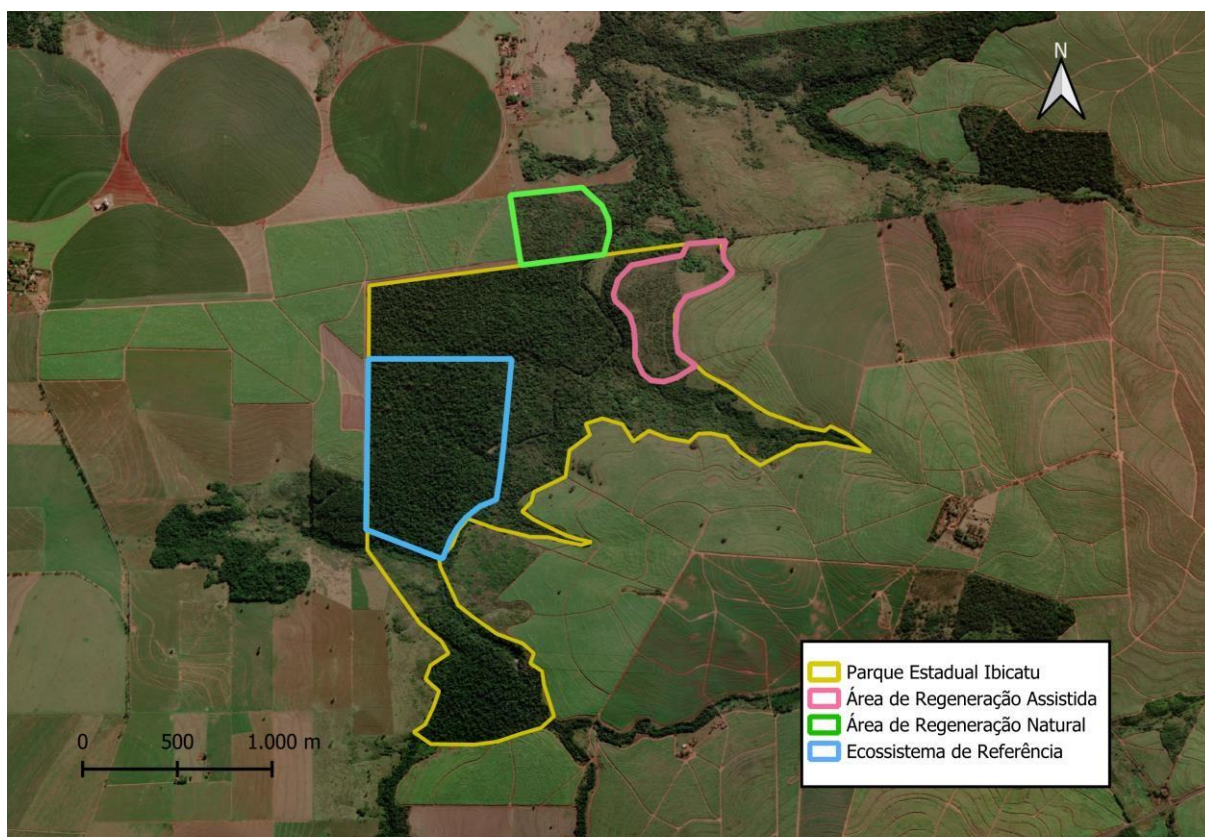


Figura 6. Imagem de satélite com a área total do Parque Estadual de Ibicatu, Paraná e a localização das áreas selecionadas.

Em cada uma das áreas foram estabelecidas três unidades amostrais (UA's) utilizados como réplicas, com uma distância de 150 m entre eles (Figura 7), cada unidade foi constituída por cinco armadilhas atrativas do tipo Van Someren-Rydon (VSR). As unidades amostrais foram delimitadas pelo autor, com ajuda de GPS, de acordo com os métodos descritos por Van-Swaay et al., 2015. As três UA's presentes no ecossistema de referência já possuíam trilhas abertas de estudos anteriores, nas demais UA's as trilhas foram abertas por técnicos especializados e profissionais da Universidade Estadual de Londrina. A adoção de cinco sub-réplicas amostrais por UA visou diminuir os efeitos de posição e atratividade das armadilhas (DeVries & Walla, 2001).

As armadilhas foram dispostas linearmente ao longo do transecto com distância média de 50 m entre elas e entre a borda do fragmento, a fim de evitar o viés da

influência do efeito de borda em pequenos fragmentos (Bellaver et al., 2022). Foram colocadas na altura do sub-bosque com distância média de 1 m a 1,20 m entre o solo e a base. Ao todo foram montadas 45 armadilhas distribuídas entre as nove unidades amostrais, de forma que cada área contasse com 15 armadilhas, sendo as 15 primeiras na RGA (1-5: A1, 6-10: A2 e 11-15: A3) da 16 a 30 na RGN (16-20: B1, 21-25: B2 e 26-30: B3) e da 31 a 45 no ER (31-35: C1, 36-40: C2 e 41-45: C3) (Van-Swaay et al. 2015). As características das unidades amostrais podem ser observadas na Figura 8.

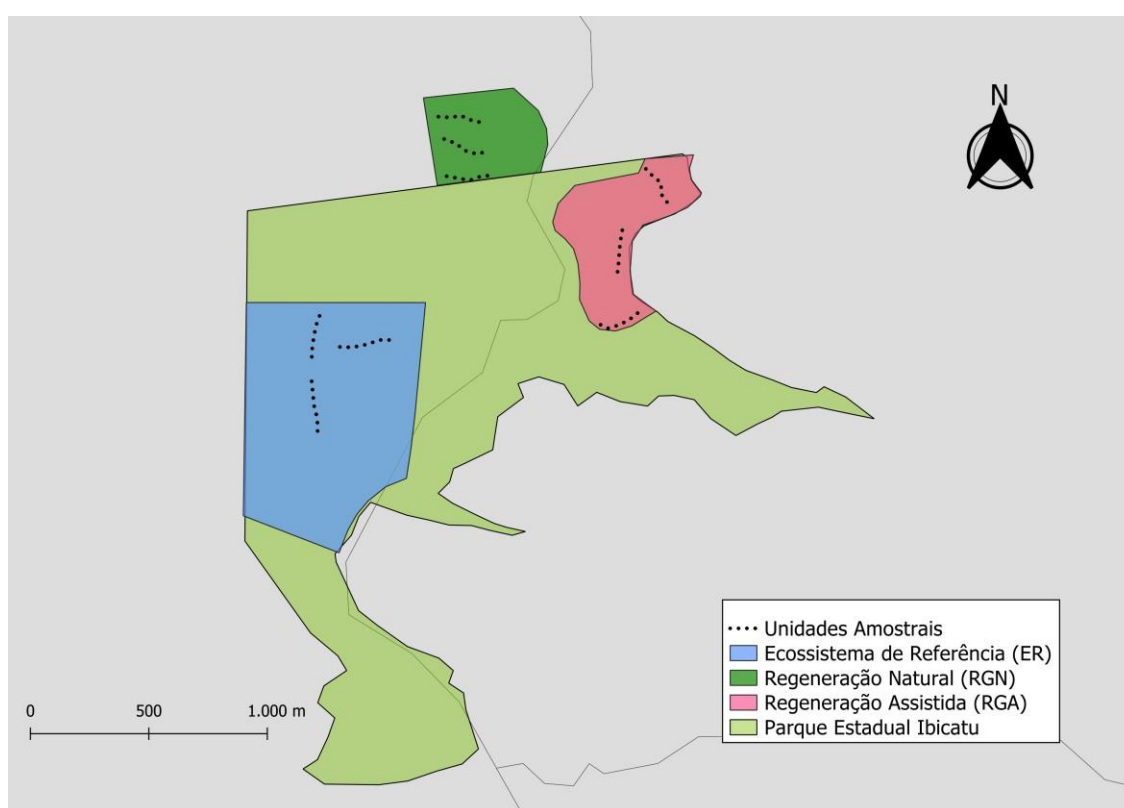


Figura 7. Localização das 9 unidades amostrais, distribuídas entre as 3 áreas de fragmentos florestais no Parque Estadual de Ibicatu, Paraná.



Figura 8. Características físicas das unidades amostrais localizadas no Parque Estadual de Ibicatu, Paraná (A= unidade amostral A1. B= unidade amostral A2. C= unidade amostral A3. D= unidade amostral B1. E= unidade amostral B2. F= unidade amostral B3. G= unidade amostral C1. H= unidade amostral C2. I= unidade amostral C3.).

As armadilhas do tipo VSR possuem aproximadamente 1 metro de altura e são compostas por uma rede cilíndrica de aproximadamente 25cm de diâmetro, fechada na parte superior, presa a uma plataforma, com uma estreita abertura na base entre a rede e a plataforma (aproximadamente 5cm) como observado na Figura 9 (Van Swaay et al., 2015). A isca utilizada como atrativo é feita de uma mistura de banana e caldo de cana fermentado, numa proporção de 3/1, preparada no mínimo 48h antes do seu uso. São armazenadas em potes de 50ml – 150ml com a tampa perfurada e depositadas sobre a plataforma da armadilha

(Van Swaay et al., 2015).



Figura 9. Armadilhas atrativas utilizada nas coletas no Parque Estadual de Ibicatu, Paraná (A= Armadilha VSR. B= Armadilha VSR caseira).

As coletas foram realizadas entre dezembro de 2023 e junho de 2024 de forma que os indivíduos fossem amostrados no verão e início de outono, visando maximizar a taxa de coleta de espécies (Brown e Freitas, 2000). Foram realizadas ao todo sete campanhas, cada uma com 48h de armadilhas, totalizando 15.120h de coleta, considerando todas as armadilhas.

Dos indivíduos capturados foram considerados apenas os pertencentes aos grupos das borboletas (Papilionoidea e Hesperioidea) descartando mariposas, vespas, moscas e outros grupos. Os indivíduos de interesse foram retirados da armadilha com auxílio de pinça para minimizar os danos ao corpo do animal, sacrificados com uma rápida compressão no tórax e armazenados em envelopes entomológicos contendo a identificação do indivíduo e da armadilha conforme sua posição na UA. Após a campanha foram transportados ao Paná –

Laboratório de Lepidoptera da Universidade Estadual de Londrina onde foram identificadas as espécies (quando possível), catalogados e integrados a Coleção de Lepidoptera do Museu Zoológico da Universidade Estadual de Londrina (MZUEL). Para a identificação dos indivíduos foi utilizado o guia de identificação Mariposas – Butterflies – Argentina de Klimaitis et al. (2018b).

Análises Estatísticas

Foram utilizados métodos de abundância, riqueza e composição de espécies como parâmetros de diversidade para comparar as comunidades de borboletas entre as nove unidades amostrais, agrupadas em três tipos diferentes de ambientes. Para medir a diversidade α das amostras foram calculados os índices de diversidade de Simpson, Shannon e Equitabilidade entre as unidades amostrais e entre as áreas. Com os dados obtidos foram feitas análises de agrupamentos com índice de dissimilaridade de Bray-Curtis entre as nove unidades amostrais dispostas nas coletas. Com as medidas de média e erro padrão de riqueza e abundância das amostras foram elaborados Scatter Plots e BoxPlots para melhor visualização dos resultados. Para avaliar se a riqueza e abundância de espécies diferem entre os ambientes, foram realizadas curvas de rarefação baseadas na cobertura amostral, análise de variância (ANOVA) unidirecional e teste de Tukey.

Para as análises de diversidade β foi realizada uma escala multidimensional não métrica (NMDS) para testar diferenças na composição de espécies de borboletas entre as áreas. A ordenação foi baseada em uma matriz de dados de abundância e no índice de dissimilaridade de Bray-Curtis. Foi realizado um teste ANOVA para verificar se a homogeneidade das variâncias entre os grupos de tratamento é significativa, em caso de um resultado positivo não seria possível prosseguir com a análise PERMANOVA pois a variância mascararia a diferença entre os centroides. Podendo prosseguir com a PERMANOVA foi

utilizada uma matriz de distância de Bray-Curtis para testar a diferença entre a localização dos pontos no espaço de ordenação.

Foi realizado uma análise de regressão linear (GLM) para avaliar se a distância das unidades amostrais ao centro do fragmento do ecossistema de referência possui alguma influência na riqueza e na composição de espécies de borboletas frugívoras. Para esta análise foram utilizadas as coordenadas das armadilhas para calcular o ponto médio de cada UA, o centróide do fragmento do ecossistema de referência calculado através do polígono da área, a distância (m) entre o ponto médio das UA's e o centróide (Figura 10), a riqueza de espécies de cada UA, e os eixos NMDS1 e NMDS2 para testar a composição em relação às distâncias.

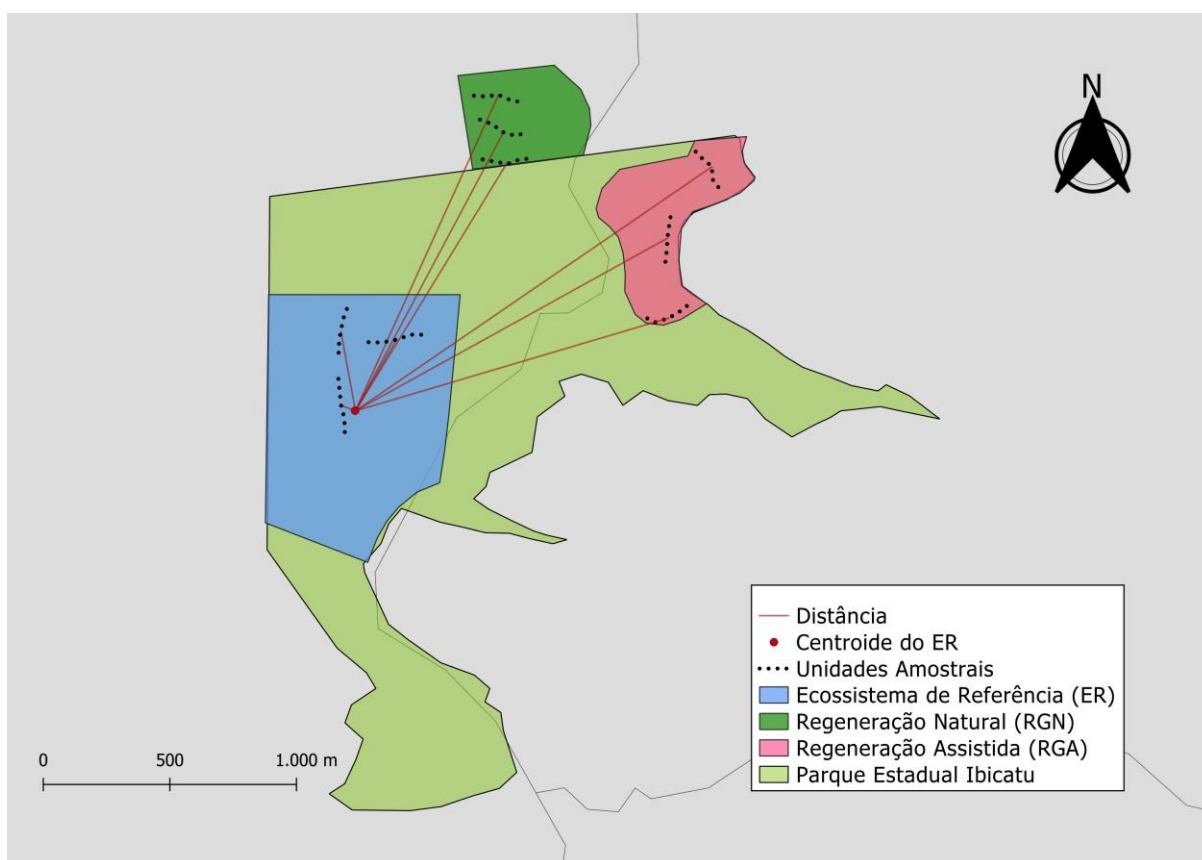


Figura 10. Desenho amostral representando a distância do ponto médio das unidades amostrais ao centróide do Ecossistema de Referência (ER) no Parque Estadual Ibicatu, Paraná.

Para identificar espécies associadas a categorias de vegetações e

perturbações nos ambientes foi utilizada a análise IndVal para espécies indicadoras. Para evitar associações fracas ou ocasionais, foram consideradas apenas espécies com vinte ou mais registros.

Foram descartadas das análises estatísticas as espécies de borboletas coletadas que não fazem parte do grupo de borboletas frugívoras. As análises foram elaboradas utilizando os pacotes “Vegan” (Oksanen et al., 2017) e “INext” (Chao et al., 2014; Hsieh, Ma & Chao, 2016) do Software R Studio versão 4.3.3, e o Software Past versão 4.03. Para elaboração das figuras e mapas foram utilizados os softwares QGIS versão 3.34.1 (QGIS Development Team, 2021) e Google Earth Pro, e a plataforma online MapBiomas v.9.0 disponível em: “<https://plataforma.brasil.mapbiomas.org/>”.

RESULTADOS

Foram capturados um total de 1.163 indivíduos de 43 espécies, destes apenas sete indivíduos não fazem parte do grupo de borboletas que se alimentam de frutos. As espécies de borboletas frugívoras que foram coletadas podem ser divididas em quatro subfamílias, dentre essas a que possui maior número de representantes foi a subfamília Satyrinae (13 espécies; 631 indivíduos), seguido por Biblidinae (14; 247), Charaxinae (6; 135) e Nymphalinae (4; 42). A relação das espécies coletadas e a matriz de abundância pode ser observada na Tabela 1.

Tabela 1. Matriz de abundância das espécies de borboletas coletadas no Parque Estadual Ibicatu, Paraná. (*) espécies de borboletas que não fazem parte do grupo de borboletas frugívoras.

	Área de Regeneração Assistida (RGA)			Área de Regeneração Natural (RGN)			Ecossistema de Referência (ER)		
	A1	A2	A3	B1	B2	B3	C1	C2	C3
<i>Aeria olena olena</i> (Weymer, 1875) *	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Archaeoprepona demophon thalpius</i> (Hübner, [1814])	1	3	0	0	3	5	6	3	2
<i>Biblis hyperia nectanabis</i> (Fruhstorfer, 1909)	0	1	0	2	0	4	0	8	8
<i>Caligo illioneus pampeiro</i> (Fruhstorfer, 1904)	0	0	1	1	0	0	0	0	0
<i>Catagramma pygas</i> (Godart, [1824])	5	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Catoblepia berecynthia unditaenia</i> (Fruhstorfer, 1907)	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Catonephele acontius caeruleus</i> (Jenkins, 1985)	5	0	0	1	0	0	2	3	0
<i>Catonephele numilia</i> (Cramer, 1775)	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Colobura dirce dirce</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	1	0	1	2	1	3
<i>Cymaenes gisca</i> (Evans, 1955) *	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cymaenes lepta</i> (Hayward, 1939) *	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Doxocopa linda mileta</i> (Boisduval, 1870) *	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Dynamine postverta postverta</i> (Cramer, 1779)	1	0	0	1	1	1	0	0	0
<i>Eryphanis automedon amphimedon</i> (C. Felder & R. Felder, 1867)	2	3	0	0	1	0	2	2	2
<i>Eunica maja maja</i> (Fabricius, 1775)	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Eunica tatila bellaria</i> (Fruhstorfer, 1908)	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Fountainea ryphea phidile</i> (Geyer, 1837)	7	26	0	0	2	2	6	7	5
<i>Hamadryas amphinome amphinome</i> (Linnaeus, 1767)	4	0	0	1	0	3	2	2	0

<i>Hamadryas chloe</i> (Stoll, 1787)	0	0	0	1	0	1	0	2	1
<i>Hamadryas epinome</i> (C. Felder & R. Felder, 1867)	9	0	0	8	9	14	3	7	8
<i>Hamadryas februa februa</i> (Hübner, [1823])	15	8	1	22	19	23	2	1	8
<i>Hypna clytemnestra</i> (Cramer, 1777)	0	0	0	0	0	0	0	3	2
<i>Malaveria affinis</i> (A. Butler, 1867)	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Melanis aegates limbata</i> (Stichel, 1925) *	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Memphis acidalia</i> (Hübner, [1819])	11	2	1	1	2	2	10	4	10
<i>Memphis moruus</i> (Fabricius, 1775)	9	3	0	0	0	1	3	1	4
<i>Morpho helenor</i> (Cramer, 1776)	0	0	0	2	2	2	20	11	6
<i>Nica flavilla flavilla</i> (Godart, [1824])	3	1	1	2	1	2	1	1	1
<i>Opsiphanes cassiae crameri</i> (C. Felder & R. Felder, 1862)	0	0	0	0	0	1	1	0	0
<i>Opsiphanes invirae amplificatus</i> (Stichel, 1904)	1	2	1	0	1	2	1	4	1
<i>Opsiphanes quiteria meridionalis</i> (Staudinger, 1887)	1	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Paryphthimoides poltys</i> (Prittowitz, 1865)	42	14	10	16	42	46	56	66	86
<i>Prepona laertes laertes</i> (Hübner, [1811])	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Pyrrhogyra neaerea arge</i> (Gosse, 1880)	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Siproeta stelenes meridionalis</i> (Fruhstorfer, 1909)	0	0	0	0	1	1	0	0	0
<i>Smyrna blomfieldia blomfieldia</i> (Fabricius, 1781)	0	0	0	0	2	1	2	2	2
<i>Taygetis laches</i> (Fabricius, 1793)	70	27	15	9	6	1	6	13	3
<i>Taygetis tripunctata</i> (Weymer, 1907)	0	2	0	0	3	0	1	1	2
<i>Telegonus fulgerator</i> (Walch, 1775) *	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Temenis laothoe meridionalis</i> (Ebert, 1965)	3	0	0	1	0	2	0	2	0
<i>Yphthimoides affinis</i> (Butler, 1867)	0	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Yphthimoides renata</i> (Stoll, 1780)	5	0	1	0	0	1	1	0	0
<i>Zaretis strigosus</i> (Gmelin, [1790])	1	0	0	0	0	2	0	1	3
Total	196	97	32	71	96	119	130	147	159

Paryphthimoides poltys (Prittowitz, 1865) foi a espécie com maior número de indivíduos coletados (378 indivíduos), sendo encontrados nas três áreas. Também apresenta o maior número de indivíduos coletados na área de Regeneração Natural e no Ecossistema de Referência. Na área de Regeneração Assistida a espécie mais coletada foi *Taygetis laches* (Fabricius, 1793), a qual também foi coletada nas outras áreas. Ambas as espécies fazem parte da subtribo Euptychiina. 18 espécies foram coletadas nas três áreas. Quatro espécies foram

coletadas somente no Ecossistema de Referência, três espécies somente na área de Regeneração Assistida e três espécie foram coletadas somente na área de Regeneração Natural, a riqueza entre as áreas pode ser melhor observada pelo diagrama de Venn (Figura 11).

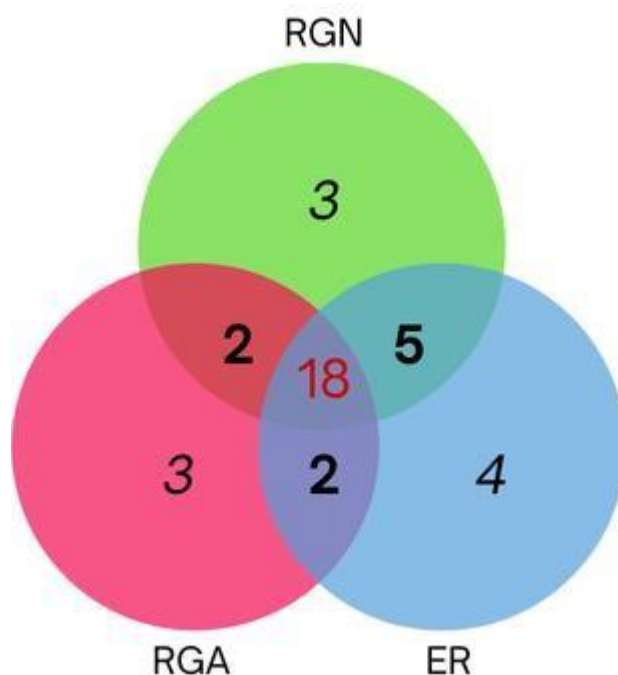


Figura 11. Diagrama de Venn representando a riqueza de espécies de borboletas entre as áreas RGN, RGA e ER. Os números em *itálico* indicam a riqueza exclusiva de cada área. Os valores em **negrito** correspondem à riqueza compartilhada entre duas áreas. Já os valores destacados em vermelho representam a riqueza compartilhada entre as três áreas de estudo localizadas no Parque Estadual de Ibicatu, Paraná.

O Ecossistema de Referência apresentou uma maior riqueza e abundância em relação as outras áreas (29 espécies, 434 indivíduos), a área de Regeneração Assistida apresentou uma riqueza de 25 espécies e uma abundância de 322 indivíduos e a área de Regeneração Natural apresentou 28 espécies e 284 indivíduos. Dentre as unidades amostrais a que apresentou uma maior riqueza foi a C2 (23 espécies) e a que apresentou uma menor riqueza foi a A3 (nove espécies), está unidade também apresentou um menor número de abundância, sendo apenas 32 indivíduos coletados. A unidade A1 apresentou o maior valor de abundância, sendo um total de 196 indivíduos coletados. De acordo com as curvas de

rarefação (Figura 12) mais espécies poderiam ser adicionadas a todas as áreas se o esforço amostral fosse aumentado. Ao todo 66,83% das espécies estimadas para o Parque Estadual de Ibicatu foram coletadas neste trabalho, em relação às áreas 52,12% das espécies estimadas foram coletadas na área de Regeneração Assistida, 66,71% na área de Regeneração Natural e 82,60% no Ecossistema de Referência. Os índices de diversidade de Shannon e Simpson variam de 1.104 (C1) a 2.227 (C2), e 0.6758 (A3) a 0.8201 (B1). Os valores do teste de equitabilidade variaram de 0.6758 (A3) a 0.8151 (B1). Os valores dos testes de diversidade de todas as unidades amostrais podem ser observados na Tabela 2. A análise ANOVA revelou uma estatística F de 4,679 com um p-valor de 0,0005503 para a riqueza, e F de 3,901 com um p-valor de 0,002112 para abundância, indicando que há diferenças significativas entre as amostras. As comparações múltiplas por pares da análise de Tukey revelaram que as unidades amostrais A3 e B1 são significativamente diferentes da unidade A1, e as unidades C2 e C3 são significativamente diferentes da unidade A3 em termos de abundância (Tabela 3), e a unidade A3 possui diferenças significativas em relação as unidades B3, C1, C2 e C3 em termos de riqueza (Tabela 4). Tais resultados podem ser melhor observados através do gráfico de Scatter Plot +Boxplot (Figura 13). As análises de agrupamento com índice de dissimilaridade de Bray-Curtis mostram uma maior similaridade entre as unidades C2 e A1, B3 e C1, A2 e B2, e uma diferença significativa na unidade A3 em relação as demais (Figura 14).

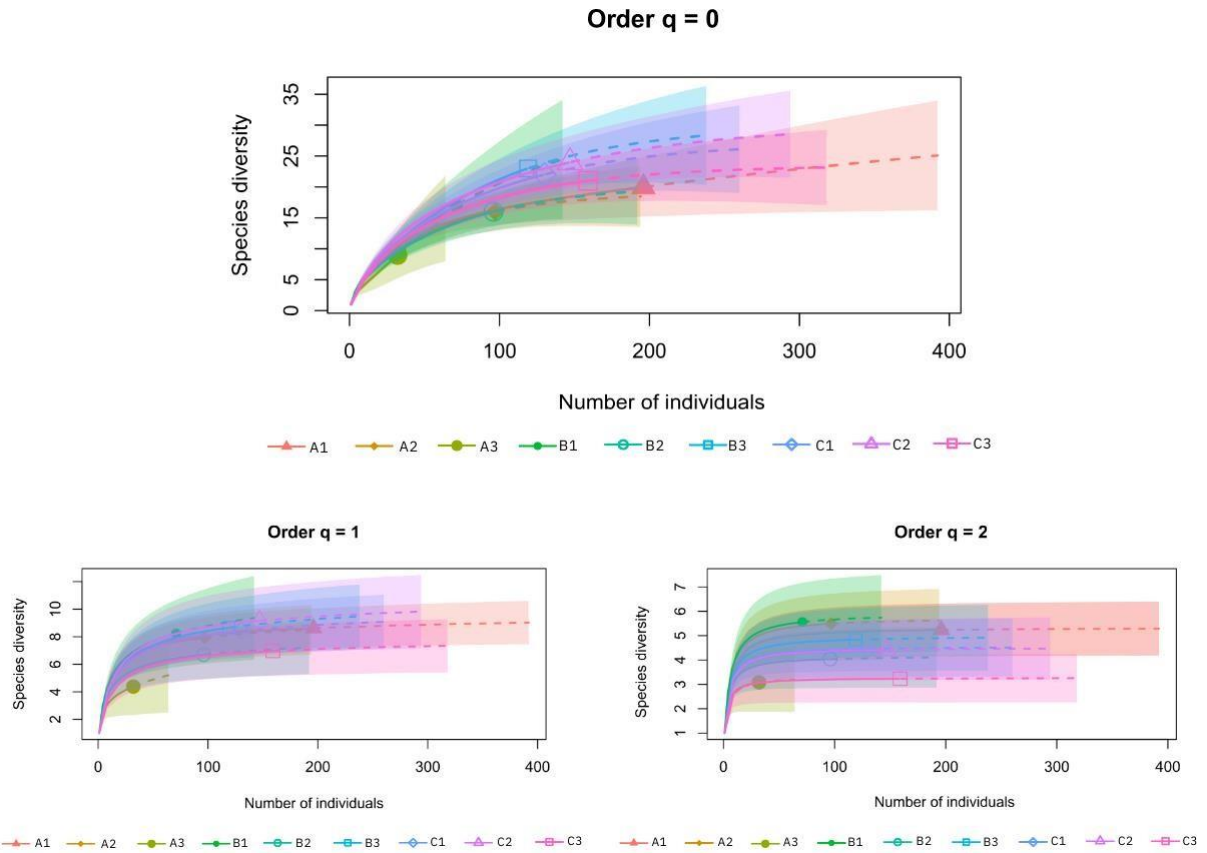


Figura 12. Curvas de rarefação (interpoladas em linhas sólidas e extrapoladas em linhas tracejadas) comparando a riqueza de espécies de borboletas em 9 unidades amostrais no Parque Estadual de Ibicatu, Paraná, com base na riqueza de espécies ($q = 0$), no índice de diversidade de Shannon ($q = 1$) e no índice de diversidade de Simpson ($q = 2$).

Tabela 2. Valores de riqueza e abundância e índices de diversidade de Shannon, Simpson e Equitabilidade para as diferentes unidades amostrais e os totais de cada área.

	A1	A2	A3	B1	B2	B3	C1	C2	C3	Total A (RGA)	Total B (RGN)	Total C (ER)
Riqueza	20	14	9	16	16	22	21	23	21	25	28	29
Abundância	196	94	32	70	96	118	129	146	159	322	284	434
Shannon	2.155	1.976	1.477	2.064	1.902	2.129	1.104	2.227	1.915	2.245	2.204	2.202
Simpson	0.8089	0.8067	0.6758	0.8151	0.7524	0.7897	0.7721	0.7864	0.6773	0.8182	0.7993	0.7518
Equitabilidade	0.7192	0.7487	0.6721	0.7443	0.686	0.6886	0.691	0.7104	0.629	0.6811	0.6479	0.6414

Tabela 3. Valores de Tukey Q (abaixo da diagonal) e valores de p-valor (acima da diagonal) ao comparar a abundância de indivíduos de borboletas entre as unidades amostrais do Parque Estadual de Ibicatu, Paraná. Nível de significância = $p < 0,05$, em * valores significativamente diferentes.

	A1	A2	A3	B1	B2	B3	C1	C2	C3
A1		0,1501	0,00133*	0,02969*	0,1417	0,4397	0,6387	0,9474	0,9742
A2	3,962		0,6568	0,9984	1	0,9993	0,9893	0,8064	0,7269
A3	6,564	2,602		0,9651	0,6747	0,2835	0,1589	0,03668*	0,02573*
B1	4,963	1,001	1,601		0,9988	0,9153	0,776	0,3729	0,2973
B2	4,002	0,04002	2,562	0,9606		0,9991	0,987	0,7914	0,7098
B3	3,082	0,8805	3,482	1,881	0,9206		1	0,987	0,9699
C1	2,642	1,321	3,922	2,321	1,361	0,4403		0,9991	0,9964
C2	1,721	2,241	4,843	3,242	2,281	1,361	0,9206		1
C3	1,521	2,442	5,043	3,442	2,482	1,561	1,121	0,2001	

Tabela 4. Valores de Tukey Q (abaixo da diagonal) e valores de p-valor (acima da diagonal) ao comparar a riqueza de indivíduos de borboletas entre as unidades amostrais do Parque Estadual de Ibicatu, Paraná. Nível de significância = $p < 0,05$, em * valores significativamente diferentes.

	A1	A2	A3	B1	B2	B3	C1	C2	C3
A1		0,6643	0,002388*	0,341	0,8158	0,9907	1	1	1
A2	2,585		0,2174	0,9998	1	0,9907	0,8158	0,6643	0,4154
A3	6,278	3,693		0,4961	0,1299	0,02854*	0,004999*	0,002388*	0,0007646*
B1	3,323	0,7385	2,954		0,9967	0,8761	0,4961	0,341	0,1693
B2	2,216	0,3693	4,062	1,108		0,9991	0,9231	0,8158	0,5802
B3	1,292	1,292	4,985	2,031	0,9232		0,9991	0,9907	0,9231
C1	0,3693	2,216	5,908	2,954	1,846	0,9232		1	0,9991
C2	0	2,585	6,278	3,323	2,216	1,292	0,3693		1
C3	0,5539	3,139	6,832	3,877	2,77	1,846	0,9232	0,5539	

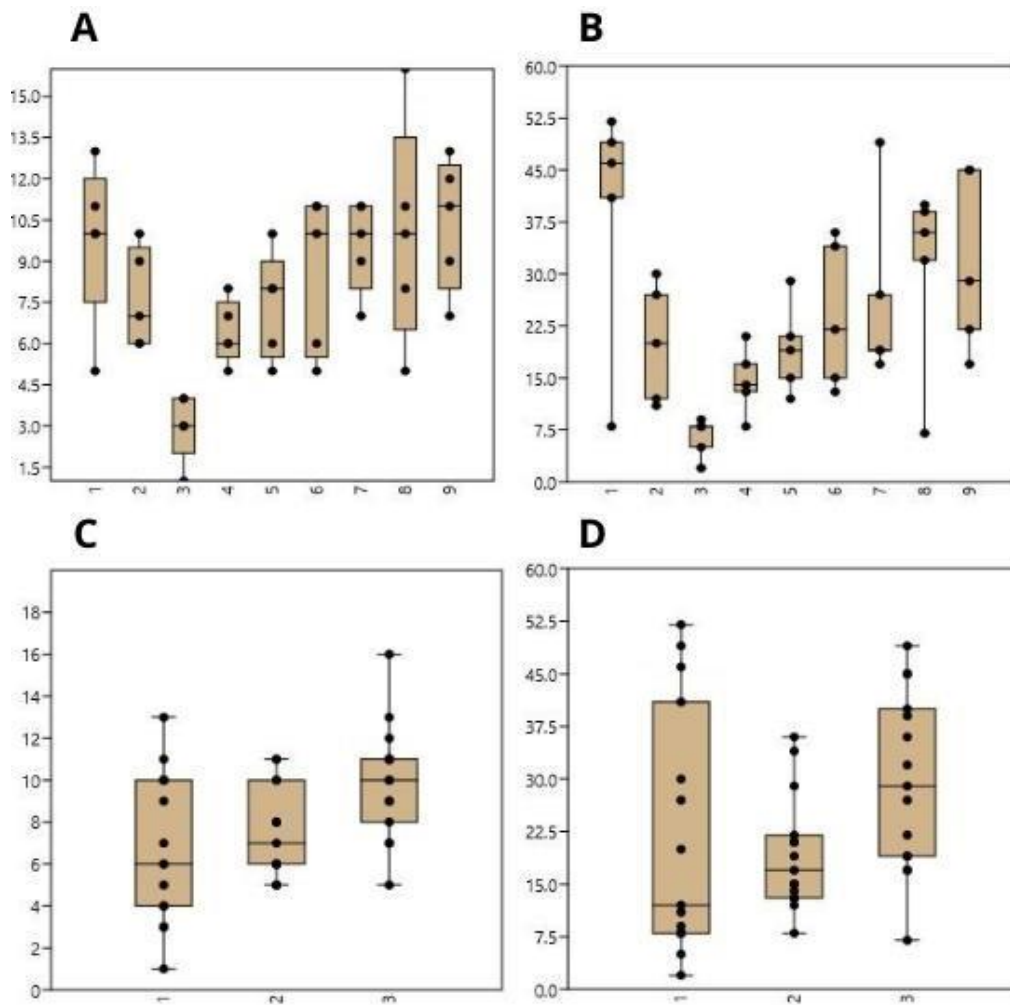


Figura 13. Scatter Plot e Boxplot com valores de média e erro padrão da (A) riqueza das unidades amostrais, (B) abundância das unidades amostrais, (C) riqueza das áreas e (D) abundância das áreas do Parque Estadual de Ibicatu, Paraná.

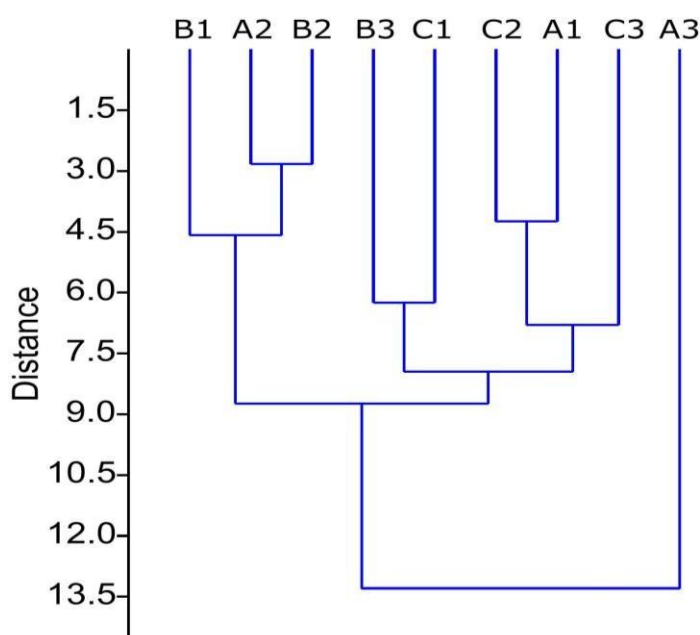


Figura 14. Análise de agrupamento com índice de dissimilaridade de Bray-Curtis das nove unidades amostrais localizadas no Parque Estadual de Ibicatu, Paraná.

Os índices de diversidade β revelam que a composição de espécies também variou entre as áreas, os resultados do NMDS (Figura 15) mostram que as nuvens de dispersão possuem diferenças significativas entre os eixos, ou seja existe uma diferença na composição de espécies de borboletas entre os 3 tipos de ambiente, também é possível observar uma maior similaridade na composição das espécies encontradas nas unidades amostrais presentes nas bordas dos fragmentos de regeneração (A1, B2 e B3) em relação aos do ecossistema de referência (C1, C2 e C3). Os resultados do teste PERMANOVA mostram uma estatística F de 3.5063 e um valor de p de 0,009. A proporção da variação explicada pelo teste (R^2) foi de 53,89%, isso significa que, ao considerar a localização dos centroides dos grupos no espaço de ordenação multivariado, há uma diferença significativa entre os grupos. Tais diferenças na composição também podem ser observadas no gráfico de abundância de espécies por unidade amostral (Figura 16).

Os resultados obtidos na análise de regressão linear demonstram que as distâncias dos pontos médios das unidades amostrais ao centro do fragmento do ecossistema

de referência no Parque Estadual Ibicatu influenciam significativamente a riqueza estimada de espécies de borboletas frugívoras (R^2 ajustado= 0,8333; $p= 0,006862$). O coeficiente da distância ($\beta_1= -0.019$, $p= 0.006862$) revelou uma relação negativa entre a distância e o número de espécies, com uma média de -0,0199 espécies por metro adicional, ou seja, uma perda de em média 19 espécies a cada quilometro de distância do centro do fragmento de ecossistema de referência (valores estimados). Os coeficientes indicam uma estatística significativa e o modelo (distância) explica 83,33% da variação na riqueza de espécies. Além disso o modelo também explica o efeito da distância na riqueza dentro de cada área estudada, tomando como referência a área RGA. Esses resultados mostram que não existe uma diferença significativa da riqueza entre as áreas RGA e RGN ($p= 0.6164$), porém ao comparar as áreas RGA e ER temos um valor de $S= -16.539$ e um valor de $p= 0.04015$, indicando que a diferença na riqueza de espécies entre as áreas é estatisticamente significativa ao passo que ocorre uma diminuição de aproximadamente 16 espécies de borboletas entre as áreas (RGA<ER). Tais resultados podem ser observados na Tabela 5 e na Figura 17. Embora os resíduos atendam à premissa de normalidade, o gráfico "Resíduos X Área" indicou a presença de heterocedasticidade, sugerindo que a variância dos resíduos não é constante ao longo dos valores ajustados, o que revela a presença de "outliers" que podem estar distorcendo os coeficientes estimados do modelo. Isso significa que algumas unidades amostrais podem estar exercendo uma influência desproporcional na relação observada (Figura 18). A influência da distância do centro do fragmento do ecossistema de referência em relação à composição de espécies de borboletas nas áreas não mostrou resultados significativos para ambos os eixos, NMDS1 ($p= 0.056$) e NMDS2 ($p= 0.463$), tais resultados podem ser observados na Figura 19.

Os resultados da análise IndVal mostraram um total de seis espécies indicadoras, na área RGA (área de regeneração assistida), três espécies foram reveladas como indicadoras, sendo *T. laches* a espécie com maior valor de IndVal nesta área. A área RGN

(área de regeneração natural) conta com duas espécies consideradas indicadoras e *Hamadryas februa februa* (Hübner [1823]) sendo a espécie com maior valor, a área ER (ecossistema de referência) possui apenas uma espécie indicadora, *Morpho helenor* (Cramer, 1776) a que obteve o valor mais próximo a 100 (máximo) dentre todas as demais espécies. Os valores da análise IndVal e as demais espécies de borboletas frugívoras reveladas como indicadoras podem ser observados na Tabela 6 e Figura 20.

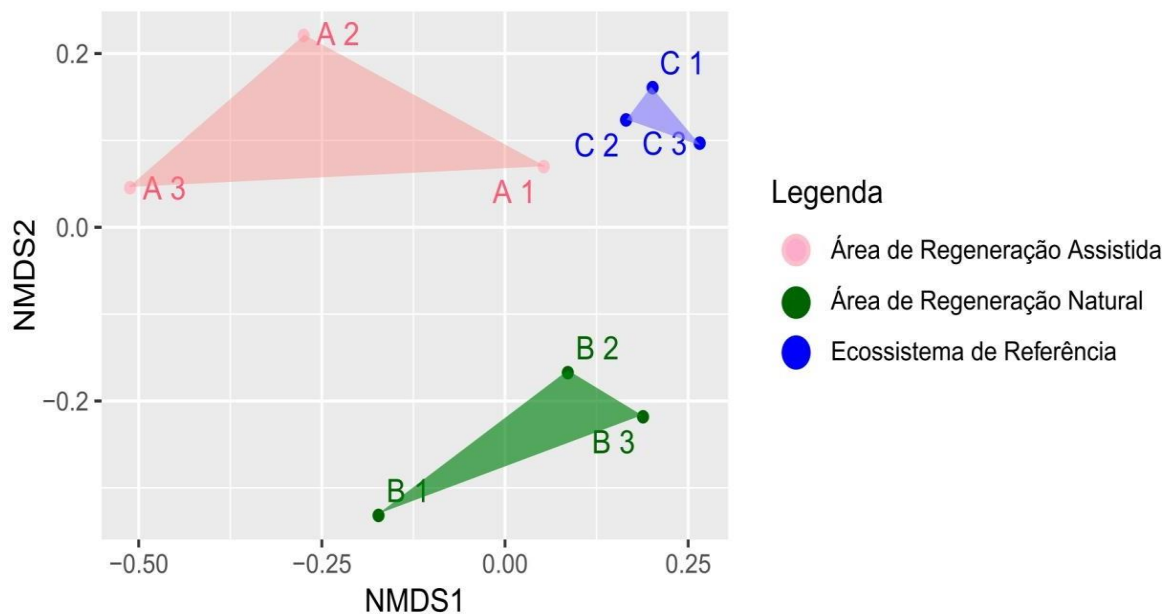
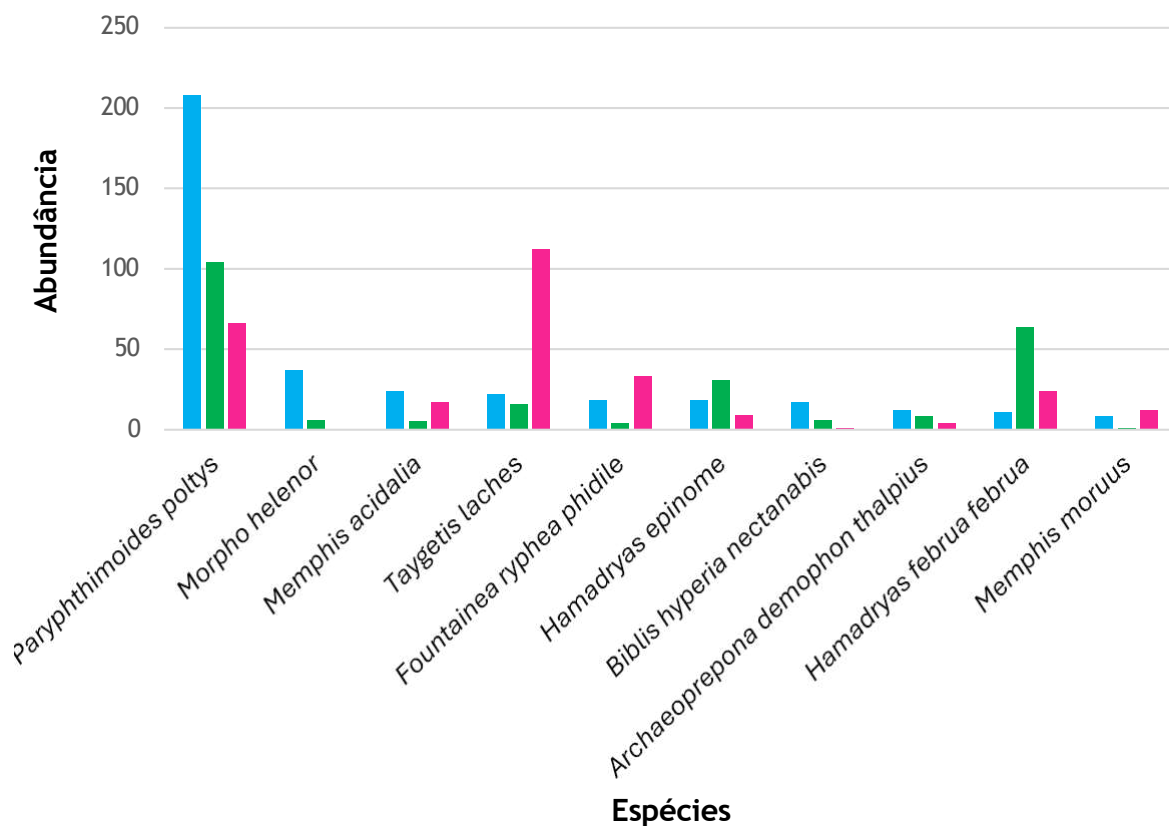


Figura 15. Ordenação de escala multidimensional não métrica (NMDS) pelo método de dissimilaridade de Bray-Curtis da composição de borboletas em 3 fragmentos de mata no Parque Estadual de Ibicatu, Paraná.



■ Ecosistema de Referência ■ Área de Regeneração Natural ■ Área de Regeneração Assistida

Figura 16. Abundância de espécies de borboletas por área de estudo ($N > 20$) localizadas no Parque Estadual de Ibicatu, Paraná.

Tabela 5. Análise de regressão linear para relação entre distância do ponto médio das unidades amostrais ao centro do fragmento do ecossistema de referência e a riqueza de espécies de borboletas frugívoras no Parque Estadual Ibicatu, Paraná.

Parâmetro	Estimativa (S)	Erro Padrão	Valor t	Valor p
Intercepto (β_0)	44.573	7.147	6.237	0.00155
Distância (β_1)	-0.019	0.0047	-4.238	0.00819
RGN	0.936	1.754	0.534	0.6164
ER	-16.539	6.007	-2.753	0.04015
R ² ajustado	0.8333			
Erro padrão residual	1.958			

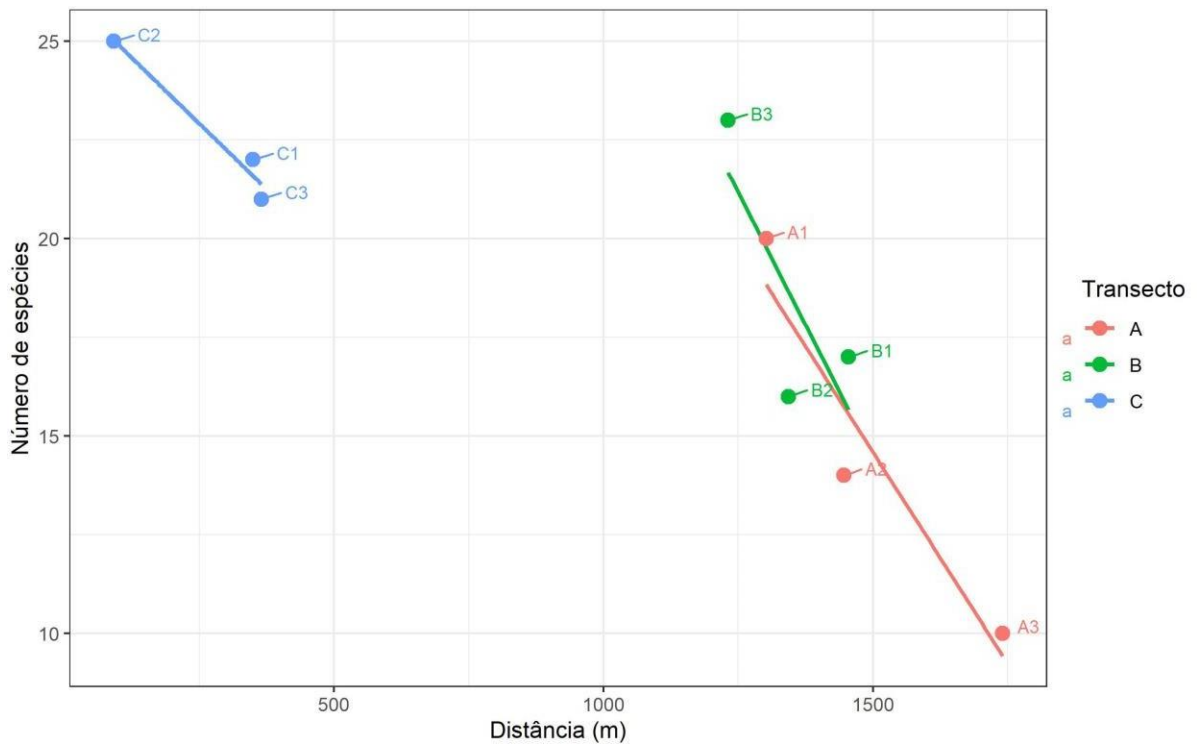


Figura 17. Relação entre a distância do ponto médio das unidades amostrais ao centro do fragmento do ecossistema de referência e a riqueza de espécies de borboletas frugívoras no Parque Estadual Ibicatu, Paraná. O gráfico mostra a análise de regressão linear ajustada (R^2 ajustado= 0.833; $p= 0.006$), evidenciando um efeito negativo significativo da distância sobre a riqueza.

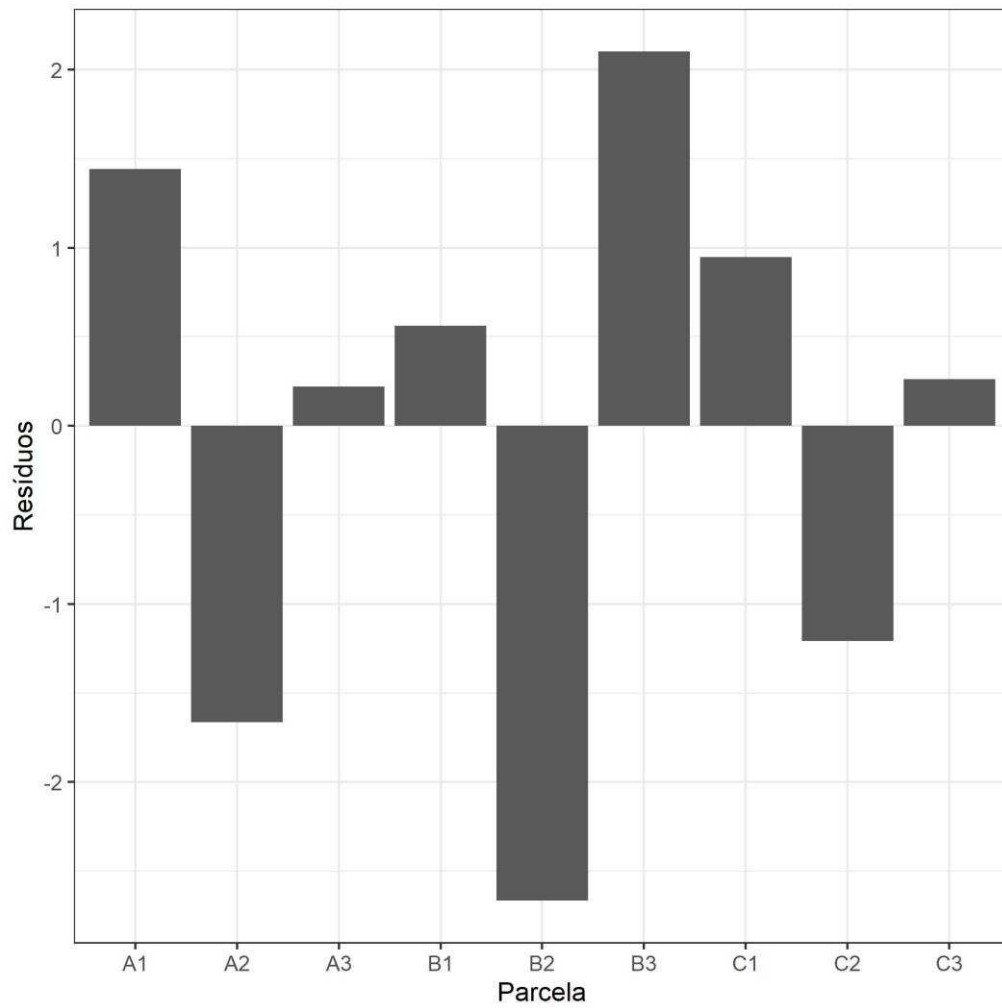


Figura 18. Resíduos do modelo de regressão linear ajustado para a riqueza de espécies (S) em função da distância do ponto médio das unidades amostrais ao centro do fragmento do ecossistema de referência no Parque Estadual Ibicatu, Paraná.

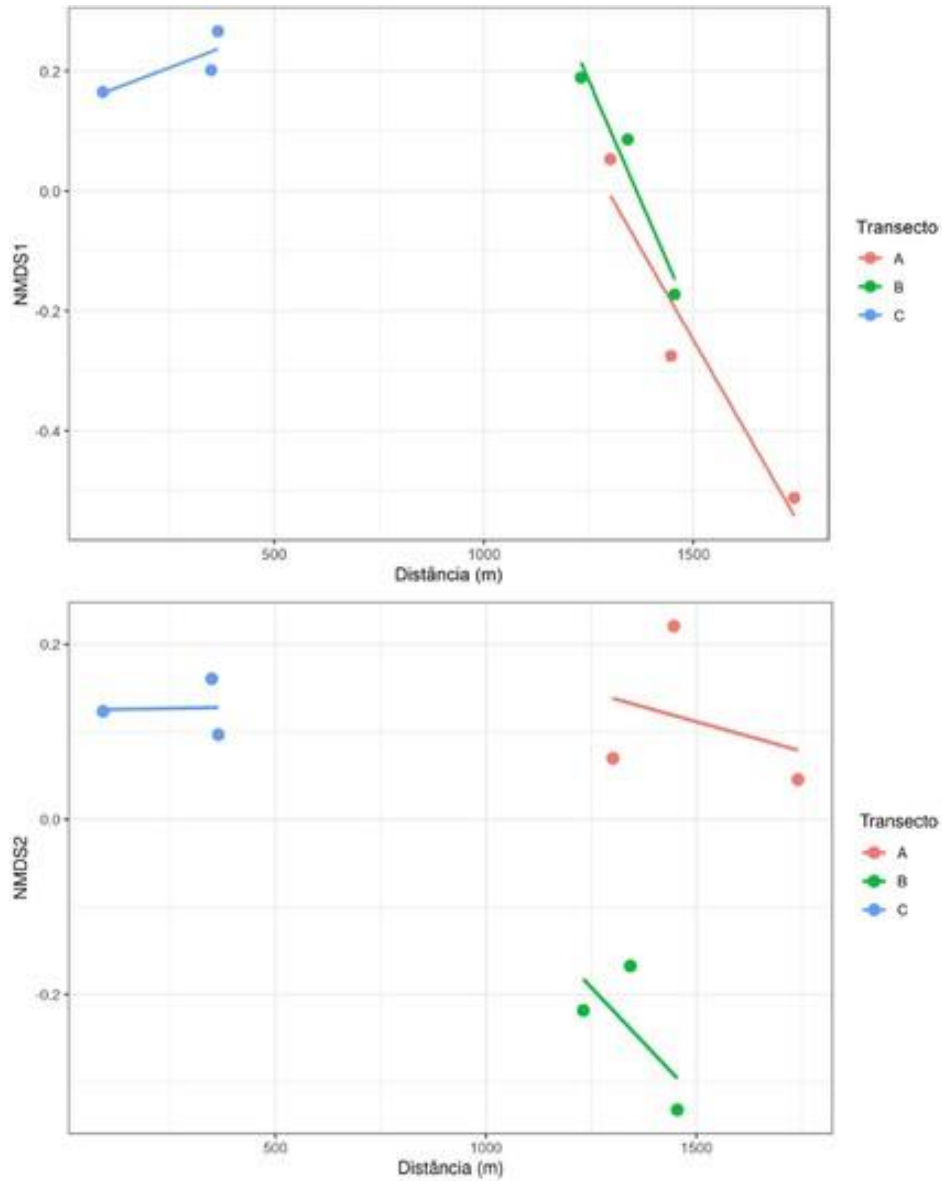


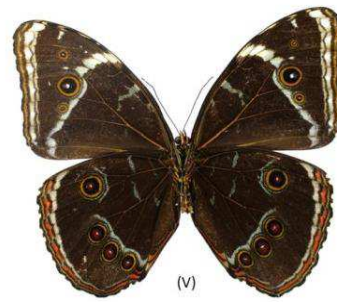
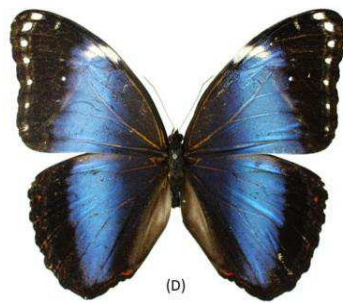
Figura 19. Relação entre a distância do ponto médio das unidades amostrais ao centro do fragmento do ecossistema de referência e a composição de espécies de borboletas frugívoras no Parque Estadual Ibicatu, Paraná. Os gráficos mostram a análise de regressão linear ajustada para os eixos NMDS1 ($p= 0.056$) e NMDS2 ($p= 0.463$). Os resultados mostram que os modelos não possuem significância estatística.

Tabela 6. Espécies de borboletas indicadoras de categorias de vegetação do Parque de Estadual Ibicatu, Paraná. IndVal (%): valor do indicador. ($N>20$).

Espécie	Área	IndVal (%)
<i>Morpho helenor</i> (Cramer, 1776)	Ecossistema de Referência	86.05

<i>Taygetis laches</i> (Fabricius, 1793)	Regeneração Assistida	74.67
<i>Hamadryas februa februa</i> (Hübner, [1823])	Regeneração Natural	64.65
<i>Hamadryas epinome</i> (C. Felder & R. Felder, 1867)	Regeneração Natural	53.45
<i>Fountainea ryphea phidile</i> (Geyer, 1837)	Regeneração Assistida	40.00
<i>Memphis moruus</i> (Fabricius, 1775)	Regeneração Assistida	38.10

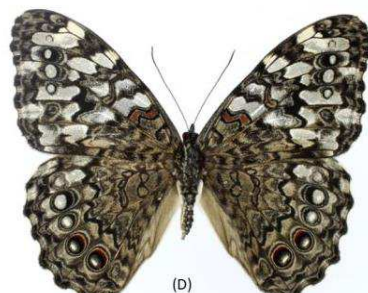
A



B



C



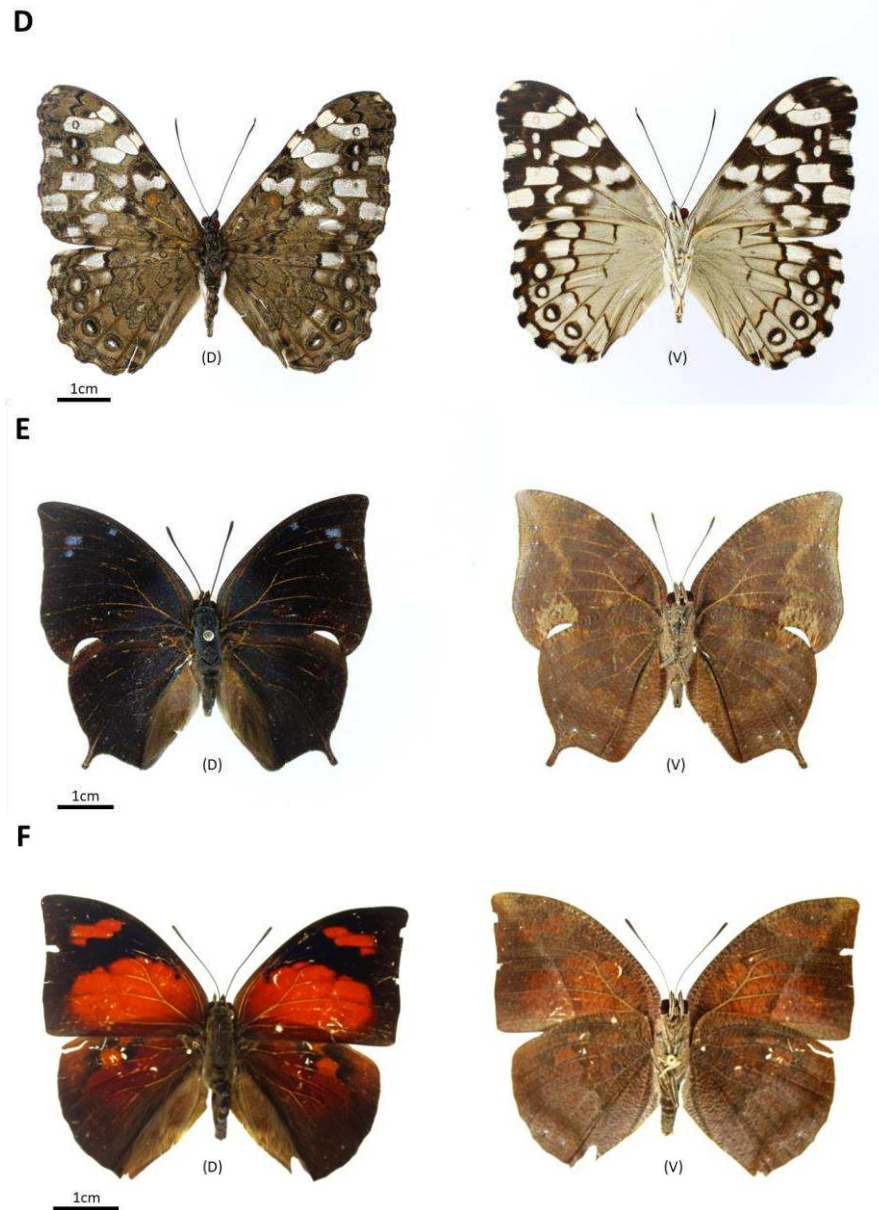


Figura 20. Prancha de identificação com vista dorsal (D) e ventral (V) das espécies de borboletas frugívoras obtidas na análise IdVal para espécies indicadoras no Parque Estadual Ibicatu, Paraná. (A) *M. helenor*, (B) *T. laches*, (C) *H. februa februa*, (D) *H. epinome*, (E) *M. moruus*, (F) *F. ryphea phidile*.

DISCUSSÃO

No total, cerca de dois terços da comunidade de borboletas estimada do Parque Estadual de Ibicatu foi registrada neste estudo, sendo 1.163 indivíduos de 43 espécies. Este valor é consideravelmente maior que o encontrado anteriormente na literatura, tal resultado pode ser explicado pelo fato de que este é o primeiro estudo a realizar o monitoramento da fauna de lepidoptera nas áreas de regeneração (áreas RGA e RGN) do parque. No estudo publicado por Moreira & Julio (2020), foram feitas coletas somente no fragmento do interior do Parque Estadual de Ibicatu (ER), com o uso de armadilhas VSR (coleta passiva) e rede entomológica (coleta ativa) sendo amostrado tanto indivíduos do grupo de borboletas frugívoras quanto indivíduos do grupo de borboletas nectarívoras. Os autores coletaram um total de 355 indivíduos de quinze espécies (Anexo 1). Das espécies coletadas pelos autores, onze fazem parte das subfamílias de borboletas frugívoras, e outras quatro pertencem aos outros grupos. Apenas três espécies de borboletas coletadas pelos autores também foram amostradas no presente estudo, sendo elas *Aeria olena olena* (Weimer, 1875), *Biblis hyperia nectanabis* (Fruhstorfer, 1909) e *Colobura dirce* (Linnaeus, 1758), sendo possível concluir que a riqueza de espécies em ambos os estudos seria maior se o esforço amostral e a área de estudo fossem aumentados.

Das 43 espécies coletadas, 7 são consideradas “espécies acidentais”, ou seja, não são consideradas espécies de borboletas frugívoras e não fazem parte das 4 subfamílias de Nymphalidae (Satyrinae, Biblidinae, Charaxinae e Nymphalinae) consideradas frugívoras. Das “espécies acidentais” coletadas 4 fazem parte da família Hesperidae, 1 da família Riodinidae, 1 da subfamília Apaturinae (Nymphalidae) e 1 da subfamília Danainae (Nymphalidae). O nome “acidentais” é dado por serem espécies que comumente se alimentam de néctar e excremento de pássaros, porém existem estudos que mostram que é comum ocorrer a visita destes grupos a armadilhas frugívoras (Uehara-Prado et al., 2007; Uehara-

Prado & Freitas, 2009), tais visitas podem ocorrer com a intenção de alimentação ou de outras variáveis incontrolláveis. As borboletas “acidentais” foram incluídas apenas na lista de espécies do presente trabalho (Tabela 1), sendo excluídas das análises estatísticas para evitar resultados inconsistentes.

A riqueza e a abundância de espécies de borboletas frugívoras variaram entre as diferentes áreas estudadas, refletindo as particularidades de cada tipo de ambiente. Os dados de riqueza mostram uma diversidade de espécies maior na área do ecossistema de referência, resultado que contraria a hipótese de que as áreas de regeneração iriam apresentar uma maior riqueza de espécies considerando que esses ambientes iriam incluir tanto espécies generalistas quanto espécies especialistas, como já visto em estudos anteriores como DeVries et al. (1999) onde as bordas antrópicas apresentaram maior riqueza e abundância de espécies, mostrando que essas perturbações possuem um efeito positivo na abundância e riqueza de espécies, e Lourenço et al. (2019) que indicou que tanto a riqueza quanto a diversidade de espécies de borboletas frugívoras eram maiores nos habitats de transição (ecótonos e bordas) em relação ao interior de mata. Em contraste, resultados semelhantes com os encontrados no presente estudo também mostram uma maior riqueza e abundância de espécies em áreas de interior de matas preservadas. As curvas de rarefação de Shuey e colaboradores (2017) indicaram índices de riqueza mais altos na floresta remanescente, seguido por locais de regeneração e restauração, e por último locais de pastagem ($p=0,04$), em contrapartida contagens reais de espécies e a riqueza conforme indicado pelo alfa de Fisher indicam uma reordenação potencial, onde a maior riqueza seria encontrada nas áreas de regeneração e restauração, seguido da área de floresta remanescente, e pastagem, porém tais resultados não se mostraram significativos ($p=0,62$). Nos estudos publicados por Uehara-Prado e colaboradores (2007) e Uehara-Prado e Freitas (2009) a riqueza de espécies de borboletas não diferiu entre as áreas, tal resultado também foi encontrado por Nickele e colaboradores (2023)

em um trabalho com formigas na Mata Atlântica.

Apesar dos testes estatísticos do presente estudo indicarem que existe uma diferença significativa na riqueza e abundância entre as unidades amostrais e entre as diferentes áreas estudadas, os valores de riqueza observados entre as áreas são similares (ER = 29; RGN = 28; RGA = 25) e as curvas de rarefação indicam que mais espécies poderiam ter sido amostradas nas áreas RGA e RGN em relação ao ER, resultado que poderia indicar que, se o esforço amostral tivesse sido maior, seria possível que os resultados de riqueza não diferissem entre as áreas estudadas, ou então fossem maiores nas áreas de regeneração em relação ao ecossistema de referência.

A unidade amostral que obteve o menor índice de riqueza e abundância foi a A3, situada na área de regeneração assistida. Esta UA apresentou uma vegetação predominante de espécies herbáceas, assim como a unidade A2 que também obteve um número baixo de riqueza. Tal resultado corrobora com o publicado por Furlanetti (2010) onde a riqueza possui correlação negativa com vegetação herbácea. As espécies que obtiveram uma maior abundância nessas áreas fazem parte da subfamília Satyrinae, este resultado já foi visto anteriormente na literatura onde a abundância de espécies de habitats abertos tende a aumentar em habitats perturbados ou fragmentados, incluindo várias espécies de Satyrinae menores (Uehara-Prado et al., 2007; Ribeiro & Freitas, 2012; Sant'anna et al., 2014; Filgueiras et al., 2016). As UA's B1 e B2 estavam presentes na área de regeneração natural, a qual era uma antiga área de pasto que foi abandonada a aproximadamente duas décadas. Tais unidades também apresentaram um baixo número de espécies coletadas, corroborando com os resultados encontrados por Shuey e colaboradores (2017) onde a riqueza de espécies era menor nas áreas de pastagem. As UA's que apresentaram maior riqueza estão presentes no ER (ecossistema de referência) e na borda dos fragmentos de regeneração (A1 e B3). A maior riqueza nas unidades amostrais dos fragmentos de regeneração pode estar relacionada ao fator

de conectividade que a vegetação secundária no interior do parque exerce entre o ecossistema de referência e as bordas dos fragmentos.

A análise de agrupamento, os índices de diversidade e o NMDS indicaram uma maior similaridade na composição de espécies entre as áreas RGN e ER, enquanto a RGA apresentou características mais distintas. Este resultado pode ser mais atribuído às diferenças da idade da restauração ecológica do que em relação ao método, considerando que, apesar da RGA ser um fragmento de regeneração assistida, a manutenção do fragmento foi feita por apenas dois anos após o plantio das mudas, tal resultado corrobora com os publicados por Sant'anna e colaboradores (2014) onde ocorre uma substituição de espécies a medida que a restauração avança, tornando a composição cada vez mais semelhante a do ecossistema de referência. As análises também apontaram semelhanças entre as unidades amostrais, é possível observar uma maior semelhança da unidade A1 com as unidades do ER do que com as próprias unidades presentes na RGA, e o mesmo acontece com as unidades da RGN que estão mais perto do fragmento do ecossistema de referência. Tais resultados confirmariam a hipótese de que o ecossistema de referência iria possuir uma influência direta sobre as áreas de recuperação ecológica, sendo que os pontos em áreas reflorestadas mais próximos do ecossistema de referência teriam uma maior similaridade em composição e riqueza em relação às áreas de reflorestamento mais afastadas (Moreira & Julio, 2020).

Porém as análises de regressão linear, mostraram resultados significativos apenas para a relação entre a distância do centro do ecossistema de referência e a riqueza de espécies, enquanto a relação entre a distância e a composição de espécies não se mostrou significativa. Em relação à riqueza os resultados apresentados pelo GLM foram consideravelmente mais altos que o esperado, apresentando uma taxa de diminuição de -0.019 espécies por metro em relação ao centro do ecossistema de referência, enquanto os resultados

do eixo NMDS1 para composição de espécies foram estatisticamente não significativos pois p apresentou um valor levemente maior ($p= 0,056$) que o valor de significância ($p= 0,05$). Tais resultados podem ter sido influenciados por um baixo N amostral, devido a um espaço amostral limitado, considerando que a maioria dos remanescentes de Mata Atlântica no norte do Paraná são encontrados em fragmento muito pequenos (< 900 ha) (Torezan, 2021), e a presença de mais unidades amostrais dentro do espaço poderia implicar em um efeito de falsas réplicas amostrais, e também por outras variáveis, como a categoria de vegetação, que não foram testadas na análise GLM mas se mostraram significativas em outras análises.

De acordo com Mota et al. (2023) Diferentes níveis de luz, temperatura, umidade e disponibilidade de plantas hospedeiras entre os tipos de vegetação podem ser fatores cruciais que influenciam as assembleias de borboletas. A presença de uma variedade de tipos de vegetações na região pode promover a coexistência de espécies, é possível observar que apesar das diferenças na riqueza de espécies entre os ambientes, muitas dessas espécies foram amostradas em mais de uma das áreas ou em todas elas, porém, apesar de possuírem uma distribuição homogênea, como é o caso de *P. poltys*, *T. laches*, *H. februa februa*, *H. epinome*, *F. ryphea phidile* e algumas outras espécies, é possível observar diferenças claras na abundância de cada espécie entre as áreas, mostrando que existe um efeito claro de dominância e preferência das espécies por certos tipos de habitat, tal resultado também é observado nos estudos de Ribeiro et al. (2012) e Sant'anna et al. (2014), que demonstram que as espécies de borboletas são associadas a diferentes tipos de vegetação circundante, e que essa relação pode indicar uma substituição de espécies em paisagens fragmentadas à medida que a estrutura da vegetação se altera. Tais resultados comprovam a hipótese de que existe uma diferença de composição de espécies entre fragmentos de restauração mais novos, fragmentos de restauração mais antigos e matas preservadas, revelando que há uma substituição de espécies generalistas para espécies especialistas à

medida que a restauração avança (Sant'anna et al., 2014).

A análise de espécies indicadoras (IndVal) identificou *T. laches* como um indicador importante na RGA, sugerindo que espécies tolerantes a perturbações têm maior representatividade em áreas de regeneração, resultado também observado nos estudos de Sant'Anna et al. (2014). Segundo Brown & Freitas (2000) e Ribeiro et al. (2012) esta espécie é considerada típica de bordas de florestas e habitats secundários, e está fortemente associada a ambientes cercados por pastagem e agricultura, fator que pode ser explicado pela fase imatura desse gênero, que utiliza de gramíneas (plantas comuns em áreas perturbadas) como planta hospedeira (Shahabuddin & Terborgh, 1999). Assim como descrito por Uehara-Prado (2003) as subfamílias Biblidinae e Charaxinae também se mostraram favorecidas por efeitos de fragmentação no presente estudo, sendo que as espécies *H. februa februa*, *H. epinome*, *F. ryphea phidile* e *M. moruus* foram identificadas como indicadoras de ambientes em estágios de regeneração. No ambiente do ecossistema de referência *M. helenor* foi a espécie identificada como indicadora que obteve o maior número de IndVal (86,05%), sugerindo que está é uma espécie fortemente relacionada a ambientes de Floresta Estacional Semidecidual preservados. Esse resultado corroborou o padrão descrito por Uehara- Prado et al. (2007) que mostrou que grandes espécies de Satyrinae preferem habitats sombreados e com o estudo de Mota et al. (2023) que também identificou *Morpho* sp. como indicadoras de floresta estacional.

A análise de espécies indicadoras (IndVal) identificou espécies de borboletas frugívoras com potenciais para indicação de ambientes preservados e perturbados. Estudos com indicadores podem variar conforme a escala utilizada pelo autor, o bioma estudado, entre outras variáveis, portanto deve-se tomar cuidado antes de cada espécie obtida como resultado da análise ser afirmada como uma indicadora ecológica, sendo necessário uma grande base de estudos a respeito deste tópico para uma boa compreensão científica e

aplicação destes dados (Uehara-Prado, 2003).

CONCLUSÃO

A estatística apresentada no trabalho indica resultados sólidos e satisfatórios, com um desenho amostral bem delimitado apesar das limitações encontradas relacionadas ao tamanho dos fragmentos e conseqüentemente poucas unidades amostrais. Devido à falta de ambientes semelhantes com variáveis relacionadas à restauração isoladas (método X tempo) próximo ao local de estudo, os resultados deste trabalho não devem ser aplicados as variáveis tempo e método de restauração ecológica (regeneração natural X regeneração assistida) de forma isoladas, fazendo-se necessários novos estudos que considerem estas variáveis separadamente em diferentes ambientes, obtendo resultados mais precisos de acordo com as características do ambiente.

Os resultados obtidos neste estudo indicam que as mudanças nos ambientes estudados alteram a comunidade de borboletas frugívoras, onde determinadas variáveis como categorias de vegetação, tempo de restauração, conectividade e proximidade com remanescentes preservados favorecem certas espécies, tornando-as dominantes em determinados ambientes.

Medidas simples de diversidade α apresentadas de forma isoladas não são suficientes para explicar as alterações no ambiente e o “sucesso” das áreas de restauração. De acordo com os resultados do presente estudo, e outros presentes na literatura, é possível observar uma convergência em relação à riqueza e abundância de espécies em diferentes categorias de vegetação, idades e tamanhos de fragmentos, sugerindo que medidas de α -diversidade podem fornecer resultados inconsistentes e frequentemente contraditórios e não refletem a taxa de restauração ecológica dentro de um sistema. Assim como em outros estudos já publicados (Freitas, 2005; Shuey et al., 2017) é indicado a utilização de medidas de diversidade β para uma melhor interpretação das dinâmicas populacionais de borboletas e outros insetos na avaliação de áreas de restauração ecológica, especialmente em paisagens

com alta conectividade de ambientes.

Processos de restauração ecológica desempenham papel fundamental na recuperação de ambientes degradados, os resultados aqui apresentados indicam que a proximidade de fragmentos em estágios de restauração com áreas de remanescentes florestais tem um impacto positivo significativo na diversidade de espécies de borboletas frugívoras, o que reforça a importância de uma paisagem heterogênea e conectada para a conservação da fauna, onde as áreas de restauração atuam como áreas de transição e são importantes para espécies generalistas ou de habitat aberto (Furlanetti, 2010), enquanto áreas de remanescentes preservados são essenciais para táxons sensíveis à perturbações e ameaças (Filgueiras et al., 2016; Melo et al., 2019).

O presente estudo se propôs a investigar as diferenças na comunidade de borboletas frugívoras em ambientes de restauração ecológica e um remanescente florestal de Mata Atlântica, apresentando resultados importantes sobre a dinâmica populacional das borboletas em diferentes ambientes e métodos estatísticos eficazes para a análise desse grupo. Tais resultados corroboram com diversos outros trabalhos encontrados na literatura e reforçam a importância das ações de restauração ecológica na biodiversidade de espécies e a ideia da criação de estratégias de conservação que integrem áreas fragmentadas e em processo de regeneração às áreas de remanescentes florestais preservados.

REFERÊNCIAS

- BELLAVER, J.; ISERHARD, C. A.; PFEIFER, S.; FREITAS, A. V. L.; MELO, D. H. A. The use of fruit-feeding butterflies to evaluate edge effect. **Journal of Insect Conservation**, v. 26, p. 965-976, 2022.
- BROWN, K. S. & FREITAS, A. V. L. Atlantic Forest Butterflies: Indicators for Landscape Conservation. **Biotropica**, v.32, p. 934-956, jun. 2000.
- CAMARGO, A. J. A. de, OLIVEIRA, C. M. de FRIZZAS, M. R., SONODA, K. C. & CORRÊA, D. do C. V. **Coleções entomológicas: legislação brasileira, coleta, curadoria e taxonomias para as principais ordens**. 1. ed. Brasília: Embrapa, 2015.
- CAPINERA, J. L.; **Insects and Wildlife: Arthropods and Their Relationships with Wild Vertebrate Animals**. 1. ed. New Jersey: Wiley-Blackwell, 2010.
- CARNEIRO, E.; MARCONATO, G.; SPECHT, A.; DUARTE, M.; CASAGRANDE, M. M.; Lepidoptera Linnaeus, 1758. *In*: RAFAEL, J. A.; MELO, G. A. R.; CARVALHO, C. J. B.; CASARI, S. A.; CONSTANTINO, R. **Insetos do Brasil: Diversidade e Taxonomia**. 2. ed. Manaus: Editora INPA, 2024. cap. 33, p. 710-766.
- CERQUEIRA, R.; BRANT, A.; NASCIMENTO, M. T.; PARDINI, R. Fragmentação: alguns conceitos. *In*: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. **Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília: MMA, 2003. cap. 1, p 23-40.
- CHAO, A.; GOTELLI, N. J.; HSIEH, T. C.; SANDER, E. L.; MA, K. H.; COLWELL, R. K.; ELLISON, A. M. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. **Ecological Monographs**, v.84, p. 45–67, 2014.
- CI-BRASIL (Conservation International do Brasil), Fundação SOS Mata Atlântica, Fundação Biodiversitas. **Avaliação e Ações Prioritárias para Conservação da Biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos**. Brasília: MMA/SBF. 2000.
- DALE; V. H. & BEYELER; S. C. Challenges in the Development and Use of Ecological Indicators. **Ecological Indicators**, v.1, p. 3-10, 2001.
- DEVRIES, P. J. The butterflies of Costa Rica and their natural history. **The Journal of Research on the Lepidoptera**, v.1, p. 290-333, 1987.
- DEVRIES, P.J.; WALLA, T.R.; GREENEY, H.F. Diversidade de espécies em dimensões espaciais e temporais de borboletas frutíferas de duas florestas tropicais equatorianas. **Biological Journal of the Linnean Society**, v.68, p. 333-353, 1999.
- DEVRIES, P. J.; WALLA, T. R. Species diversity and community structure in neotropical fruit-feeding butterflies. **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 74, p. 1-15, 2001.
- DOS ANJOS, L. & TOREZAN, J. M. D. Monitoramento e Indicadores Ecológicos. *In*: TOREZAN, J. M. D. **Amostragem e Monitoramento de Fauna e Flora na Floresta Estacional**. 1. ed. Londrina: Eduel, 2020. cap. 2, p. 13-24.

FILGUEIRAS, B. K. C.; MELO, D. H. A.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; FREITAS, A. V. L. Fruit-feeding butterflies in edge-dominated habitats: community structure, species persistence and cascade effect. **Journal of Insect Conservation**, v. 20, p. 539 – 548, 2016.

FREITAS, A. V. L.; FRANCINI, R. B.; BROWN, K. S. Insetos como indicadores ambientais. *In*: CULLEN, L. Jr.; RUDRAN, R. & VALLADARES-PÁDUA, C. **Métodos de Estudo em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre**. Curitiba: Fundação Boticário e Editora da UFPR, 2003. Curitiba. p. 125-151.

FREITAS, A. V. L.; LEAL, I. R.; UEHARA-PRADO, M.; IANNUZZI, L. Insetos como indicadores de conservação da paisagem. *In*: ROCHA, C. F. D.; BERGALLO, G. H.; ALVES, M. A. S.; SLUYS, M. V. **Biologia da conservação: essências**. São Carlos: Editora RiMa, 2005. p. 357-385.

FURLANETTI, P. R. R. **A comunidade de borboletas frugívoras de áreas em processo de restauração, fragmentos de floresta estacional semidecidual e pastagens**. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2010.

GALINDO-LEAL, C.; CAMARA, I. G. Atlantic Forest Hotspot Status: A Synthesis. *In*: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. **The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook**. Washington: Island Press, 2003. cap. 1, p. 1-8.

GANN, G. D.; McDONALD, T.; WALDER, B.; ARONSON, J.; NELSON, C. R.; JONSON, J.; HALLETT, J. G.; EISENBERG, C.; GUARIGUATA, M. R.; LIU, J.; HUA, F.; ECHEVERRIA, C.; GONZALES, E. K.; SHAW, N.; DECLEER, K.; DIXON, K. W. **International principles and standards for the practice of ecological restoration**. 2. ed. Washington: Society for Ecological Restoration, 2019.

GARCIA-SALIK, L. M., CARNEIRO, E., DOLIBAINA, D. R., DIAS, F. M. S., LEITE, L. A. R., CASAGRANDE, M. M. & MIELKE, O. H. H. Borboletas da Estação Ecológica do Caiuá, Diamante do Norte, Paraná, Brasil (Lepidoptera: Hesperioidea & Papilionoidea). **SHILAP Revista de lepidopterología**, v.42, p. 265-280, 2014.

GOOGLE. **Google Earth Pro**. Mountain View: Google, [s.d.]. Disponível em: <https://earth.google.com/>. Acesso em: 5 ago. 2024.q

GRIMBACHER, P. S.; CATTERALL, C. P. How much do site age, habitat structure and spatial isolation influence the restoration of rainforest beetle species assemblages? **Biological Conservation**, v.135, p. 107–118, 2007.

HENTZ, A. M. K.; CORTE, A. P. D.; DOUBRAWA, B.; SANQUETTA, C. R. Avaliação da fragmentação dos remanescentes florestais da bacia hidrográfica do Rio Iguaçu – PR, Brasil. **Enciclopédia Biosfera**. v. 11, p. 2842-2858, 2015.

HSIEH, T.C.; MA, K.H. & CHAO, A. iNEXT: An R package for interpolation and extrapolation of species diversity (Hill numbers). **Methods in Ecology and Evolution**, v.7, p. 1451-1456, 2016.

INSTITUTO ÁGUA E TERRA. **Unidades fitogeográficas do Paraná**: subsídios para os procedimentos de realocação de reserva legal. Anexo I do POP-CAR 07/2023. Disponível em: https://www.iat.pr.gov.br/sites/agua-terra/arquivos_restritos/files/documento/2023-03/anexoi_popcarmsmascaractecounidadesfitogeograficaspr.pdf. Acesso em 20 jan. 2025.

INSTITUTO ÁGUA E TERRA. **Parque Estadual de Ibicatu (PEI)**. Curitiba: Instituto Água e Terra, [2024]. Disponível em: <https://www.iat.pr.gov.br/Pagina/Parque-Estadual-de-Ibicatu-PEI>. Acesso em: 25 nov. 2024.

ISERHARD, C. A.; UEHARA-PRADO, M.; MARINI-FILHO, O. J.; DUARTE, M.; FREITAS, A. V. L. Fauna da Mata Atlântica: Lepidoptera – Borboletas. *In*: MONTEIRO-FILHO, E. L. A.; CONTE, C. E. **Revisões em Zoologia**: Mata Atlântica. 1. ed. Curitiba: Ed. UFPR, 2017. cap. 3, p. 57-102.

KLIMAITIS, J. F.; BUSTOS, E. O. N.; KLIMAITIS, C. L.; GÜLLER, R. M. **Butterflies of Argentina**: Identification Guide/ Mariposas de Argentina: Guía de Identificación. Buenos Aires: Vázquez Mazzini Editores, 2018.

LOURENÇO, G. M. Equal but diferente: Natural ecotones are dissimilar to anthropic edges. **Plos One**, v.3, p. 14-32, 2019.

MAPBIOMAS. **MapBiomas Brasil**. São Paulo: MapBiomas, [s.d.]. Disponível em: <https://brasil.mapbiomas.org/>. Acesso em: 5 ago. 2024.

MCGEOCH, M. A. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. **Biological Reviews**, v.73, p. 181-201, 1998.

MELO, D. H. A.; FILGUEIRAS, B. K. C.; ISERHARD, C. A.; IANNUZZI, L.; FREITAS, A. V. L.; LEAL, I. R. Effect of habitat loss and fragmentation on fruit-feeding butterflies in the Brazilian Atlantic Forest. **Canadian Journal of Zoology**, v. 97, p. 588–596, 2019.

MIELKE, O. HH; CASAGRANDE, M. M. Papilionoidea e Hesperioidea (Lepidoptera) do Parque Estadual do Morro do Diabo, Teodoro Sampaio, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v.14, p. 967-1001, 1997.

MYERS, N., MITTERMEIER, R. A., MITTERMEIER, C. G., FONSECA, G. A. B., KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v.403, p. 853-858, 2000.

MOREIRA, L. R.; JULIO, C. E. A. Borboletas Frugívoras. *In*: TOREZAN, J. M. D. **Amostragem e Monitoramento de Fauna e Flora na Floresta Estacional**. 1. ed. Londrina: Eduel, 2020. cap. 12, p. 125-139.

MOTA, L. L.; SANTOS, J. P.; WILLMOTT, K. R.; FREITAS, A. V. L. 2023. Butterfly Assemblages Differ among Vegetation Types in Southern Amazonia. **Diversity**. 15: 624-641.

NIEMI, G. J. & MCDONALD, M. E. Application of Ecological Indicators. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v.35, p. 89-111, 2004.

NICKELE, M. A. 2023. Assessing forest restoration effectiveness in the Seasonal Semideciduous Forest in the Upper Paraná Atlantic Forest ecoregion using epigaeic ant

assemblages. **Journal of Tropic Ecology**. 39: 1-18.

OKSANEN, F.J. et al. 2017. **Vegan: Community Ecology Package. R package Version 2.4-3**. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>. Acesso em: 18 nov. 2024.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FONTES, M. A. L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the influence of climate. **Biotropica**, v.32, p. 793-810, 2000.

PARANÁ (Governo do Estado). Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. **Plano de Manejo do Parque Estadual de Ibicatu – PR**. Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná, 2015. 296 p.

QGIS GEOGRAFIC INFORMATION SYSTEM. Versão 3.34.1. **QGIS Development Team**, 2021. Disponível em: <https://qgis.org>. Acesso em: 22 ago. 2024.

RAFAEL, J. A.; MELO, G. A. R.; CARVALHO, C. J. B.; CASARI, S. A.; CONSTANTINO, R. **Insetos do Brasil: Diversidade e Taxonomia**. 2. ed. Manaus: Editora INPA, 2024.

RIBEIRO, D. B.; BATISTA, R.; PRADO, P. I.; BROWN, K. S.; FREITAS, A. V. L. The importance of small scales to the fruit-feeding butterfly assemblages in a fragmented landscape. **Biodiversity Conservation**, v.21, p. 811–827, 2012.

RIBEIRO, D. B.; FREITAS, A. V. L. The effect of reduced impact logging on fruit feeding butterflies in Central Amazon, Brazil. **Journal of Insect Conservation**, v.12, p. 9458, 2012.

RODERJAN, C. V.; GALVÃO, F.; KUNIYOSHI, Y. S.; HATSCHBACH, G. G. As unidades fitogeográficas do Estado do Paraná. **Ciência e Ambiente**, v.24, p. 75-92, 2002.

SANT'ANNA, C. L. B.; RIBEIRO, D. B.; GARCIA, L. C.; FREITAS, A. V. L. Fruit-feeding Butterfly Communities are Influenced by Restoration Age in Tropical Forests. **Restoration Ecology**, v.22, p. 1-7, 2014.

SAFIÁN, S.; CSONTOS, G.; WINKLER, D. Butterfly community recovery in ' degraded rainforest habitats in the upper Guinean Forest Zone (Kakum Forest, Ghana). **Journal of Insect Conservation**, v.15, p. 351–359, 2011.

SCARIOT, A.; FREITAS, S. R.; MARIANO-NETO, E.; NASCIMENTO, M. T. OLIVEIRA, L. C.; SANAIOTTI, T.; SERVILHA, A. C.; VILLELA, D. M. Vegetação e Flora. *In*: BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Biodiversidade e Florestas. **Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a diversidade e recomendações de políticas públicas**. 2. ed. Brasília: MMA/SBF, 2003. p. 103-123.

SHAHABUDDIN, G.; TERBORGH, J. W. Frugivorous butterflies in Venezuelan forest fragments: abundance, diversity and the effects of isolation. **Journal of Tropical Ecology**, v. 15, p. 703-722, 1999.

SHUEY, J.; LABUS, P.; CARNEIRO, E.; DIAS, F. M. S.; LEITE, L. A. R.; MIELKE, O. H. H. Butterfly communities respond to structural changes in forest restorations and regeneration in lowland Atlantic Forest, Paraná, Brazil. **Journal of Insect Conservation**, v. 21, p. 545-

557, 2017.

SILVA, B. P.; JULIO, C. E. A. Besouros Scarabaeidae. *In*: TOREZAN, J. M. D. **Amostragem e Monitoramento de Fauna e Flora na Floresta Estacional**. 1. ed. Londrina: Eduel, 2020. cap. 11, p. 113-122.

SILVA, G. L.; SANTOS, S.; MORAES, F. D. S. Fragmentação da Mata Atlântica de interior: Análise de paisagem do corredor verde sul-americano e florestas do alto paraná. **Boletim Geográfico**, v.32, p. 61-68, 2014.

STANTURF, J. A. Contemporary Forest restoration: A review emphasizing function. **Forest Ecology and Management**, v.331, p. 292-323, 2014.

TERBORGH, J. Maintenance of diversity in tropical forests. **Biotropica**, v.24, p. 283-292, 1992.

TOREZAN, J. M. D. **Sítio PELD MANP – Mata Atlântica do Norte do Paraná**. Londrina: Universidade Estadual de Londrina, 2021. 94 p.

TOREZAN, J. M. D. & MARQUES, F. C. Áreas de Estudo e Pontos de Amostragem. *In*: TOREZAN, J. M. D. **Amostragem e Monitoramento de Fauna e Flora na Floresta Estacional**. 1. ed. Londrina: Eduel, 2020. cap. 9, p. 77-82.

UEHARA-PRADO, M. **Efeitos de fragmentação florestal na guilda de borboletas frugívoras do Planalto Atlântico Paulista**. 2003. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas. Campinas, 2003.

UEHARA-PRADO, M.; BROWN JR, K.S.; FREITAS, A.V.L. Riqueza de espécies, composição e abundância de borboletas frugívoras na Mata Atlântica brasileira: comparação entre uma paisagem fragmentada e contínua. **Global Ecology and Biogeography**, v.16, p. 43–5, 2007.

UEHARA-PRADO, M.; FREITAS, A. V. L. The effect of rainforest fragmentation on species diversity and mimicry ring composition of ithomiine butterflies. **Insect Conservation and Diversity**, v.2, p. 23-28, 2009.

VAN SWAAY, C.; REGAN, E. C.; LING, M.; BOSHINOVSKA, E.; FERNANDEZ, M.; HUERTAS, B.; PHON, C. K.; KÖRÖSI, A.; MARINI-FILHO, O. J.; MEERMAN, J.; PEER, G.; SÁFIÁN, S.; SAM, L.; SHUEY, J.; TARON, D.; TERBLANCHE, R.; UEHARA-PRADO, M.; UNDERHILL, L. G. Guidelines for standardised global butterfly monitoring. **Group on Earth Observations Biodiversity Observation Network**, v.1, p. 1-25, 2015.

ZAÚ, A. S. Fragmentação da Mata Atlântica: Aspéctos teóricos. **Floresta e Ambiente**, v.5, 1998.

ANEXOS

Anexo 1. Fauna de borboletas amostrada num fragmento de Floresta Estacional Semidecidual localizado no Parque Estadual Ibicatu, Paraná

Fonte: Adaptado de Moreira & Julio, 2020

Espécies	Abundância
<i>Adelpha malea goyama</i> (Schaus, 1902)	39
<i>Aeria olena olena</i> (Weimer, 1875)	12
<i>Biblis hyperia nectanabis</i> (Fruhstorfer, 1909)	12
<i>Catonephele numilia penthia</i> (Hewitson, 1852)	39
<i>Colobura dirce</i> (Linnaeus, 1758)	27
<i>Dynamine myrrhina</i> (Doubleday, 1849)	8
<i>Eryphanis reevesii reevesii</i> (Doubleday, 1849)	8
<i>Moneuptychia soter</i> (Butler, 1877)	24
<i>Morpho achilles</i> (Linnaeus, 1758)	21
<i>Pareuptychia summandosa</i> (Gosse, 1980)	24
<i>Pieriballia viardi molione</i> (Fruhstorfer, 1908)	21
<i>Posttaygetis penelea</i> (Cramer, 1777)	54
<i>Pseudoscada erruca</i> (Hewitson, 1865)	15
<i>Taygetis kerea</i> (Butler, 1869)	30
<i>Taygetis laches marginata</i> (Staudinger, 1887)	21
Total	355