



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA

MAILSON GABRIEL DA FONSECA

**METACOMUNIDADE DE BESOUROS (COLEOPTERA) EM
REMANESCENTES FLORESTAIS E ÁREAS RESTAURADAS
DE MATA ATLÂNTICA EM UMA PAISAGEM
FRAGMENTADA**

Londrina
2025

MAILSON GABRIEL DA FONSECA

**METACOMUNIDADE DE BESOUROS (COLEOPTERA) EM
REMANESCENTES FLORESTAIS E ÁREAS RESTAURADAS
DE MATA ATLÂNTICA EM UMA PAISAGEM
FRAGMENTADA**

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

Orientador: Prof. Dr. Carlos Eduardo de Alvarenga Julio.

Londrina
2025

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

Fonseca, Mailson Gabriel da.

Metacomunidade de besouros (Coleoptera) em remanescentes florestais e áreas restauradas de Mata Atlântica em uma paisagem fragmentada / Mailson Gabriel da Fonseca. - Londrina, 2025.
156 f. : il.

Orientador: Carlos Eduardo de Alvarenga Julio.

Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, 2025. Inclui bibliografia.

1. Besouros bioindicadores - Tese. 2. Restauração ecológica - Tese. 3. Mata Atlântica - Tese. 4. Contexto da paisagem - Tese. I. Julio, Carlos Eduardo de Alvarenga. II. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas. III. Título.

MAILSON GABRIEL DA FONSECA

**METACOMUNIDADE DE BESOUROS (COLEOPTERA) EM
REMANESCENTES FLORESTAIS E ÁREAS RESTAURADAS
DE MATA ATLÂNTICA EM UMA PAISAGEM
FRAGMENTADA**

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

BANCA EXAMINADORA

Orientador: Prof. Dr. Carlos Eduardo de
Alvarenga Julio
Universidade Estadual de Londrina - UEL

Prof. Dr. Fernando Maia Silva Dias
Universidade Estadual de Londrina - UEL

Prof. Dr. Jose Eduardo Lahoz da Silva
Ribeiro
Universidade Estadual de Londrina - UEL

Prof. Dr. Matheus Pires Rincão
Universidade Estadual de Londrina - UEL

Prof. Dr. Fernando Teruhiko Hata
Universidade Estadual de Maringá - UEM

Londrina, 13 de fevereiro de 2025.

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer aos administradores e funcionários da fazenda Alvorada, por permitir que eu realizasse o trabalho na propriedade e por toda assistência prestada.

Agradeço ao Prof. Dr. José Marcelo e a Dra. Alba Lúcia por estabelecer meu contato com os administradores e esclarecer dúvidas sobre a área de estudo, muito obrigado.

Agradeço ao pessoal do laboratório de Lepidoptera PANÁ. Ao Prof. Dr. Fernando Maia por permitir que eu acompanhasse alguns de seus campos. Também agradeço ao amigo Lucas Masteline por me auxiliar em campo, sua ajuda foi muito importante no início do trabalho, sempre disposto a ajudar, sou grato.

Sou muito grato a amiga Laura Radi, que chegou no momento que eu mais necessitava de ajuda. Sempre bem humorada e disposta a ajudar, dessa forma sua ajuda foi muito importante para que eu pudesse prosseguir com o trabalho.

Agradeço ao grande amigo Dr. Rafael Barros, que me ensinou muito do que sei sobre os Coleoptera, além de toda colaboração, companhia e diversão em toda nossa jornada universitária.

Agradeço ao meu orientador Prof. Dr. Carlos E. A. Julio, por me aceitar como parte de sua equipe, pela orientação e paciência que sempre teve e por apoiar nossos projetos, sou muito grato.

Sou extremamente grato aos meus pais pelos ensinamentos e incentivo durante toda esta trajetória acadêmica.

Agradeço a todos funcionários da Universidade Estadual de Londrina, em especial aos do Centro de Ciências Biológicas e do Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas por promover a minha formação.

Agradeço aos professores Dr. João Zequi, Dr. Fernando Maia, Dra. Flavia Fernandes, Dr. Fernando Hata, Dr. Matheus Rincão e Dr. Jose Eduardo Lahoz por contribuírem com a correção do trabalho durante a qualificação e defesa.

A todos que de alguma forma contribuíram para este trabalho e minha

formação em geral, serei eternamente grato, muito obrigado.

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.

"Although nature commences with reason and ends in experience, it is necessary for us to do the opposite, that is to commence with experience and from this to proceed to investigate the reason."

Leonardo da Vinci

FONSECA, Mailson Gabriel da. **Metacomunidade de besouros (Coleoptera) em remanescentes florestais e áreas restauradas de Mata Atlântica em uma paisagem fragmentada**. 2025. 156 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2025.

RESUMO GERAL

O monitoramento de ambientes em restauração bem como a análise de quais variáveis contribuem para a colonização de espécies, são fundamentais. Os besouros são um dos grupos mais diversos de animais, portanto, participam de vários processos ecossistêmicos como a polinização e a ciclagem de nutrientes, o que os tornam fundamentais no funcionamento dos ecossistemas, podendo ser utilizados no monitoramento de restaurações ecológicas. Com base nisso, foram desenvolvidos dois capítulos para verificar o potencial dos besouros como bioindicadores da qualidade de restaurações ecológicas e também quais variáveis são importantes para a riqueza dos besouros nas restaurações. Os besouros foram amostrados com armadilha de garrafa pet de cinco litros e foi utilizado como atrativo uma mistura de banana fermentada com caldo de cana. Os resultados do primeiro capítulo indicaram que a riqueza geral de besouros nos pontos da área restaurada é estatisticamente igual a riqueza dos fragmentos florestais remanescentes de referência. Entretanto, a composição de espécies que ocorrem nos pontos da restauração ecológica, difere da composição dos fragmentos florestais remanescentes, portanto, deve ser monitorada em trabalhos futuros. Além disso, houve ausência de espécies com abundância entre 15 e 45 indivíduos nas comunidades da restauração ecológica. Assim, a distribuição de abundância de espécies também podem ser utilizada no monitoramento. Análises individuais das famílias de Coleoptera, indicaram que a riqueza de Curculionidae além da composição em conjunto de Cerambycidae, Elateridae e Curculionidae, podem ser utilizadas para monitorar a trajetória de sucessão da restauração ecológica estudada. No segundo capítulo, foi observado que a riqueza de Coleoptera está correlacionada positivamente com a quantidade de habitat (remanescentes florestais distantes até 500 metros da região restaurada, além da área da própria restauração) além da cobertura do dossel. Por outro lado, a porcentagem de área agrícola, e a distância entre o maior remanescente florestal da paisagem e a restauração, tiveram um efeito negativo sobre a riqueza de besouros. A restauração é importante já que uma grande parcela das espécies que ocorrem nos fragmentos remanescentes, já estão presentes nas restaurações. Os resultados indicam que os besouros podem ser utilizados para o monitoramento da trajetória de sucessão do ambiente restaurado estudado. Também, foi observado que a maior efetividade da restauração ecológica ocorre em regiões restauradas próximas de regiões da paisagem com maior quantidade de habitat florestal remanescente. Além disso, demonstra a importância do aumento no tamanho das áreas restauradas bem como a melhora na sua qualidade estrutural para aumentar sua biodiversidade. Assim, o trabalho obteve informações importantes, que podem ser utilizadas em monitoramentos futuros, além de contribuir para o conhecimento de variáveis a se considerar em restaurações futuras.

Palavras-chave: besouros bioindicadores; Floresta Atlântica, Fragmentação; Restauração ecológica; Contexto da paisagem.

FONSECA, Mailson Gabriel da. **Metacommunity of beetles (Coleoptera) in forest remnants and restored areas of the Atlantic Forest in a fragmented landscape**. 2025. 156 pp. Thesis (Doctorate degree in Biological Sciences) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2025.

GENERAL ABSTRACT

Monitoring environments undergoing restoration, as well as analyzing which variables contribute to species colonization, are essential. Beetles are one of the most diverse groups of animals, and therefore participate in several ecosystem processes such as pollination and nutrient cycling, which make them essential to the functioning of ecosystems and can be used to monitor ecological restorations. Based on this, two chapters were developed to verify the potential of beetles as bioindicators of the quality of ecological restorations and also which variables are important for beetle richness in restorations. The beetles were sampled using a five-liter PET bottle trap and a mixture of fermented banana and sugarcane juice was used as an attractant. The results of the first chapter indicated that the overall richness of beetles in the points of the restored area is statistically equal to the richness of the remaining reference forest fragments. However, the composition of species occurring in the ecological restoration sites differs from that of the remaining forest fragments, and should therefore be monitored in future studies. Furthermore, there was an absence of species with abundances between 15 and 45 individuals in the ecological restoration communities. Thus, the distribution of species abundance can also be used for monitoring. Individual analyses of Coleoptera families indicated that the richness of Curculionidae, in addition to the combined composition of Cerambycidae, Elateridae and Curculionidae, can be used to monitor the succession trajectory of the ecological restoration studied. In the second chapter, it was observed that Coleoptera richness is positively correlated with the amount of habitat (forest remnants up to 500 meters away from the restored region, in addition to the restoration area itself) in addition to the canopy cover. On the other hand, the percentage of agricultural area and the distance between the largest remaining forest in the landscape and the restoration had a negative effect on beetle richness. Restoration is important since a large portion of the species that occur in the remaining fragments are already present in the restorations. The results indicate that beetles can be used to monitor the succession trajectory of the restored environment studied. It was also observed that the greatest effectiveness of ecological restoration occurs in restored regions close to regions of the landscape with the largest amount of remaining forest habitat. In addition, it demonstrates the importance of increasing the size of restored areas as well as improving their structural quality to increase their biodiversity. Thus, the study obtained important information that can be used in future monitoring, in addition to contributing to the knowledge of variables to be considered in future restorations.

Keywords: bioindicator beetles; Atlantic Forest, Fragmentation; Ecological restoration; Landscape context.

LISTA DE FIGURAS

Introdução geral

- Figura 1** – Mapa da área de distribuição original do bioma Mata Atlântica na América do Sul, e o que restava de vegetação florestal do bioma em 2020, além da indicação do tamanho dos fragmentos remanescentes em hectares.21

Capítulo 1

- Figura 1** – Mapa de localização da região estudada no norte do Paraná, sul do Brasil e os locais onde foram estabelecidas as unidades amostrais na paisagem.....54
- Figura 2** – Curva de rarefação de espécies baseada no número de indivíduos acumulados, para as amostras de três fragmentos florestais remanescentes (FF) utilizados como referência, e amostras em três regiões de uma restauração ecológica (RF).59
- Figura 3** – Padrão de agrupamento de três fragmentos florestais remanescentes (FF) e três regiões de uma restauração ecológica de Mata Atlântica (RF), com base na composição de espécies dessas áreas.....60
- Figura 4** – Curvas de abundância das espécies ranqueadas, para os ambientes de restauração ecológica (RF) e fragmentos florestais remanescentes (FF).....61
- Figura 5** – Comparação da riqueza de espécies entre os fragmentos florestais remanescentes (FF) e áreas de restauração ecológica (RF), através de curvas de rarefação de espécies com base no número de indivíduos..... 62
- Figura 6** – Dendrograma para cada uma das sete famílias de Coleoptera bioindicadoras, com base em matrizes de dissimilaridade de Jaccard (presença/ausência). 64
- Figura 7** – Abundância relativa de cada uma das famílias de Coleoptera estudadas, para os fragmentos florestais remanescentes (FF), e as restaurações ecológicas de Mata Atlântica (RF). 65

Figura S1 – A: Restauração ecológica de Mata Atlântica, estabelecida em 2004, onde foram utilizadas 40 espécies nativas e plantadas em espaçamento 2x3 metros. B: Fragmento florestal remanescente de Mata Atlântica, na paisagem onde o estudo foi realizado.....	96
Figura S2 – A: Modelo de armadilha utilizada, feita de garrafa pet de cinco litros, com quatro janelas (4x8cm) e uma plataforma de pouso para os insetos, além de um recipiente para o atrativo com a abertura no nível das janelas. B: Armadilha suspensa no dossel de uma das áreas amostrais.....	97
 Capítulo 2	
Figura 1 – Mapa de localização da paisagem de estudo no Brasil e Paraná, bem como a localização e contexto da paisagem de nove pontos amostrais ao longo de uma restauração ecológica de Mata Atlântica no entorno da represa hidrelétrica Capivara, no município de Alvorada do Sul, no norte do Paraná.....	108
Figura 2 – Relação entre a riqueza de Coleoptera padronizada (q_0) e o primeiro componente de uma análise de componentes principais com variáveis amostradas em buffers de 500 metros de raio, tendo como centro, nove pontos de uma restauração ecológica de Mata Atlântica ripária.....	117
Figura 3 – Gráfico de ordenação dos dois primeiros componentes de uma PCA, composta de seis variáveis amostradas em buffers de 500 metros de raio, a partir de nove pontos de uma restauração ecológica de Mata Atlântica ripária.....	118
Figura S1 – Fotografias em diferentes regiões de uma restauração ecológica, onde foram plantadas 40 espécies nativas da Mata Atlântica, espaçadas em 2x3 metros.....	152
Figura S2 – A: Imagem do modelo de armadilha utilizada para amostrar os besouros em nove pontos de uma restauração de Mata Atlântica.....	153

Figura S3 – Mapa com a disposição espacial dos buffers de 250, 500 e 750 metros de raio a partir de cada ponto amostral da restauração ecológica estudada. Também, a disposição das linhas utilizadas para a criação das métricas de distância dos fragmentos florestais remanescentes..... 154

LISTA DE TABELAS

Capítulo 1

- Tabela S1** – Espécies de sete famílias de Coleoptera bioindicadoras, amostradas em três fragmentos florestais remanescentes (FF) e em três regiões de uma restauração ecológica (RF) de Mata Atlântica ripária 85
- Tabela S2** – Resultados da função radfit. A função aplica nos dados alguns modelos teóricos de distribuição de abundância de espécies, e posteriormente indica o modelo que melhor descreve os dados observados (menor desviância). 90
- Tabela S3** – Correlação da riqueza de espécies entre as famílias de besouros, e entre cada uma das famílias e o total (Coleoptera). A riqueza de espécies foi amostrada em três fragmentos florestais remanescentes e três regiões de uma restauração ecológica de Mata Atlântica..... 91
- Tabela S4** – Resultados da Análise de Variância Permutacional Multivariada (PERMANOVA), para cada uma das famílias, comparando a composição de espécies entre fragmentos florestais remanescentes e áreas restauradas de Mata Atlântica..... 93
- Tabela S5** – Teste de correlação de Mantel, entre as matrizes de dissimilaridade de espécies entre sete famílias de besouros amostradas em áreas restauradas de Mata Atlântica e fragmentos florestais remanescentes. 94
- Tabela S6** – Tamanho e localização das unidades amostrais para os três fragmentos florestais (FF) e três regiões de uma restauração ecológica (RF) de Mata Atlântica, no norte do Paraná 96

Capítulo 2

- Tabela 1** – Resultados do ajuste do modelo que melhor descreve a relação entre a riqueza de besouros e os dois primeiros componentes principais (PC1 e PC2) de uma análise de componentes principais..... 116
- Tabela S1** – Espécies de Coleoptera amostradas entre janeiro e outubro de 2023, em nove pontos de uma restauração ecológica de Mata Atlântica nas margens da represa hidroelétrica Capivara, no sul do Brasil, norte do estado do Paraná..... 140

Tabela S2 – Análise de seleção de modelos lineares generalizados (GLM) a partir do critério de informação de Akaike para amostras pequenas (AICc).....	145
Tabela S3 – Variáveis utilizadas como preditoras da riqueza de Coleoptera, amostradas em nove regiões de uma restauração de Mata Atlântica, e em três escalas da paisagem (250, 500 e 750 metros)	147
Tabela S4 – Tamanho e localização de nove unidades amostrais em uma restauração ecológica de Mata Atlântica, no município de Alvorada do Sul, norte do Paraná.....	149
Tabela S5 – Dados referentes ao número total de indivíduos amostrados (n), a riqueza observada (S.obs), a porcentagem de cobertura amostral para cada unidade amostral (SC), e a riqueza padronizada em 92% de cobertura amostral (S.pad), por meio da rarefação e extrapolação dos dados. Todas as análises utilizaram a riqueza padronizada.....	150
Tabela S6 – Resultados de uma análise de componentes principais, indicando as cargas (loadings) de variáveis amostradas em buffers de 500 metros de raio.....	151

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Area_FF	Porcentagem de área de fragmentos florestais remanescentes
Area_RF	Porcentagem de área de restauração ecológica
Dist_FFP	Distância do fragmento remanescente mais próximo
Dist_FFM	Distância do fragmento remanescente maior na paisagem
FF	Fragmento florestal remanescente
IAT	Instituto Água e Terra
MZUEL	Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Londrina.
PELD-MANP	Pesquisa Ecológica de Longa Duração-Mata Atlântica do Norte do Paraná
PERMANOVA	Análise de Variância Permutacional Multivariada
RF	Restauração ecológica
S	Material suplementar
SNUC	Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza
UEL	Universidade Estadual de Londrina

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL	19
1.1	MATA ATLÂNTICA: BIODIVERSIDADE, HISTÓRICO DE OCUPAÇÃO E RESTAURAÇÃO.....	19
1.2	COLEOPTERA: CARACTERÍSTICAS GERAIS DOS BESOUROS	24
1.3	COLEOPTERA: A IMPORTÂNCIA ECOLÓGICA DOS BESOUROS E O POTENCIAL PARA O BIOMONITORAMENTO DA QUALIDADE DE ECOSISTEMAS.....	25
1.4	ÁREA DE ESTUDO: SITUAÇÃO DA VEGETAÇÃO E CONHECIMENTO DOS COLEOPTERA.....	29
1.5	OBJETIVOS	30
1.6	REFERÊNCIAS	32
2	Capítulo 1. Besouros como bioindicadores da trajetória de sucessão de áreas de restauração ecológica de Mata Atlântica: Uma análise da riqueza, abundância e composição de espécies	44
2.1	RESUMO	45
2.2	INTRODUÇÃO	49
2.3	MATERIAIS E MÉTODOS	52
2.3.1	Area de Estudo.....	52
2.3.2	Amostragem e Identificação dos Besouros	55
2.3.3	Análise dos estatística.....	56
2.4	RESULTADOS	58
2.5	DISCUSSÃO	65
2.6	CONCLUSÃO.....	69
2.7	AGRADECIMENTOS.....	70
2.8	REFERÊNCIAS	71
2.9	MATERIAL SUPLEMENTAR	85
3	Capítulo 2. Efeito conjunto de variáveis da paisagem e locais determinam a riqueza de besouros em áreas de restauração ecológica de Mata Atlântica	98
3.1	RESUMO	99
3.2	INTRODUÇÃO	103

3.3	MATERIAIS E MÉTODOS	107
3.3.1	Area de Estudo.....	107
3.3.2	Amostragem e Identificação dos Besouros	110
3.3.3	Avaliação da paisagem e da vegetação das unidades amostrais	112
3.3.4	Análise dos estatística.....	113
3.4	RESULTADOS	115
3.5	DISCUSSÃO	119
3.6	CONCLUSÃO.....	123
3.7	AGRADECIMENTOS	123
3.8	REFERÊNCIAS	124
3.9	MATERIAL SUPLEMENTAR.....	140
4	CONCLUSÃO GERAL.....	155

1 INTRODUÇÃO GERAL

1.1 MATA ATLÂNTICA: BIODIVERSIDADE, HISTÓRICO DE OCUPAÇÃO E RESTAURAÇÃO

Os ecossistemas florestais naturais estão entre os mais importantes para a conservação, pois abrigam grande parte da biodiversidade terrestre, além de fornecerem serviços ecossistêmicos importantes tais como a regulação climática através da remoção do CO₂ atmosférico, enriquecimento dos solos com a ciclagem de nutrientes, a proteção das bacias hidrográficas e, até mesmo, a possibilidade de atividades de recreação e educação (Felipe-Lucia *et al.*, 2018; Ninan & Inoue, 2013).

Diante do número elevado de espécies a serem conservadas, e da limitação de recursos humanos e financeiros para a conservação, Myers *et al.* (2000) propuseram 25 hotspots de biodiversidade. Os hotspots correspondem a habitats prioritários para conservação, devido ao número elevado de espécies endêmicas e com elevado risco de extinção por perda de habitat. Dentre estes habitats, a Mata Atlântica está entre os cinco hotspots com maior biodiversidade (Myers *et al.*, 2000), o que a torna ainda mais prioritária para conservação.

A região de distribuição da Mata Atlântica corresponde a região do Brasil com maior ocupação populacional do país, e esta ocupação trouxe uma série de eventos de destruição do bioma ao longo dos séculos. As principais atividades humanas que impactaram o bioma foram a extração e comercialização do pau-Brasil (*Paubrasilia echinata* Gagnon, Lima & Lewis) pelos Portugueses (Esser *et al.*, 2019), seguido do aumento expressivo do

desmatamento, nos séculos seguintes, para implantar grandes latifúndios de cana de açúcar e café (Ruíz *et al.*, 2019). Por fim, o crescimento da pecuária contribuiu para mais áreas desmatadas, além da introdução de várias espécies invasoras de capim (Cabral, 2014; Martins & Haridasan, 2004).

Todos esses eventos levaram a uma elevada destruição do bioma. Vancine *et al.* (2024), observaram que resta, atualmente, cerca de 23% da área original de vegetação florestal de Mata Atlântica, e a maioria dos fragmentos de vegetação que existem, correspondem a pequenos fragmentos (<50ha), distantes uns dos outros (250-830 metros) (Figura 1).

Apesar de toda essa perda, o bioma ainda é muito importante. Frequentemente estudos são publicados descrevendo novas espécies, o que reforça sua importância. Entre os biomas brasileiros, a Mata Atlântica corresponde ao que possui maior número de Angiospermas, onde já foram descritas cerca de 15.000 espécies, sendo que quase metade dessas espécies são endêmicas (Zappi *et al.*, 2015).

Além das plantas, a Mata Atlântica também apresenta elevada diversidade animal. Já foram identificadas 719 espécies de anfíbios, 517 de répteis, 384 de mamíferos e 1025 espécies de aves, totalizando 2645 espécies de tetrápodes descritas (Figueiredo *et al.*, 2021).

Para os invertebrados, é estimado um número elevado de espécies a serem descritas (González-Oreja, 2008). Estudos locais tem indicado a grande biodiversidade desses grupos para o bioma. Estudos em algumas localidades de Mata Atlântica no sul e sudeste do Brasil, já registraram, por exemplo, 373 espécies de aranhas (Castanheira *et al.*, 2016), 207 espécies de abelhas (Imperatriz-Fonseca *et al.*, 2011) e 787 espécies de borboletas (Greve *et al.*,

2023).

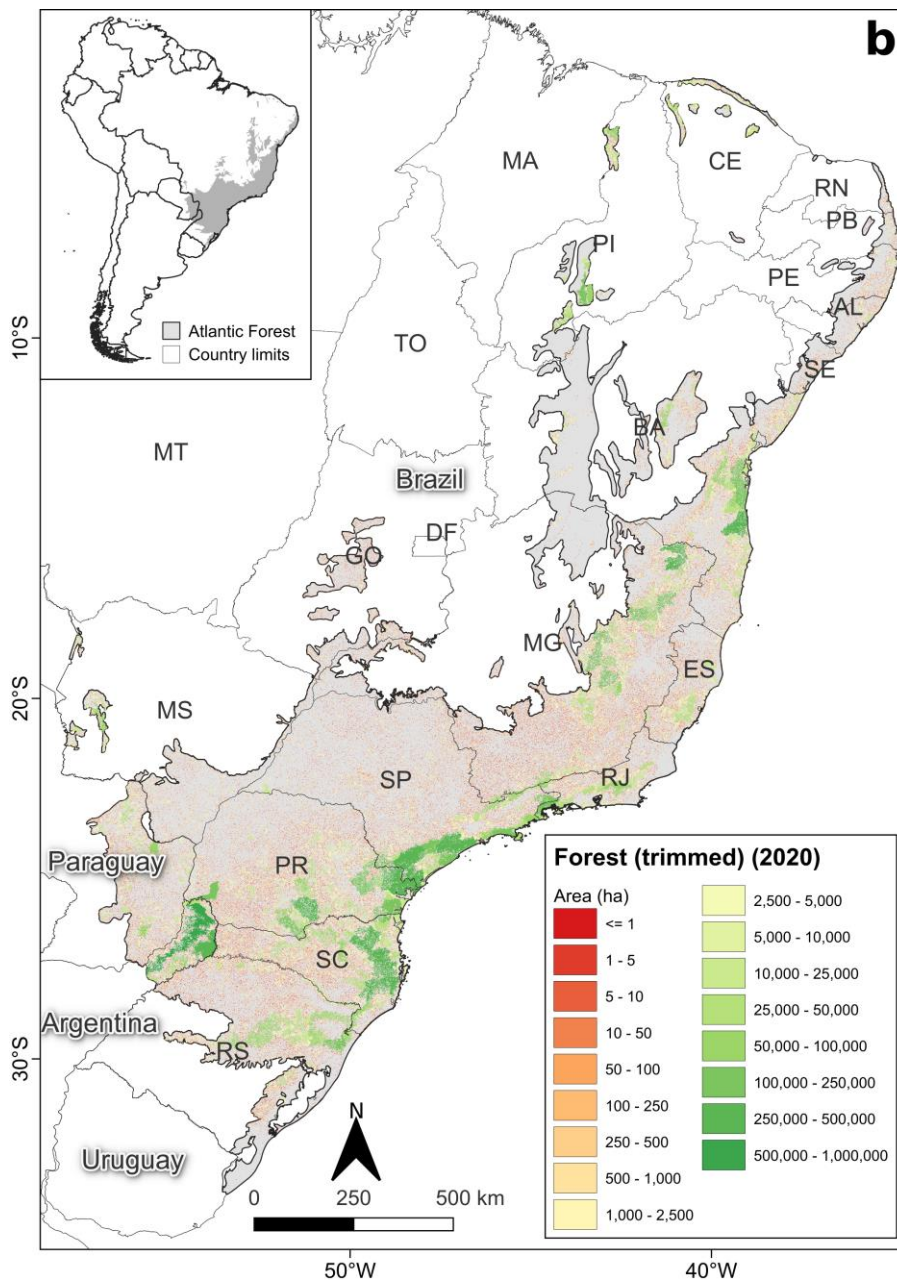


Figura 1. Mapa da área de distribuição original do bioma Mata Atlântica na América do Sul, e o que restava de vegetação florestal do bioma em 2020, além da indicação do tamanho dos fragmentos remanescentes em hectares. *trimmed: considerou rodovias e ferrovias como um divisor dos fragmentos (Fonte: Vancine *et al.*, 2024).

Diante da grande biodiversidade ainda presente no bioma, áreas antes

destruídas vêm sendo regeneradas. De acordo com a Sociedade para a Restauração Ecológica (SER, 2024), a restauração ecológica visa iniciar ou acelerar a recuperação de um ecossistema de maneira que a biota possa retornar à trajetória de sucessão que percorria antes do distúrbio. O processo de restauração depende de três grandes etapas: o planejamento, a implantação e o monitoramento, e para atingir estas etapas algumas questões precisam estar bem definidas, tais como as condições ecológicas, sociais e ambientais do local, as preferências do proprietário da área, os pesquisadores e agências de financiamento que participarão, as diretrizes e metas do projeto e quais os sítios de referência (Nilsson *et al.*, 2016).

Como referências, podem ser utilizadas informações de ecossistemas similares intactos na região, além de informações das condições ambientais e informações ecológicas a partir de dados culturais e históricos (Clewell *et al.*, 2004). Uma restauração é efetiva quando o conjunto de espécies que ocorrem nas áreas de referência estão presentes nesses novos ecossistemas, além disso, existe uma baixa incidência de espécies invasoras, apresenta vários grupos funcionais, e com abundância suficiente de indivíduos para que o ecossistema se mantenha estável e resiliente diante de mudanças, além da conectividade com o restante da paisagem (Clewell *et al.*, 2004).

Na Mata Atlântica, os primeiros projetos de restauração visavam reestabelecer serviços ecossistêmicos importantes, mas a restauração da biodiversidade e todos os processos biológicos, que sustentam a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos, eram geralmente negligenciados (Rodrigues *et al.*, 2009a). Com o avanço no conhecimento e ampliação dos objetivos, novos projetos incluíram grupos ecológicos importantes, como as

plantas de rápido crescimento, e buscavam a restauração de espécies e de sua variabilidade genética, além de processos ecossistêmicos fundamentais para que as áreas restauradas se autossustentassem no longo prazo (Rodrigues *et al.*, 2009a). Devido a importância e a situação da Mata Atlântica, os projetos de restauração se ampliaram, e instituições públicas e privadas propuseram o “Pacto Pela Restauração da Mata Atlântica”, um projeto que visa a restauração de 15 milhões de hectares de áreas destruídas até 2050 (Rodrigues *et al.*, 2009b).

Além dos projetos de restauração, as leis, tanto as específicas para o bioma, como a Lei da Mata Atlântica (Brasil, 2006), bem como as leis gerais de conservação, tais como a criação do código florestal (Brasil, 2012), além da criação do SNUC, Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (Brasil, 2000), e também a Lei da Floresta, na Argentina (2007) e a Lei do Desmatamento Zero, no Paraguai (2004) (Van Dam *et al.*, 2019), foram fundamentais para a conservação da Mata Atlântica. Uma análise temporal de área do bioma, observou que entre 1986 e 2005, houve uma redução de 3% de vegetação florestal, contudo, entre 2005 e 2020 houve um aumento de 0,6% (1 Mha) de área florestal (Vancine *et al.*, 2024). O monitoramento dessas áreas, é importante para verificar se as restaurações estão tendo sucesso, além disso, o monitoramento fornece informações de fatores positivos e negativos para a restaurações (Viani *et al.*, 2018). Alguns grupos tem sido utilizados para o monitoramento de áreas restauradas, como por exemplo árvores (Suganuma & Durigan, 2015), aves (Ortega-Alvarez & Lindig-Cisneros; 2012), mamíferos (Derhé *et al.*, 2017) e para invertebrados, os besouros (Coleoptera) tem sido utilizados no monitoramento de áreas em processo de restauração (Audino *et*

al., 2014; Menéndez, 2024).

1.2 COLEOPTERA: CARACTERÍSTICAS GERAIS DOS BESOUROS

Os besouros (ordem Coleoptera) estão entre os grupos de animais que mais se diversificaram nos ambientes terrestres e, até mesmo, nos de água doce, de forma que o número de espécies descritas é de 386.500, sendo que este valor ainda é subestimado (Rafael *et al.*, 2024).

Uma das características que distinguem os Coleoptera das outras ordens de insetos é a esclerotização das asas mesotorácicas, formando os élitros (Krinsky, 2002). Esta estrutura rígida, na maioria das espécies, recobre a maior parte do tórax e o abdome, trazendo maior valor adaptativo para os besouros. Os élitros geram vantagens como a proteção mecânica do corpo, a proteção contra predadores, evitam a desidratação, ajudam na regulação térmica e na comunicação acústica (Goczał & Beutel, 2023).

A associação dessas características com a baixa taxa de extinção do grupo, a coevolução com as angiospermas e a irradiação adaptativa, especialmente dos besouros herbívoros, são os principais fatores que determinaram a grande biodiversidade observada no grupo (Mckenna *et al.*, 2019).

O elevado número de espécies é acompanhado por uma grande variabilidade na biologia dessas espécies. Esta grande variação, associada a um número limitado de taxonomistas, resulta em um déficit no conhecimento da biologia e taxonomia de muitos grupos (Marinoni, 2001).

1.3 COLEOPTERA: A IMPORTÂNCIA ECOLÓGICA DOS BESOUROS E O POTENCIAL PARA O BIOMONITORAMENTO DA QUALIDADE DE ECOSISTEMAS

O déficit Linneano observado nos Coleoptera, é comum para invertebrados em ecossistemas tropicais, o que leva a utilização de espécies ou de grupos de espécies bioindicadoras em estudos de ecologia e conservação (Feinsinger, 2001). A principal função dos grupos bioindicadores é representar as respostas de grupos taxonômicos mais amplos, frente a mudanças no ecossistema (Feinsinger, 2001). De acordo com Freitas *et al.* (2005), alguns critérios devem estar presentes nos organismos, para serem considerados indicadores biológicos de ecossistemas terrestres, como por exemplo: 1) taxonomia bem resolvida; 2) conhecimento da biologia dos organismos (história natural, associações e genética); 3) diversidade mediana (se houver muitas espécies, pode inviabilizar a triagem, análise e identificação, mas se houver poucas espécies, pode comprometer as conclusões e previsões); 4) ciclo de vida curto (resposta rápida a mudanças ambientais); 5) variabilidade no grupo em relação as associações ecológicas; 6) fidelidade de habitat; 7) estreita relação a recursos e outros organismos; 8) dispersão limitada (espécies migratórias podem estar presentes em ambientes no qual elas tem pouca associação e resposta a mudanças); 9) facilidade de amostragem, triagem e identificação; 10) sofrem pouca ou nenhuma exploração humana. Dentre os Coleoptera, as famílias que mais têm sido utilizadas como indicadores biológicos são: Carabidae, Elateridae, Cerambycidae, Chrysomelidae, Scarabaeidae, Staphylinidae e Curculionidae (Brown, 1997; Freitas *et al.*, 2005).

Estudos nas últimas décadas, têm demonstrado a importância dos

besouros como uma ferramenta no monitoramento da qualidade de ecossistemas, além da importância ecológica, ao participarem de alguns processos ecossistêmicos fundamentais. Os Scarabaeidae, por exemplo, são um grupo com biologia diversificada, podendo se alimentar de excrementos, animais e plantas em decomposição, fungos além de várias partes vivas das plantas como folhas, raízes, pólen e frutos (Casari & Ide, 2012). A família é composta por 13 subfamílias, que totalizam cerca de 27.800 espécies (Jameson & Ratcliffe, 2002; Casari & Ide, 2012). Os besouros rola-bosta (Scarabaeinae), por exemplo, são um grupo importante para os ecossistemas porque reciclam nutrientes e fertilizam os solos, além de serem dispersores secundários de sementes (Nichols *et al.*, 2008). Cajaiba *et al.* (2017), analisaram a sensibilidade de Scarabaeinae a degradações de habitat. Os autores selecionaram desde áreas com elevada degradação (pastagens), em situação intermediária (florestas secundárias) e até áreas não degradadas (floresta nativa), e observaram uma maior abundância e diversidade de espécies em ambientes não degradados, o que torna o grupo um bioindicador do grau de degradação dos ecossistemas.

Já os Cerambycidae, são conhecidos como besouros serra-pau, em inglês longhorn beetles, devido às suas antenas longas. São uma das famílias mais diversas em espécies; em todo mundo já foram descritas 39.000 espécies e, para o Brasil, 4.383 espécies (Tavakilian & Chevillote, 2024; Monné *et al.*, 2024). Formam parte de um grupo importante de organismos nas florestas, pois o hábito alimentar xilófago das larvas, contribui para a decomposição de madeira e ciclagem de nutrientes (Ulyshen *et al.*, 2016). Também, o hábito alimentar dos adultos de algumas espécies em recursos florais, os tornam

polinizadores de algumas plantas (Gutowski, 1990). Meng *et al.* (2013), estudaram a diversidade de Cerambycidae em paisagens com diferentes intensidades de uso do solo (desde plantações de arroz até florestas naturais). Os autores observaram que os Cerambycidae são bons indicadores da situação da vegetação e das áreas como um todo, já que a riqueza de besouros esteve altamente correlacionada com a riqueza de árvores, e foi maior nos ecossistemas de maior valor para a conservação (florestas).

Os Curculionidae, muitas vezes chamados de gorgulhos ou bicudos, são a segunda maior família em número de espécies de besouros no mundo, com 4.600 gêneros e um total de 51.000 espécies em todo mundo (Bouchard *et al.*, 2017). São besouros com antenas do tipo geniculo-clavadas, e as peças bucais se dispõem em um prolongamento da região anterior da cabeça, o rostro (Marvaldi & Lanteri, 2005). A utilização do rostro para escavar o sítio de oviposição, garantindo maior proteção da prole, associado ao hábito alimentar fitófago tanto na fase larval quanto adulta, além da associação de muitas espécies com um número limitado de plantas hospedeiras, foram fatores que garantiram a grande diversificação observada nos Curculionidae (Anderson, 1993). Esta família pode ser utilizada como bioindicadora, porque a riqueza e a composição de Curculionidae difere significativamente entre ecossistemas com diferentes complexidades (monocultura de coníferas, florestas secundárias e florestas maduras) (Ohsawa, 2005). Além disso, a riqueza de espécies está correlacionada com diversos parâmetros da vegetação (riqueza de plantas herbáceas, estratos da vegetação arbórea, a profundidade da serapilheira além da área de fragmentos florestais) (Litavský *et al.*, 2020).

Os Elateridae são besouros com corpo relativamente achatado dorso-

ventralmente, sendo que na parte inferior do corpo o prosterno desenvolve um espinho que se encaixa em uma fosseta no mesosterno. Estas estruturas são importantes para estes insetos, já que eles as utilizam para desvirar o corpo caso caiam dorsalmente no solo. São besouros fitófagos na fase adulta e suas larvas podem ser encontradas no solo, serapilheira, ninho de isópteros e em madeira e podem ser fitófagas, saprófagas ou predadoras (Costa *et al.*, 2010). Em relação a biodiversidade, já foram descritas quase de 10.000 espécies para o grupo e um total de 400 gêneros (Costa *et al.*, 2010). Espécies raras de Elateridae tem sido utilizadas como bioindicadoras de áreas prioritárias para conservação de besouros saproxílicos (Andersson *et al.*, 2014).

Chrysomelidae correspondem a um grupo de besouros fitófagos, cujas espécies são geralmente monófagas ou oligófagas. Podem se alimentar em várias partes das plantas, como folhas, ramos, raízes, fruto, semente e pólen (Jolivet & Verna, 2002). O número de espécies descritas para os Crisomelídeos é de, aproximadamente, 37.000 em mais de 2.000 gêneros no mundo todo (Jolivet & Verna, 2002). Devido à sua estreita relação com a vegetação, os Chrysomelidae podem ser utilizados como bioindicadores da guilda de invertebrados que habitam as folhagens das florestas (Gerlach *et al.*, 2013). Até mesmo o tamanho do corpo de espécies de Chrysomelidae tem sido utilizado como métrica para indicar o estado de conservação de ecossistemas (Linzmeier & Ribeiro Costa, 2011).

Carabidae é a terceira maior família de espécies de Coleoptera descritas, com cerca de 40.000 espécies em 1.500 gêneros (Bouchard *et al.*, 2017). A maioria dos Carabidae tem suas mandíbulas bem desenvolvidas, tem coloração escura brilhante, pronoto emarginado e os élitros, muitas vezes, são

estriados (McCravy & Lundgren, 2011). São majoritariamente predadores de invertebrados; contudo alguns grupos podem ser herbívoros, ectoparasitas ou fungívoros (Arndt *et al.*, 2005). Os Carabidae tem sido utilizados como bioindicadores, tendo em vista que sua abundância e riqueza mudam ao longo de gradientes de degradação de habitat (Rainio & Niemela, 2003).

A família com maior número de espécies já descritas é Staphylinidae. Já foram descritas mais de 63.000 espécies em 3.870 gêneros. Uma das características marcantes no grupo, é a presença de élitros curtos, deixando o abdome exposto. Os estafilínídeos geralmente são predadores de serapilheira ou em materiais em decomposição, mas também podem estar presentes em corpos de frutificação de fungos, em ninho de aves, formigas e cupins e até mesmo em toca de mamíferos (Ahn *et al.*, 2017). A riqueza e a abundância dos estafilínídeos (Pselaphinae) está correlacionada positivamente com variáveis da estrutura da vegetação, como a cobertura do dossel e a biomassa da serapilheira, e com variáveis climáticas, como a umidade do solo. Dessa forma, o grupo é adequado para indicar a biodiversidade da serapilheira bem como mudanças no habitat (Sakchoowong *et al.*, 2008).

1.4 ÁREA DE ESTUDO: SITUAÇÃO DA VEGETAÇÃO E CONHECIMENTO DOS COLEOPTERA

O norte do Paraná é composto por florestas de Mata Atlântica estacional semidecidual. Devido as atividades, principalmente, relacionadas à agropecuária, houve uma redução drástica da vegetação, sendo que atualmente restam cerca de 10% das florestas (IPARDES, 2017). No município onde o presente estudo ocorreu, Alvorada do Sul, a situação é ainda pior, sendo que mais de 70% do território é composto por agropecuária, sendo que

as principais culturas são a soja e o milho. Quase 20% do município é composto por águas do reservatório da usina hidrelétrica Capivara, e as florestas compõem apenas 7% do território (Souza *et al.*, 2020). O processo de desmatamento na região levou a formação de dezenas de fragmentos florestais, remanescentes da mata primária contínua que ocorria na região, sendo que, metade destes fragmentos florestais tem tamanho igual ou menor que 50 hectares (Souza *et al.*, 2020).

Uma das medidas mitigatórias à implantação do reservatório da hidrelétrica Capivara, foi a restauração ecológica das margens do reservatório. Na região de estudo, a restauração ecológica foi iniciada em 2004, e ocorreu através do plantio mecanizado de aproximadamente de 40 espécies nativas da região, sendo a maioria de espécies pioneiras e secundárias iniciais, plantadas com espaçamento entre indivíduos de 3×2 metros (Suganuma & Torezan, 2013).

Apesar de sua importância, poucos estudos foram realizados com Coleoptera nas áreas de restauração ecológica do reservatório Capivara. Até o momento, na região do reservatório, já foram realizados trabalhos comparando fragmentos florestais remanescentes (áreas de referência), com as áreas de restaurações ecológicas, com besouros da superfamília Scarabaeoidea (Coppo, 2010; Felix, 2014; Silva, 2016) além de besouros das famílias Carabidae (Quinteiro *et al.*, 2012) e Staphylinidae (Comar *et al.*, 2016).

1.5 OBJETIVOS

Para alcançar os objetivos do trabalho, foram selecionadas as famílias de Coleoptera com maior potencial bioindicador (Freitas *et al.* 2005 -

Cerambycidae, Curculionidae, Elateridae, Chrysomelidae, Carabidae, Staphylinidae e Scarabaeidae).

Dessa forma, o trabalho teve dois objetivos principais. O primeiro objetivo foi identificar quais variáveis biológicas e grupos taxonômicos dos Coleoptera, tem maior potencial em monitorar a trajetória de sucessão de uma restauração ecológica de Mata Atlântica ripária (Capítulo 1).

O segundo objetivo, foi identificar quais variáveis locais da restauração e regionais da paisagem, influenciam na riqueza de espécies de besouros presentes em diferentes regiões de uma restauração ecológica de Mata Atlântica ripária (Capítulo 2).

1.6 REFERÊNCIAS

Ahn, k.j., Cho, O., Kim, y., Yoo, I. & Newton, A.F. (2017) Checklist of the Staphylinidae (Coleoptera) in Korea. *Journal of Asia-Pacific Biodiversity*, **10**, 279-336.

Anderson, R. (1993) Weevils and plants: Phylogenetic versus ecological mediation of evolution of host plant associations in Curculioninae (Coleoptera: Curculionidae). *Memoirs of the Entomological Society of Canada*, **125**, 197-232.

Andersson, K. & Bergman, K.-O., Andersson, F., Hedenström, E., Jansson, N., Burman, J., Winde, I., Larsson, M. & Milberg, P. (2014) High-accuracy sampling of saproxylic diversity indicators at regional scales with pheromones: The case of *Elater ferrugineus* (Coleoptera, Elateridae). *Biological Conservation*, **171**, 156–166.

Arndt, E., Beutel, R.G. & Will, K. (2005) Carabidae Latreille, 1802. In: Handbook of Zoology. A Natural History of the Phyla of the Animal Kingdom. Volume IV. Arthropoda: Insecta. Part 38. Coleoptera, beetles. Volume 1: Morphology and systematics (ed. by Beutel, R.G., Leschen, R.A.B.), pp. 119–146. Walter de Gruyter, Berlin, Germany.

Audino, L., Louzada, J. & Comita, L. (2014) Dung beetles as indicators of tropical forest restoration success: Is it possible to recover species and functional diversity?. *Biological Conservation*, **169**, 248–257.

Bouchard, P., Smith, A., Douglas, H., Gimmel, M., Brunke, A. & Kanda, K. (2017). Biodiversity of Coleoptera: Science and Society. 10.

Brasil (2000) Lei No 9.985, De 18 De Julho De 2000. Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e de outras providências. <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9985.htm> 15th November.

Brasil (2006) Lei Nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006. Das definições, objetivos e princípios do regime jurídico do bioma Mata Atlântica. <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/lei/l11428.htm> 9th November.

Brasil (2012) Lei Nº 12.651, De 25 De Maio De 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm> 10th November.

Brown, K.S. (1997) Diversity, disturbance, and sustainable use of Neotropical forests: insects as indicators for conservation monitoring. *Journal of Insect Conservation*, **1**, 25–42.

Cabral, D.C. (2014) Na presença da floresta: Mata Atlântica e história colonial. Garamond, Rio de Janeiro.

Cajaiba, R. L., Périco, E., Dalzochio, M.S., Silva, W.B., Bastos, R., Cabral & J.A., Santos, M. (2017) Does the composition of Scarabaeidae (Coleoptera) communities reflect the extent of land use changes in the Brazilian Amazon? *Ecological Indicators*, **74**, 285–294.

Casari, S.A. & Ide, S. (2012) Coleoptera. In: Insetos do Brasil: Diversidade e Taxonomia. (ed. Rafael, J.A., Melo, G.A.R., Carvalho, C.J.B.; Casari, S.A.). Ribeirão preto: Holos, 2012, p. 347-405.

Castanheira, P., Pérez González, A. & Baptista, R. (2016) Spider diversity (Arachnida: Araneae) in Atlantic Forest areas at Pedra Branca State Park, Rio de Janeiro, Brazil. *Biodiversity data journal*, **4**, 10.3897/BDJ.4.e7055.

Clewell, A., Aronson, J., & Winterhalder, K. (2004) Fundamentos de restauração ecológica. Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group. The SER International Primer on Ecological Restoration. www.ser.org. 15th June 2024.

Comar, K. C., Vicente, T. S., Coppo, T. L., Lopes, J. & Zequi, J. A. C. (2016) Abundância e Diversidade de Staphylinidae (Coleoptera) em Fragmento e Reflorestamento no Norte do Paraná. *EntomoBrasilis*. **9**, 114–119.

Costa, C., Lawrence, J.F. & Rosa, S.P. (2010) Elateridae Leach, 1815. Volume 2 Morphology and Systematics (Elateroidea, Bostrichiformia, Cucujiformia). (ed. by Kükenthal, W., Leschen, R.A.B., Beutel, R.G. & Lawrence, J.F.), pp. 75-103, De Gruyter, New York, U.S.

Derhé, M., Murphy, H., Preece, N., Lawes, M. & Menéndez, R. (2017) Recovery of mammal diversity in tropical forests: a functional approach to measuring restoration. *Restoration Ecology*, **26**, 778-786.

Esser, L.F., Saraiva, D.D., & Jarenkow, J. A. (2019) Future uncertainties for the distribution and conservation of *Paubrasilia echinata* under climate change. *Acta Botanica Brasilica*, **33**, 770–776.

Feinsinger, P. (2001) *Designing Field Studies for Biodiversity Conservation*. Washington DC, The Nature Conservancy, USA.

Felipe-Lucia, M., Soliveres, S., Penone, C., Manning, P., Van der Plas, Fons, B. *et al.* (2018) Multiple Forest attributes underpin the supply of multiple ecosystem services. *Nature Communications*, **9**, 4839.

Figueiredo, M. D. S. L. *et al.* (2021). Tetrapod Diversity in the Atlantic Forest: Maps and Gaps. In: *The Atlantic Forest* (ed. by Marques, M.C.M. & Grelle, C.E.V.). pp. 185–204, Springer, Cham.

Freitas, A., Leal, I., Uehara-Prado, M. & Iannuzzi, L. (2005) Insetos como Indicadores de Conservação da Paisagem. In: *Biologia da Conservação* (ed. by Rocha, C.F.D., Bergallo, H.G., Alves, M.A.S.) pp.1-28., Rima, Rio de Janeiro, Brasil.

Gerlach, J., Samways, M. & Pryke, J. (2013). Terrestrial invertebrates as bioindicators: An overview of available taxonomic groups. *Journal of Insect Conservation*, **17**, 831-850.

Goczal, J., & Beutel, R. (2023) Beetle elytra: evolution, modifications and biological functions. *Biology Letters*, **19**. 1-11.

González-Oreja, J. (2008) The Encyclopedia of Life vs. the Brochure of Life: Exploring the relationships between the extinction of species and the inventory of life on Earth. *Zootaxa*, **1965**, 61-68.

Greve, R. R., Carneiro, E., Mielke, O. H. H., Robbins, R. K., Callaghan, C. J., & Freitas, A. V. L. (2023) Butterflies (Lepidoptera: Papilionoidea) of Iguaçu National Park and surrounding areas in southern Brazil: a long-term survey, with six new records for the Brazilian fauna. *Biota Neotropica*, **23**, e20231487.

Gutowski, J.M. (1990) Pollination of the orchid *Dactylorhiza fuchsii* by longhorn beetles in primeval forests of northeastern Poland. *Biological Conservation*, **51**, 287-297.

IPARDES, Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social (2017) Indicadores de desenvolvimento sustentável por bacias hidrográficas do estado do Paraná. < <https://www.ipardes.pr.gov.br/Pagina/Edicao-2017>> 10th June 2024.

Imperatriz-Fonseca, V.L., Alves-dos-Santos, I., Santos-Filho, P., Engels, W., Ramalho, M., Wilms, W. (2011) Checklist of bees and honey plants from São Paulo State, Brazil. *Biota Neotropica*, **11**, 631-655.

Jameson, M.L. & Ratcliffe, B.C. (2002) Series Scarabaeiformia Crowson 1960 (=Lamellicornia) Superfamily Scarabaeoidea Latreille 1802. Introduction. In: American Beetles Volume 2. Polyphaga: Scarabaeoidea through Curculionoidea. (ed. by Arnett, R.H. Jr., Thomas, M.C., Skelley, P.S. & Frank, J.H.). CRC Press, Boca Raton, U.S.

Jolivet, P.H. & Verma, K. (2002) Biology of leaf beetles. Intercept Ltd, Andover, U.S.

Krinsky, W. (2002) BEETLES (Coleoptera) in: Medical and veterinary entomology. P. 87-101. Academic Press.

Linzmeier, A. & Ribeiro-Costa, C. S. (2011) Body size of Chrysomelidae (Coleoptera, Insecta) in areas with different levels of conservation in South Brazil. *ZooKeys*, **157**, 1-14.

Litavský, J., Majzlan, O., Stašiov, S., Svitok, M. & Žarnovičan, H. & Fedor, P. (2020). Soil-dwelling communities of weevils (Coleoptera, Curculionoidea: Brentidae, Curculionidae) in Central European floodplain forests: a comparative interaction with environmental parameters. *Biology - Section Zoology*, **76**, 179–192.

Marinoni, R. C. (2001) Os grupos tróficos em Coleoptera. *Revista Brasileira de Zoologia*, **18**, 205-224.

Martins, C.R.; Leite, L.L. & Haridasan, M. (2004) Capim-gordura (*Melinis minutiflora* P. Beauv.), uma gramínea exótica que compromete a restauração de áreas degradadas em unidades de conservação. *Revista Árvore*, **28**, 739-747.

Marvaldi, A. & Lanteri, A. (2005) Key to higher taxa of South American weevils based on adult characters (Coleoptera, Curculionoidea). *Revista chilena de historia natural*, **78**, 65–87.

McCravy, K. & Lundgren, J. (2011) Carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) of the Midwestern United States: A review and synthesis of recent research. *Terrestrial Arthropod Reviews*, **4**, 63–94.

Mckenna, D., Shin, S., Ahrens, D., Balke, M., Beza, C. (2019) The evolution and genomic basis of beetle diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **116**, 24729–24737.

Menéndez, R., Monteith, G.B., Van Oosterzee, P. & Preece, N.D. (2024) Identifying the best method for restoring dung beetle biodiversity and function in the early stages of rainforest restoration. *Restoration Ecology*, **32**, e14104.

Meng, L.Z., Martin, K., Weigel, A. & Yang, X.D. (2013) Tree Diversity Mediates the Distribution of Longhorn Beetles (Coleoptera: Cerambycidae) in a Changing Tropical Landscape (Southern Yunnan, SW China). *Plos One*, **8**, e75481.

Monné, M.L., Monné, M.A., Ferreira, G.S., Silva-Junior, J.O. (2024) Cerambycidae. In: Catálogo Taxonômico da Fauna do Brasil. <<http://fauna.jbrj.gov.br/fauna/faunadobrasil/109859>> 23 Aug 2024.

Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A., Kent, J. (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, **403**, 853–858.

Nichols, E., Spector, S., Louzada, J., Larsen, T., Amezcua, S., Favila, M.E., (2008) Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. *Biological Conservation*, **141**, 1461–1474.

Nilsson, C., Aradóttir, Á., Hagen, D., Halldórsson, G., Høegh, K., & Mitchell, R. *et al.* (2016). Evaluating the process of ecological restoration. *Ecology and Society*, **21**, 41.

Ninan, K.N., Inoue, M. (2013) Valuing forest ecosystem services: What we know and what we don't. *Ecological Economics*, **93**, 137-149.

Ohsawa, M. (2005) Species richness and composition of Curculionidae (Coleoptera) in a conifer plantation, secondary forest, and old-growth forest in the central mountainous region of Japan. *Ecological Research*, **20**, 632-645.

Ortega-Alvarez, R. & Lindig-Cisneros, R. (2012) Feathering the scene: The effects of ecological restoration on birds and the role birds play in evaluating restoration outcomes. *Ecological Restoration*, **30**, 116–127.

Quinteiro, T., Lopes, J. & Martins, I. C. (2012) Diversidade de Carabidae (Coleoptera) Amostrados em Áreas de Reflorestamento de Mata Ciliar e Fragmento Florestal, no Estado do Paraná. *EntomoBrasilis*, **5**, 217–222.

Rafael, J.A., Melo, G.A.R., Carvalho, C.J.B. de, Casari, S. & Constantino, R. (2024) Insetos do Brasil: Diversidade e Taxonomia. 2ª ed. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus. 880 pp

Rainio, J. & Niemelä, J. (2003) Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. *Biodiversity and Conservation*, **12**, 487–506.

Ribeiro, M., Metzger, J., Martensen, A., Ponzoni, F. & Hirota, M. (2009) The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, **142**, 1141-1153.

Rodrigues, R.R., Lima, R.A.F., Gandolfi, S., Nave, A.G. (2009a) On the

restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation*, **142**, 1242-1251.

Rodrigues, R.R.; Brancalion, P.H.S. & Isernhagen, I. (2009b) Pacto Pela Restauração da Mata Atlântica: Referencial dos Conceitos e Ações de Restauração Florestal. LERF/ESALQ: Instituto BioAtlântica, São Paulo, Br.

Ruíz, A., Solorzano, A. & Oliveira R. (2019) Socioecological Legacies of Coffee Production in the Paraíba do Sul Valley in the 19th Century: Shaping the Brazilian Southeastern Atlantic Rainforest Landscape. In: Alterações ambientais em perspectiva histórica (ed. by Roque, A.C., Melo, C.J., Amorim, I.), pp.115-130, Centro de Investigação Transdisciplinar, Br.

Sakchoowong, W., Nomura, S., Ogata, K. & Chanpaisaeng, J. (2008) Diversity of pselaphine beetles (Coleoptera: Staphylinidae: Pselaphinae) in eastern Thailand. *Entomological Science*, **11**, 301 – 313.

SER, Society for Ecological Restoration (2024) What is ecological restoration? < <https://ser-rrc.org/what-is-ecological-restoration/>> June 2024.

Souza, C. M. Jr., Shimbo, J.Z., Rosa, M.R., Parente, L.L., Alenca, A.A. Rudorff, B.F.T., Hasenack, H., Matsumoto, M. *et al.* (2020) Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. *Remote Sensing*, **12**, 2735.

Suganuma, M. & Durigan, G. (2015) Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems: Indicators of riparian forests restoration success. *Restoration Ecology*, **23**, 238-251.

Suganuma, M.S. & Torezan, J.M.D. (2013) Evolução dos processos ecossistêmicos em reflorestamentos da Floresta Estacional Semidecídua. *Hoehnea*, **40**, 557–565.

Tavakilian, G. & Chevillote, H. (2024) Titan database about Longhorns or Timber-Beetles (Cerambycidae). <<http://titan.gbif.fr/>> 6th June 2024.

Ulyshen, M. (2016) Wood decomposition as influenced by invertebrates. *Biological Reviews*, **91**, 70-85

Vancine, M., Muylaert, R. Niebuhr, B., Oshima, J., Tonetti, V., Bernardo, R., *et al.* (2024) The Atlantic Forest of South America: spatiotemporal dynamics of remaining vegetation and implications for conservation. *Biological Conservation*, **291**, 110499.

Van Dam, J., Van Den H. & Hilders, M. (2019) An Analysis of Existing Laws on Forest Protection in the Main Soy-Producing Countries in Latin America.

Viani, R.A.G., Barreto, T.E., Farah, F.T., Rodrigues, R.R. & Brancalion, P.H.S. (2018) Monitoring Young Tropical Forest Restoration Sites: How Much to

Measure? *Tropical Conservation Science*, 11.

Zappi, D.C., Filardi, F.L.R., Leitman, P., Souza, V.C., Walter, B.M.T., Pirani, J.R., (2015) Growing knowledge: an overview of Seed Plant diversity in Brazil. *Rodriguésia*, **66**, 1085–1113.

2 CAPÍTULO 1

Besouros como bioindicadores da trajetória de sucessão de áreas de restauração ecológica de Mata Atlântica: Uma análise da riqueza, abundância e composição de espécies

Mailson G. Fonseca^{1,3}, Carlos E. A. Julio²

1 Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade, Universidade Estadual de Londrina, 536 Rodovia Celso Garcia Cid, PR 445 km 380, CEP 86.057-970, Londrina, PR, Brasil. 537

2 Departamento de Biologia Animal e Vegetal, Centro de Ciências Biológicas, 538 Universidade Estadual de Londrina. 539

³Autor para correspondência: mgfonsecca@gmail.com

Este artigo será submetido no periódico *Insect Conservation and Diversity*

<https://resjournals.onlinelibrary.wiley.com/hub/journal/17524598/homepage/forauthors.html>

2.1 RESUMO

1. As florestas tropicais estão entre os principais hotspots mundiais. A restauração ecológica dessas áreas é fundamental para aumentar a quantidade de habitat disponível para as espécies, além de fornecer corredores ecológicos para o deslocamento de populações entre remanescentes florestais. Contudo, o conhecimento da trajetória de sucessão dessas áreas ainda é limitado.
2. Dessa forma, este trabalho teve como objetivo verificar o potencial dos besouros em monitorar a trajetória de uma restauração ecológica de Mata Atlântica, além de verificar quais famílias tem maior potencial no monitoramento e se alguma família pode representar o restante dos Coleoptera. Foram estabelecidas três unidades amostrais em uma restauração de floresta ripária de aproximadamente 19 anos, no entorno do reservatório da usina hidroelétrica Capivara. Também, foram estabelecidas unidades amostrais em três fragmentos remanescentes de Mata Atlântica (sítios de referência). Em cada unidade amostral, foram instaladas duas armadilhas de garrafa pet, iscadas com banana fermentada, suspensas a 10 metros de altura. Para este trabalho, foram selecionadas sete famílias de besouros que são importantes indicadores ambientais. Foram amostrados um total de 1097 indivíduos e 94 espécies.
3. A riqueza geral de Coleoptera não diferiu entre os ambientes (pontos da restauração e os fragmentos remanescentes). Por outro lado, a

composição de espécies diferiu entre os ambientes. Também foi observado que existe a ausência de espécies com abundância entre 15 e 45 indivíduos na área restaurada. Análises individuais das famílias, identificaram Curculionidae com riqueza diferente entre os ambientes. Já as famílias que mais difeririam na composição de espécies entre os ambientes foram Curculionidae, Cerambycidae e Elateridae. Somente a riqueza de Curculionidae esteve correlacionada com a riqueza das outras famílias.

4. Assim, foi observado que os Coleoptera têm um potencial em monitorar a área restaurada. O monitoramento pode ser mais amplo, incluindo todas as famílias estudadas, avaliando a composição de espécies e a distribuição de abundância dessas espécies (analisando se a lacuna de abundância de espécies será preenchida). Ou o monitoramento pode ser mais restritivo, analisando a riqueza de Curculionidae em conjunto com a composição das famílias Cerambycidae, Elateridae e Curculionidae. Além disso, a riqueza de Curculionidae pode ser utilizada para monitorar a riqueza total das famílias de Coleoptera estudadas.

Palavras-chave: Diversidade de Coleoptera, restauração ecológica, remanescentes florestais, Besouros bioindicadores

Beetles as bioindicators of the succession trajectory of Atlantic Forest ecological restoration areas: An analysis of species richness, abundance and composition

ABSTRACT

1. Tropical forests are one of the world's main hotspots. Ecological restoration of these areas is essential to increase the amount of habitat available for species, in addition to providing ecological corridors for the movement of populations between forest remnants. However, knowledge of the succession trajectory of these areas is still limited.
2. Thus, this study aimed to verify the potential of beetles to monitor the trajectory of an ecological restoration of the Atlantic Forest, in addition to verifying which families have the greatest potential for monitoring and whether one family can represent the rest. Three sampling units were established in a riparian forest restoration of approximately 19 years, around the Capivara hydroelectric plant reservoir. Sampling units were also established in three remaining fragments of the Atlantic Forest (reference sites). In each sampling unit, two PET bottle traps were installed, baited with fermented banana, and suspended 10 meters high. For this study, seven families of beetles that are important environmental indicators were selected. A total of 1097 individuals and 94 species were sampled.
3. The overall richness of Coleoptera did not differ between environments (restoration points and remaining fragments). On the other hand, the species composition differed between environments. It was also observed that there was an absence of species with abundance between

15 and 45 individuals in the restored area. Individual analyses of the families identified Curculionidae with different richness between environments, in addition to Curculionidae, Cerambycidae and Elateridae with greater differences in species composition between environments. Only the richness of Curculionidae was correlated with the richness of the other families.

4. Thus, it was observed that Coleoptera have potential to monitor the restored area. Monitoring can be broader, including all studied families, assessing the species composition and abundance distribution of these species (analyzing whether the species abundance gap will be filled). Or monitoring can be more restrictive, analyzing the richness of Curculionidae together with the composition of the families Cerambycidae, Elateridae and Curculionidae together. In addition, the richness of Curculionidae can be used to monitor the total richness of the studied Coleoptera families.

Keywords: Coleoptera diversity, ecological restoration, forest remnants,

Biindicator beetles

2.2 INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica se destaca entre os biomas mundiais, tendo em vista que já foram descritas cerca de 15.000 espécies de angiospermas (Zappi *et al.*, 2015), 1025 espécies de aves, 719 espécies de anfíbios, 517 espécies de répteis, 384 espécies de mamíferos totalizando 2.645 espécies de tetrápodes descritas (Figueiredo *et al.*, 2021).

Contudo, essa biodiversidade está sob ameaça, porque as atividades humanas como agricultura, pecuária, barramento de rios, urbanização e industrialização levaram a redução de habitat do bioma (Galindo-Leal *et al.*, 2003), sendo que, em 2005 restavam apenas 22,26% de remanescentes florestais (Vancine *et al.*, 2024).

Com a criação de leis ambientais, tais como e a lei da Mata Atlântica (Brasil, 2006), o Código Florestal (Brasil, 2012) e a criação do Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC - Brasil, 2000), foi observado entre 2005 e 2020 um aumento de 0,6% das florestas do bioma, resultando em um total de 22,86% de florestas (Vancine *et al.*, 2024). Além das leis, outro fator que têm contribuído para o aumento de área florestal de Mata Atlântica são os projetos de restauração ecológica, desenvolvidos em colaboração pelos setores público, privado além de organizações não governamentais, que têm a meta de restaurar 15 milhões de hectares de Floresta Atlântica até 2050 (Brancaion *et al.*, 2016).

O objetivo principal de uma restauração ecológica é inicializar ou acelerar as condições necessárias para que um ecossistema possa recuperar sua trajetória de sucessão prévia a destruição do habitat (SER, 2024). Todavia,

os resultados de restaurações ecológicas podem variar amplamente, desde recuperação completa, até pouca ou nenhuma recuperação da área degradada (Suding, 2011). Assim, o monitoramento da trajetória das restaurações são fundamentais em projetos em desenvolvimento, uma vez que identificam fatores limitantes da sucessão em tempo real, o que permite ajustes da trajetória da sucessão (Matthews & Spyreas, 2010; Prach *et al.*, 2019). Além disso, o monitoramento permite avaliar o sucesso da restauração, o que é importante para projetos futuros, já que traz informações do que pode funcionar ou não (Suding, 2011).

Contudo, o conhecimento do potencial de monitoramento de restaurações por animais ainda é limitado no Brasil, uma vez que cerca de 80% dos estudos da trajetória de áreas restauradas, foram realizados com plantas (Guerra *et al.*, 2020). Portanto, o estudo com besouros (ordem Coleoptera) em áreas restauradas é fundamental, tendo em vista que representam grande parte da diversidade de animais, e desempenham funções ecossistêmicas importantes para ambientes em restauração, tais como a decomposição de madeira e ciclagem de nutrientes (Ulyshen, 2016; Ulyshen *et al.*, 2016), o enriquecimento dos solos com nutrientes (Yamada *et al.*, 2007), a dispersão secundária de sementes (Koike *et al.*, 2012) e a polinização de várias espécies de plantas (Muinde & Katumo, 2024).

Os Coleoptera apresentam algumas limitações em estudos ecológicos, devido à ausência do conhecimento da taxonomia e biologia de muitos grupos (Marinoni, 2001). Contudo, existe uma alternativa eficiente para a limitação, que é a utilização de espécies ou grupo de espécies bioindicadoras. Estas

respondem a mudanças ambientais e representam grupos taxonômicos mais amplos (Feinsinger, 2001). Dentre os Coleoptera, as famílias consideradas como indicadores biológicos são: Carabidae, Elateridae, Cerambycidae, Chrysomelidae, Scarabaeidae, Staphylinidae e Curculionidae (Freitas *et al.*, 2005). Estas famílias possuem características típicas de animais bioindicadores tais como: 1) taxonomia bem resolvida; 2) conhecimento da biologia dos organismos; 3) ciclo de vida curto (resposta rápida a mudanças ambientais); 4) variabilidade no grupo em relação as associações ecológicas; 5) fidelidade de habitat; 6) estreita relação a recursos e outros organismos; 7) dispersão limitada, 8) sofrem pouca ou nenhuma exploração humana; 9) facilidade de amostragem, triagem e identificação; 10) diversidade mediana (Freitas *et al.*, 2005).

Dessa forma, as famílias bioindicadoras de Coleoptera preenchem requisitos importantes para a avaliação do sucesso de áreas restauradas além do monitoramento de sua trajetória. Com base nisso, este trabalho teve o objetivo de avaliar o potencial dos Coleoptera bioindicadores no monitoramento da trajetória de sucessão de uma restauração ecológica de Mata Atlântica, comparando este ambiente com fragmentos florestais remanescentes de referência, através das seguintes perguntas:

- 1) A riqueza, abundância e composição de espécies dos Coleoptera bioindicadores difere entre os ambientes de restauração e os ambientes de referência (remanescentes florestais)?

2) Individualmente, alguma família dos Coleoptera bioindicadores, têm maior potencial no monitoramento do ambiente em processo de restauração?

3) Se houver alguma família com maior potencial no monitoramento das áreas em restauração, ela tem a capacidade de representar outras famílias de Coleoptera?

2.3 MATERIAL E MÉTODOS

2.3.1 Area de Estudo

Os besouros foram amostrados em três remanescentes florestais (áreas de referência) e em três regiões de uma restauração ecológica de floresta ripária, no município de Alvorada do Sul no norte do Paraná, sul do Brasil (22°49'47,4"S e 51°11'29,2" W, Figura 1). Esse local corresponde a uma das áreas de pesquisa do projeto PELD-MANP (Pesquisa Ecológica de Longa Duração-Mata Atlântica do Norte do Paraná) desenvolvido pela Universidade Estadual de Londrina.

O clima da região é subtropical úmido (Cfa). Assim, as chuvas se distribuem ao longo de todos os meses, como meses de verão com pluviosidade em torno de 200mm, com redução da pluviosidade para, em média, 30mm nos meses de inverno. As temperaturas médias no inverno são de 18°C e no verão são superiores a 25 °C (Nitsche *et al.*, 2019).

As florestas do norte do Paraná pertencem ao bioma Mata Atlântica e a fitofisionomia da vegetação é do tipo Estacional Semidecidual. A maioria da

mata contínua na região foi derrubada, principalmente, para atividades de agropecuária, restando atualmente fragmentos florestais que somados correspondem a menos de 10% da área original de floresta (IPARDES, 2017). Dentre as famílias de árvores com maior importância ecológica na região, destacam-se as Leguminosae, Meliaceae, Moraceae, Phytolaccaceae, Myrtaceae, Lauraceae, Euphorbiaceae, Rubiaceae, Rutaceae e Sapotaceae (Dias *et al.* 2002).

Os remanescentes florestais estudados possuem área de quatro a 128 hectares, e todos eles sofreram extração seletiva de madeira (Figura S1, Tabela S6). Já a área restaurada, corresponde a uma faixa de plantio de árvores da Mata Atlântica, com largura aproximada de 100 metros, nas margens da represa da usina hidrelétrica Capivara, implantada há 19 anos. O plantio foi mecanizado e utilizou cerca de 40 espécies nativas da região, em sua maioria espécies pioneiras e secundárias iniciais, plantadas com espaçamento de 2×3 metros (Suganuma & Torezan, 2013).

Foram selecionadas três regiões na restauração ecológica, delimitadas por remanescentes florestais, ou por áreas abertas de gramíneas que ocorrem ao longo da restauração. Cada região na restauração ecológica correspondeu à uma unidade amostral, e foi classificada como restauração 1 (RF1), restauração 2 (RF2) e restauração 3 (RF3). O tamanho de cada região da restauração variou de oito a 11 hectares (Tabela S6). A matriz agrícola da região é composta, principalmente, de plantio anual rotativo de soja e milho (Figura 1, Figura S1).

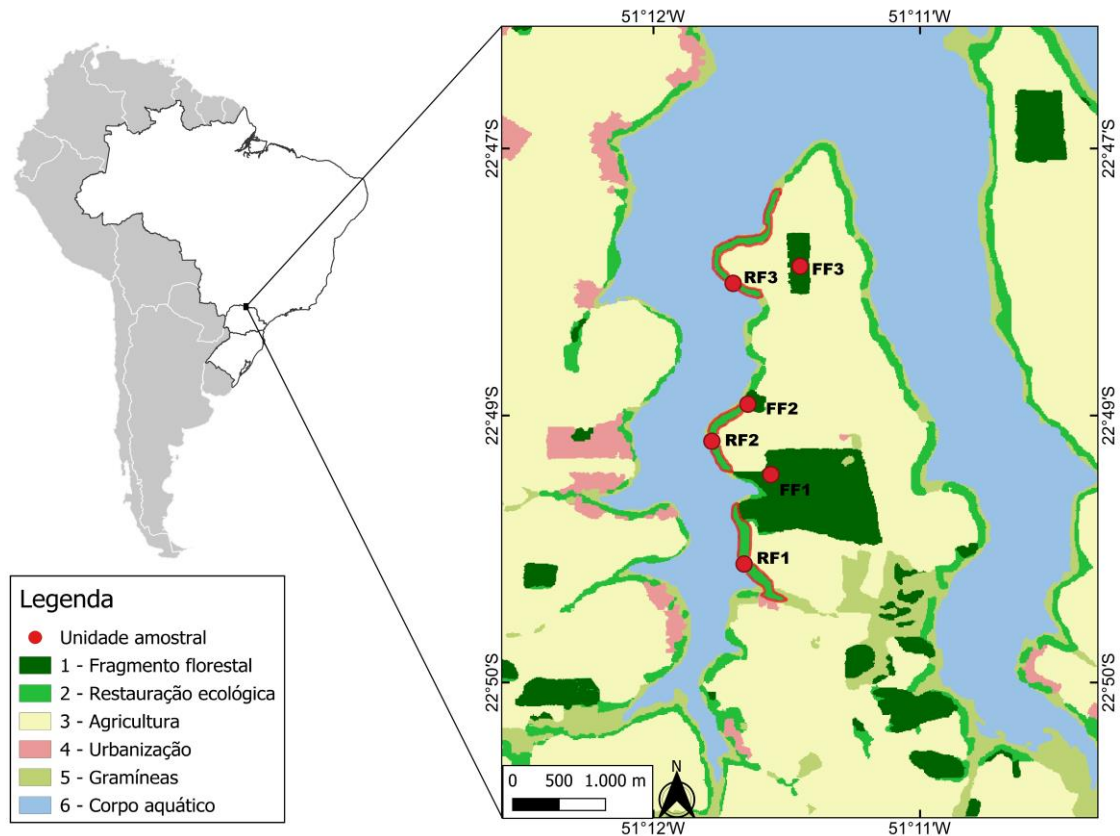


Figura 1. Mapa de localização da região estudada no norte do Paraná, sul do Brasil e os locais onde foram estabelecidas as unidades amostrais na paisagem. A paisagem é composta de uma restauração ecológica (reflorestamento de árvores nativas), de fragmentos florestais remanescentes, de regiões com gramíneas, além das águas do reservatório da hidrelétrica e da matriz agrícola. FF1- Fragmento florestal remanescente 1, FF2- Fragmento florestal remanescente 2, FF3- Fragmento florestal remanescente 3, RF1- Restauração ecológica 1, RF2- Restauração ecológica 2, RF3- Restauração ecológica 3.

2.3.2 Amostragem e Identificação dos Besouros

Em cada uma das unidades amostrais, foram instaladas duas armadilhas distantes 50 metros umas das outras e a 50 metros da borda. A armadilha utilizada foi adaptada a partir dos modelos propostos por Gonçalves & Louzada (2005) e Vaz-de-Mello & Louzada (1997). As armadilhas foram feitas de garrafa pet de cinco litros, com quatro janelas laterais (4x8 cm) localizadas a 18 cm da base da garrafa. Na altura das janelas, foi instalada uma plataforma para pouso. No interior da garrafa foi suspenso um reservatório para o atrativo dos insetos (150mL) e no fundo da garrafa foram adicionados 700 mL de uma mistura de água com sabão para quebrar a tensão superficial da água e foram adicionados 300 mL de álcool 92% para evitar a decomposição dos insetos coletados (Figura S2). Como atrativo para os besouros, foi utilizada uma mistura de banana nanica e caldo de cana na proporção de 1:1, fermentada durante 72 horas (Correa *et al.*, 2019). As armadilhas foram instaladas a aproximadamente dez metros de altura, já que são mais eficientes nesse estrato (Gonçalves & Louzada, 2005), e permaneceram coletando durante sete dias consecutivos por mês, de janeiro a outubro de 2023.

Para cada uma das espécies de besouros coletadas, foram montados alguns exemplares e uma primeira identificação foi feita com chaves de identificação para famílias e subfamílias (Casari & Ide, 2012). Posteriormente, os exemplares foram identificados em menores níveis taxonômicos, através da comparação com exemplares da coleção de Coleoptera do Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Londrina (MZUEL), além de literatura de

identificação específica para cada táxon (Aragão & Monné, 2011; Aguirre-Tapiero, 2009; Audureau, 2011; Bezark, 2024; Botero Rodriguez, 2014; Casari, 2002; Cherman, 2013; Corrêa *et al.* 2011; Costa, 1968; Costa *et al.*, 2010; Galileo *et al.*, 2008; Giesbert, 1987; Martins, 2004; Marvaldi & Lanteri, 2005; Napp, 2007; Ratcliffe, 2019; Shaughney & Ratcliffe, 2015; Orozco, 2012). Os indivíduos de difícil identificação ou com ausência de literatura ou material para comparar, foram identificados em morfoespécies para serem incluídos nas análises (Barrat *et al.*, 2003). Os besouros foram amostrados com a licença do Instituto Água e Terra (IAT), número 12,21, e os exemplares foram depositados na coleção entomológica do Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Londrina (MZUEL).

2.3.3 Análise Estatística

A análise dos dados foi integralmente realizada por meio de funções do programa R utilizando os pacotes iNEXT, vegan e gglot2 (R Core Team, 2023). Para realizar uma análise geral da riqueza de espécies, os dados das três unidades amostrais para cada ambiente (fragmento florestal remanescente e restauração ecológica) foram unidas. Posteriormente a riqueza de espécies foi comparada entre os ambientes através de curvas de rarefação e extrapolação de espécies construídas com base no número de indivíduos, com intervalo de confiança de 95% (função iNEXT). Além disso, através da rarefação/extrapolação de espécies foi verificado se a cobertura amostral para cada ambiente foi suficiente (Chao *et al.*, 2014).

Para verificar se as espécies que estão colonizando as regiões da restauração ecológica são as mesmas presentes nos fragmentos florestais

remanescentes, foi realizada uma análise de agrupamento (dendrograma) utilizando o método de ligação completa (hclust), a partir de uma matriz de dissimilaridade de espécies (vegdist), construída a partir da ocorrência das espécies (presença/ausência) utilizando a distância de Jaccard entre as unidades amostrais (Oksanen *et al.* 2022).

Curvas de abundância de espécies ranqueadas, foram construídas para analisar e comparar o padrão de distribuição de abundância das espécies (equitabilidade, espécies dominantes e espécies raras) entre os ambientes, além de verificar qual modelo teórico de distribuição de abundância cada ambiente segue (radfit) (Wilson, 1991).

Além das análises com todos os besouros amostrados, também foi comparado entre os ambientes a riqueza, a abundância e a composição de cada uma das famílias de Coleoptera, para verificar o potencial individual de cada família no monitoramento das restaurações ecológicas. Para cada uma das famílias, a riqueza foi comparada entre os ambientes através de curvas de rarefação de espécies, a abundância foi comparada através da análise da abundância relativa e a composição de espécies foi comparada entre os ambientes por meio de dendrogramas e coeficientes de determinação (R^2) obtidos do resultado de análises de variância permutacional multivariada (PERMANOVA, adonis2).

Também foi verificado se alguma família poderia representar outra ou os besouros de maneira geral, através da correlação (Spearman) da riqueza entre cada família, e entre cada família e a riqueza total de besouros (Kendal, 1938). Além disso, foi verificado se o padrão de composição de espécies de uma

família, observada nos ambientes estudados, é similar ao padrão de composição de outras famílias. Esta comparação foi realizada através da correlação de matrizes de dissimilaridade de espécies entre as famílias (Borcard & Legendre, 2012).

2.4 RESULTADOS

Foram amostrados um total de 1097 indivíduos e 94 espécies distribuídas nas sete famílias bioindicadoras. A família com maior número de espécies foi Cerambycidae, com 31 espécies, seguido de Curculionidae (25 espécies), Elateridae (11 espécies), Scarabaeidae (10 espécies), Staphylinidae (8 espécies), Chrysomelidae (5 espécies) e Carabidae (4 espécies). Cerambycidae foi a família com maior número de indivíduos coletados (401), seguido de Staphylinidae (322), Curculionidae (195), Elateridae (87), Chrysomelidae (55), Scarabaeidae (27) e Carabidae (10) (Tabela S1).

No total, foram observadas 76 espécies nos fragmentos florestais remanescentes e 57 nas regiões da restauração ecológica. A amostragem em ambos ambientes foram suficientes, já que a rarefação de espécies e o cálculo da cobertura amostral, apontou uma cobertura de 95,2% das comunidades dos fragmentos florestais remanescentes e 95,3% de cobertura das comunidades das diferentes regiões da restauração ecológica.

Houve sobreposição das curvas de rarefação de espécies, entre os fragmentos remanescentes e as regiões da restauração, o que indica que a riqueza média desses ambientes é igual (Figura - 2).

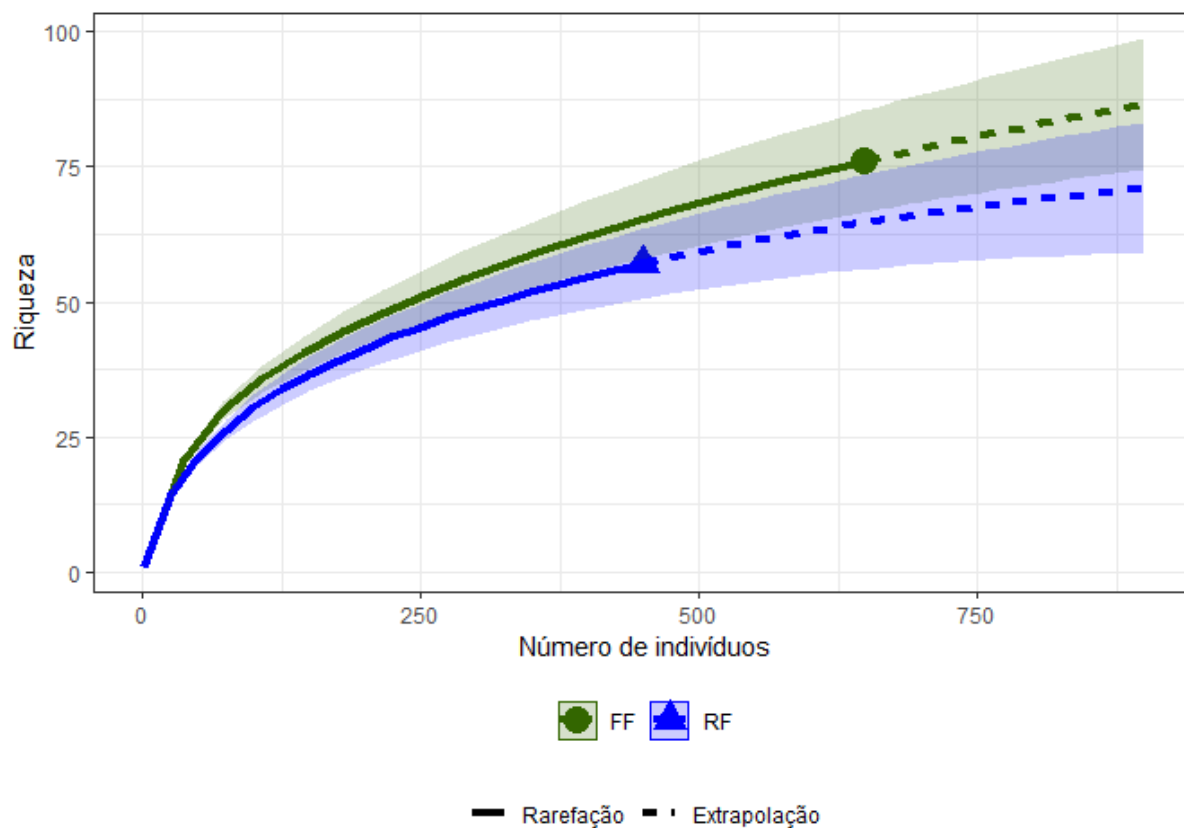


Figura 2. Curva de rarefação de espécies baseada no número de indivíduos acumulados, para as amostras de três fragmentos florestais remanescentes (FF) utilizados como referência, e amostras de três regiões de uma restauração ecológica (RF). As curvas foram construídas com 200 repetições, para construção do intervalo de confiança de 95% para cada curva.

Apesar dos três fragmentos remanescentes e as três regiões da restauração ecológica compartilharem uma parcela das espécies da paisagem, a análise de agrupamento das áreas apontou que ainda existe uma diferença na composição de espécies entre estes ambientes (Figura 3).

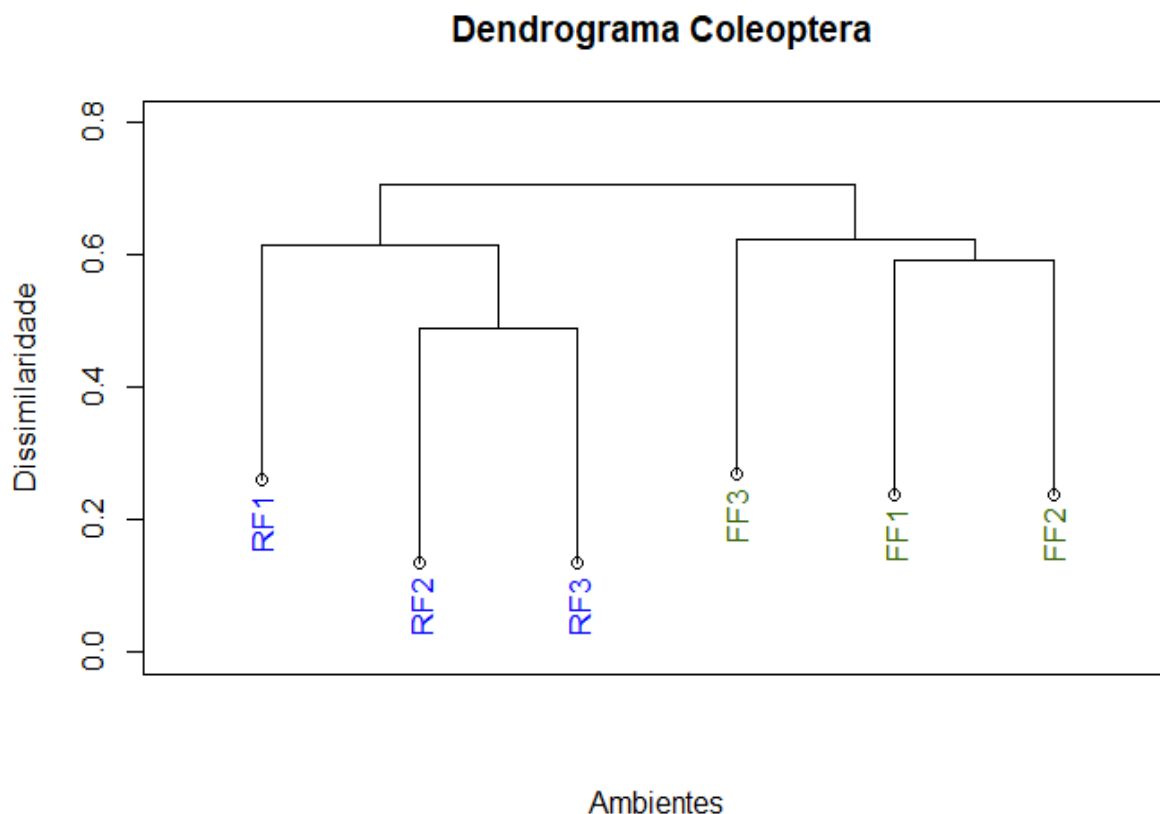


Figura 3. Padrão de agrupamento de três fragmentos florestais remanescentes (FF) e três regiões de uma restauração ecológica de Mata Atlântica (RF), com base na composição de espécies dessas áreas. Para a análise foi utilizado o índice de dissimilaridade de espécies de Jaccard e posterior agrupamento por conectividade completa.

A abundância das espécies ranqueadas para cada um dos ambientes, indica uma lacuna de espécies com abundância entre 15 e 45 indivíduos para a restauração ecológica, mas esta lacuna não é observada na curva referente aos remanescentes florestais (Figura 4). Para os ambientes de restauração ecológica, as espécies mais abundantes foram Staphylinidae sp8 (70

indivíduos), Staphylinidae sp5 (60) e *Cotyclytus curvatus* (Germar, 1821) (49), já para os remanescentes florestais as espécies mais abundantes foram Staphylinidae sp5 (75), Hamaederus sp1 (57) e *Aglaoschema ventrale* (Germar, 1824) (54).

Dentre os modelos teóricos possíveis que descrevem as curvas de abundância de espécies ranqueadas, o modelo de distribuição de Mandelbrot, foi o que melhor descreveu a distribuição de abundância tanto dos ambientes de fragmentos florestais remanescentes, quanto dos ambientes de restauração ecológica, o que indica uma semelhança no padrão de distribuição de abundância das espécies (número de espécies raras, dominantes e a equitabilidade) (Figura 4, Tabela S2).

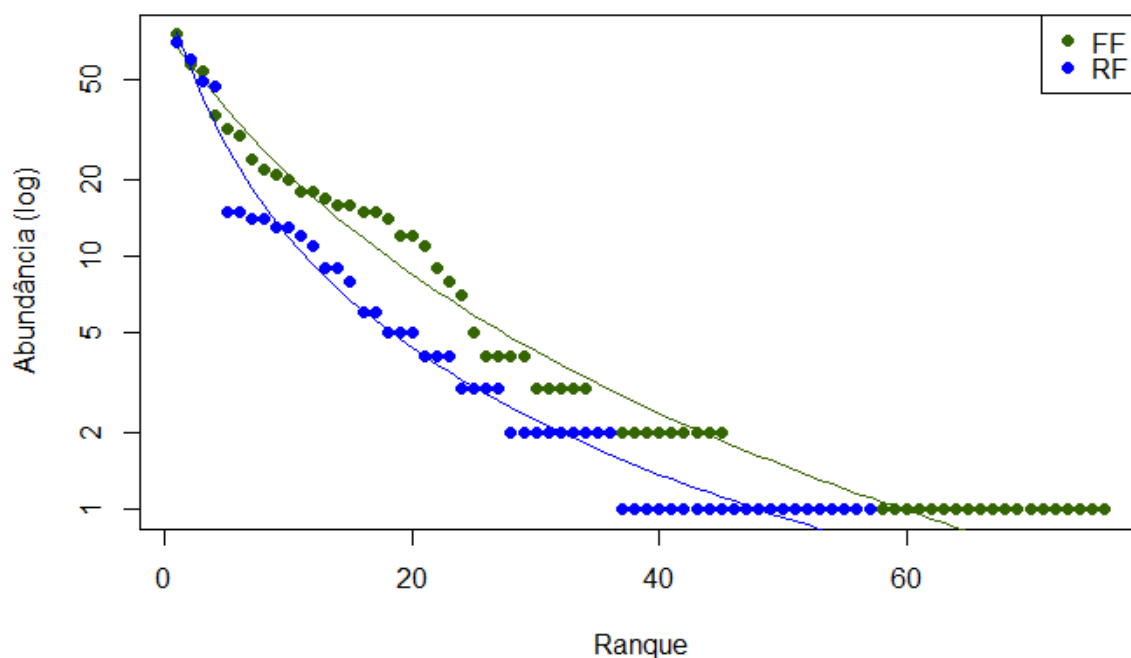


Figura 4. Curvas de abundância das espécies ranqueadas, para os ambientes de restauração ecológica (RF) e fragmentos florestais remanescentes (FF). A

linha de cada curva, corresponde ao modelo teórico que melhor descreveu os dados (Mandelbrot).

A análise individual de comparação da riqueza de espécies por família entre os ambientes estudados, indicou somente a família Curculionidae com riqueza significativamente maior nos remanescentes florestais se comparada as áreas de restauração ecológica. O restante das famílias teve a riqueza entre os ambientes iguais (Figura 5).

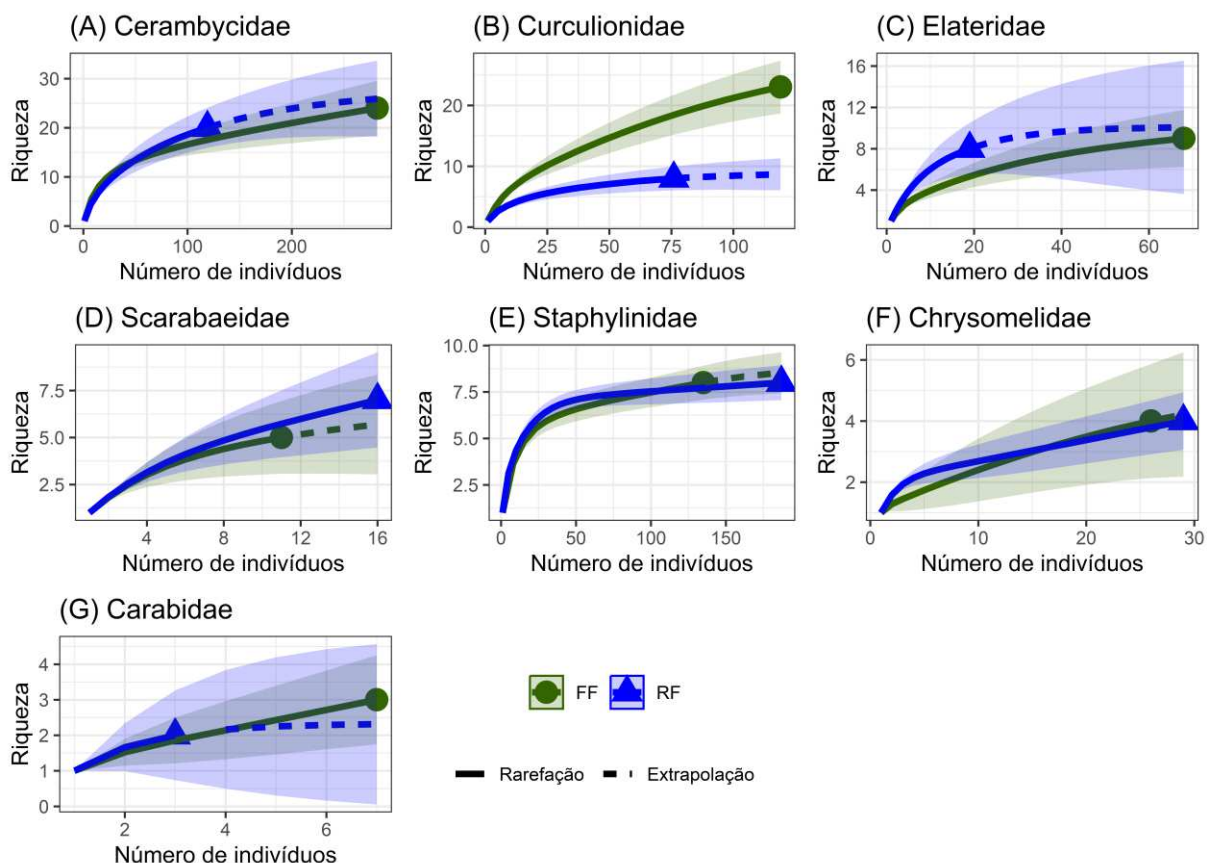


Figura 5. Comparação da riqueza de espécies entre os fragmentos florestais remanescentes (FF) e as áreas de restauração ecológica (RF), através de curvas de rarefação de espécies com base no número de indivíduos.

A riqueza da família Curculionidae foi a que esteve mais correlacionada positivamente com a riqueza do restante das outras famílias de Coleoptera ($r = 0,71$). Já a família Staphylinidae, foi o grupo com maior correlação negativa com as outras famílias de Coleoptera ($r = -0,86$), e inclusive teve uma relação negativa alta com Curculionidae ($r = -0,84$) (Tabela S3).

Apesar da composição de espécies de nenhuma família diferir significativamente entre os ambientes, as famílias Elateridae ($R^2 = 0,42$), Cerambycidae ($R^2 = 0,31$) e Curculionidae ($R^2 = 0,27$) foram as famílias que mais diferem na composição de acordo com o coeficiente de determinação (R^2) (Tabela S4). Os dendrogramas indicam algumas variações na composição de espécies em áreas de mesmo ambiente para a maioria das famílias, mas é possível observar a separação total entre ambientes para Curculionidae, e parcial para Cerambycidae, Elateridae, Staphylinidae e Scarabaeidae. Quando os dados das famílias que mais diferiram na composição entre ambientes, segundo o R^2 , são unidos (Cerambycidae, Elateridae e Curculionidae), é possível observar um padrão de separação entre os ambientes (Figura 6). A correlação entre as matrizes de dissimilaridade indicaram que nenhum padrão de agrupamento de áreas (dendrograma) observado para uma família, esteve correlacionado significativamente com o padrão de agrupamento de outra família (Figura S5).

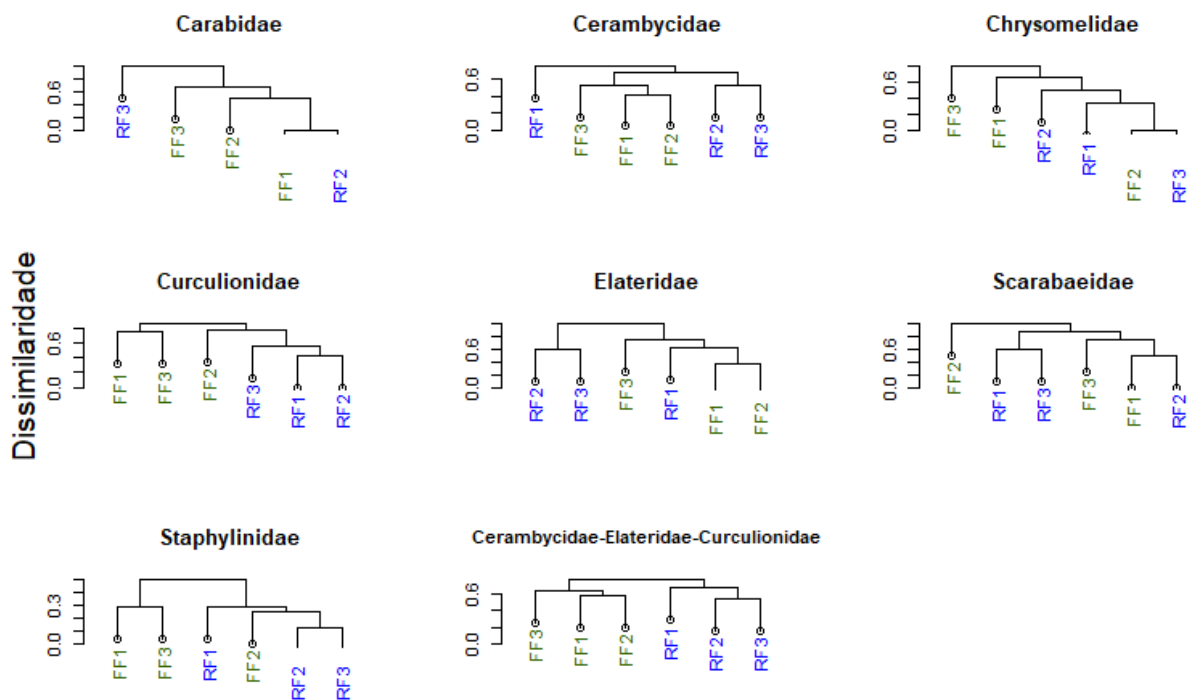


Figura 6 – Dendrograma para cada uma das sete famílias de Coleoptera bioindicadoras, com base em matrizes de dissimilaridade de Jaccard (presença/ausência). FF- Fragmento florestal remanescente, RF- Restauração ecológica.

Algumas famílias tiveram suas abundâncias relativamente maiores nos remanescentes florestais (Carabidae, Cerambycidae, Curculionidae e Elateridae), e outras famílias nos pontos da restauração ecológica (Scarabaeidae e Carabidae), mas nenhuma família teve sua abundância preponderante (mais de 75%) em algum dos ambientes estudados (Figura 7).

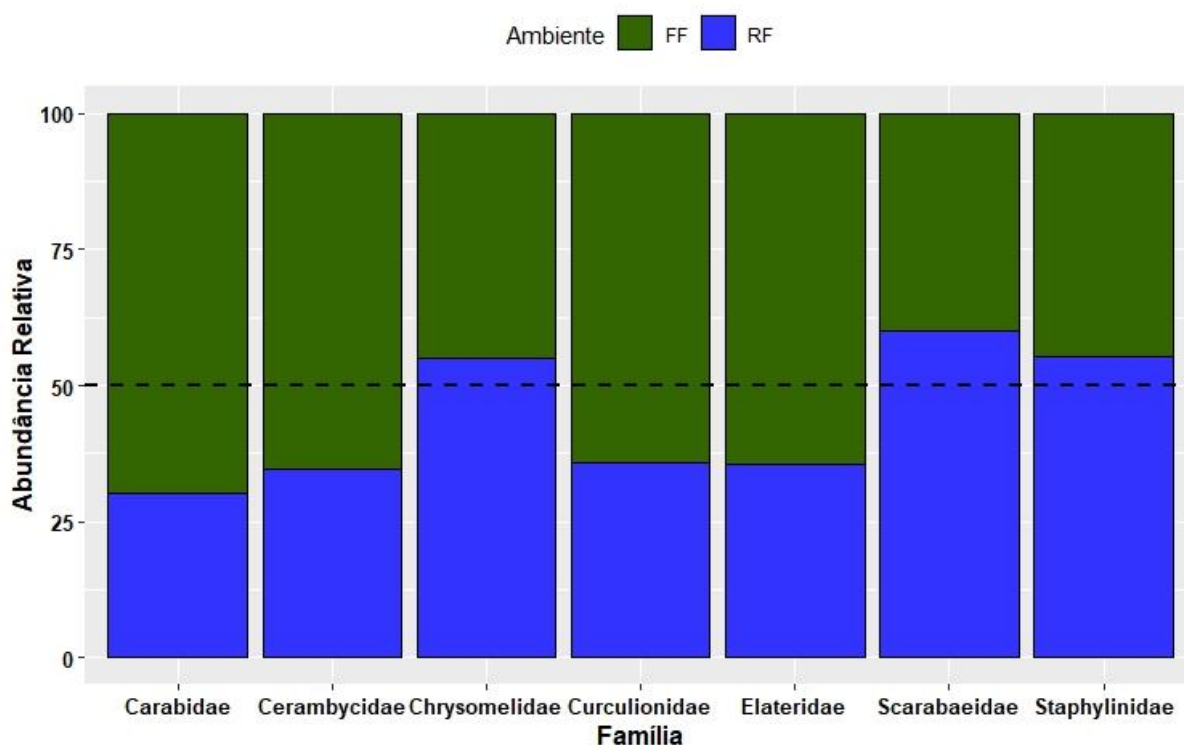


Figura 7 – Abundância relativa de cada uma das famílias de Coleoptera estudadas, para os fragmentos florestais remanescentes (FF), e restaurações ecológicas de Mata Atlântica (RF).

2.5 DISCUSSÃO

O monitoramento da biodiversidade em áreas restauradas, é importante para verificar a efetividade desses ambientes, para intervir e melhorar o processo de sucessão, bem como para gerar informações relevantes para futuras restaurações (Vallauri *et al.*, 2005).

No presente trabalho, foi observado que a riqueza total de espécies de besouros nas áreas restauradas é igual a riqueza dos remanescentes florestais. Estes resultados são importantes, já que indicam que a restauração ecológica está sendo utilizada como habitat para muitas espécies. Contudo, a

igualdade da riqueza geral de Coleoptera entre os ambientes, indica que esta variável não deve ser utilizada para o monitoramento do ambiente restaurado. Borchard *et al.* (2014), também encontraram resultados semelhantes, onde a riqueza de besouros entre ambientes de referência e áreas restauradas foi igual, até mesmo em restaurações recentes (5 anos).

Estes resultados podem ser justificados pela relação positiva da riqueza de espécies em um fragmento, com a quantidade de habitat na paisagem (Fahrig, 2013), além do efeito positivo da proximidade entre áreas (MacArthur & Wilson, 1967). No presente trabalho, duas regiões amostradas da restauração, estão próximas e conectadas com o maior remanescente florestal da paisagem, o que favorece a colonização e o aumento no número de espécies.

De acordo com a teoria do distúrbio intermediário, a riqueza de espécies é maior em ambientes com um grau de perturbação intermediário, onde parte das espécies com elevada capacidade competitiva conseguem colonizar, mas não se tornam dominantes, devido a um nível intermediário de perturbação, o que permite a colonização e permanência de espécies com menor capacidade competitiva e tolerantes a perturbações (Connell, 1978; Grime, 1973; Horn, 1975). No presente trabalho, áreas abertas com gramíneas invasoras e as plantações correspondem a ambientes com elevado grau de perturbação, e os remanescentes florestais são ambientes com o menor grau de perturbação. Já a área em restauração, corresponde a uma área com perturbação intermediária, favorecendo espécies que ocorrem nas áreas abertas e nas plantações, mas também permitem a colonização de espécies típicas dos remanescentes florestais. Contudo, é preciso verificar quais são as espécies

que estão contribuindo majoritariamente para a riqueza em áreas restauradas, porque parte destas espécies podem ser oriundas de ambientes degradados, o que já foi observado para borboletas em florestas jovens em recuperação (Shuey, *et al.*, 2017)

Curculionidae foi a única família em que a riqueza de espécies foi significativamente diferente entre os remanescentes de referência e a restauração ecológica, o que indica que a riqueza dessa família é um bom indicador da trajetória da restauração. Tendo em vista que Curculionidae tem estreita relação com suas plantas hospedeiras (Anderson, 1993), e que em geral a riqueza de árvores em restaurações é menor do que em a riqueza de fragmentos remanescentes na região do presente estudo (Suganuma *et al.*, 2015), também é esperado que a riqueza de Curculionidae seja menor nos ambientes em restauração.

A composição geral de besouros também é outro parâmetro importante para ser monitorado na restauração ecológica, já que essa variável diferiu entre fragmentos florestais remanescentes e as regiões da restauração ecológica.

Embora a estrutura da vegetação se regenere mais rapidamente do que a riqueza de espécies vegetais, ainda assim, os 19 anos de sucessão da restauração estudada, ainda não são suficientes para que a estrutura da vegetação seja igual a de remanescentes de referência (Suganuma *et al.*, 2015). Esta diferença na estrutura da vegetação possivelmente está influenciando na diferença da composição de espécies de besouros observada no presente trabalho, tendo em vista que a composição de besouros está

relacionada diretamente com a estrutura da vegetação (Grimbacher e Catterall, 2007; Jukes *et al.*, 2001; Van Heezik *et al.*, 2016).

A composição botânica também pode estar influenciando na diferença observada na composição de besouros, já que a composição de espécies de besouros é influenciada pela composição botânica (Axmacher *et al.*, 2023), e já é reconhecido que restaurações ecológicas de Mata Atlântica têm a composição de espécies de árvores diferente de ambientes de referência (Almeida *et al.*, 2024).

A composição em conjunto das famílias Elateridae, Cerambycidae e Curculionidae, também poderão ser utilizadas para o monitoramento da restauração, já que foram as famílias que mais diferem na composição de espécies entre os ambientes. Curculionidae e Cerambycidae são famílias que tem estreita relação com suas plantas hospedeiras (Anderson, 1993; Hanks, 1999), e a diferença na composição botânica entre os ambientes deve influenciar na diferença da composição de espécies de besouros que ocorrem neles.

A distribuição de abundância de espécies ranqueadas entre os ambientes, indicou semelhança na equitabilidade entre os ambientes. Contudo, houve uma lacuna de espécies com abundância entre 15 e 45 indivíduos no ambiente restaurado. Esta lacuna também é um parâmetro importante para ser monitorado. Possivelmente, as condições ambientais desfavoráveis ou a ausência de nichos na restauração (Dilworth & Taylor, 2024), impedem a ocorrência ou crescimento populacional de espécies que preencheriam esta lacuna, o que é corroborado pela distribuição teórica de Mandelbrot que os

dados seguiram. Esta distribuição prediz que a presença de espécies mais tardias depende da presença prévia de outras espécies e de condições ambientais específicas (Wilson, 1991).

Diferente dos resultados observados por Uehara-Prado *et. al.* (2009), que observaram correlação positiva entre famílias, em relação a composição de espécies entre áreas; no presente trabalho, nenhuma família esteve correlacionada significativamente. Por outro lado, a riqueza de Curculionidae esteve positivamente correlacionada com o restante da riqueza de Coleoptera. Assim, o aumento de espécies de Curculionidae nas áreas restauradas, está relacionada com o aumento de espécies de Coleoptera bioindicadores como um todo (com exceção de Staphylinidae).

2.6 CONCLUSÃO

Neste trabalho, analisamos o potencial dos besouros em indicar a qualidade de uma restauração ecológica de Mata Atlântica, bem como selecionar quais famílias e variáveis podem ser utilizadas para o monitoramento da trajetória de sucessão da restauração.

Para um biomonitoramento mais amplo, que utilize as sete famílias estudadas, a composição geral de espécies pode ser utilizada no monitoramento da trajetória da restauração. Também, a abundância ranqueada das espécies pode ser acompanhada, para verificar se a lacuna de espécies com abundância entre 15 e 45 indivíduos é preenchida.

O monitoramento pode ser tornar mais prático e menos custoso utilizando algumas famílias. As famílias com maior potencial em monitorar a

restauração ecológica estudada são Curculionidae (Riqueza); e Elateridae, Cerambycidae e Curculionidae em conjunto (Composição). A riqueza de Curculionidae é um bom parâmetro para ser acompanhado para monitorar a trajetória de sucessão da restauração ecológica estudada. Também pode ser utilizada para monitorar a riqueza geral de besouros bioindicadores. Além disso, a composição em conjunto de Cerambycidae, Elateridae e Curculionidae pode ser utilizada no monitoramento da restauração ecológica, mas não pode identificar variações na composição geral de besouros bioindicadores.

Futuramente, estudos em restaurações em outras regiões, são recomendadas para avaliar se as variáveis e grupos com potencial para o monitoramento encontradas no presente trabalho, são as mesmas, ampliando o potencial bioindicador destes grupos.

2.7 AGRADECIMENTOS

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

2.8 REFERÊNCIAS

Aguirre-Tapiero, M. P. (2009) Clave de identificación de géneros conocidos y esperados de Elateridae Leach (Coleoptera: Elateroidea) en Colombia. *Boletín del Museo de Entomología de la Universidad del Valle*, 10, 25-35.

Almeida, C., Reid, J., Lima, R., Pinto, L.F.& Viani, R. (2023). Restoration plantings in the Atlantic Forest use a small, biased, and homogeneous set of tree species. *Forest Ecology and Management*. **553**, 121628.

Anderson, R. (1993) Weevils and plants: Phylogenetic versus ecological mediation of evolution of host plant associations in Curculioninae (Coleoptera: Curculionidae). *Memoirs of the Entomological Society of Canada*. **125**, 197-232.

Aragão, A. C. & Monné, M. A. (2011) O gênero *Megacyllene* s. str. Casey (Coleoptera, Cerambycidae) na Mata Atlântica: descrição de duas espécies inéditas, chave para identificação e novas ocorrências. *Revista Brasileira De Entomologia*, 55, 159–171.

Audureau, A. (2011) Révision du genre *Orthomegas* Audinet-Serville, 1832 (Coleoptera, Cerambycidae, Prioninae). *Les Cahiers Magellanes*, **6**, 63-96.

Axmacher, J., Sang, W., Brennan, E., Diekman, M., Liu, Y., Marples, A. *et al.* (2023) Regional sets of diverse, specialized ground beetle and plant assemblages recolonise China's restored temperate forest landscapes. *Forest Ecology and Management*, **549**, 121479.

Barrat, B.I.P., Deraik, J.G.B., Rufaut, G.B., Goodman, A.J. & Dickinson, K.J.M. (2003) Morphospecies as a substitute for Coleoptera species identification, and the value of experience in improving accuracy. *Journal of the Royal Society of New Zealand*, **33**, 583–590.

Bezark, L. G. (2024) New world Cerambycidae Catalog. A photograph catalog of the CERAMBYCIDAE of the world. <<http://bezbycids.com/byciddb/wdefault.asp?w=n>>. 7th July.

Borcard, D. & Legendre, P. (2012) Is the Mantel correlogram powerful enough to be useful in ecological analysis? A simulation study. *Ecology* **93**, 1473-1481.

Borchard, F., Buchholz, S., Helbing, F. & Fartmann, T. (2014). Carabid beetles and spiders as bioindicators for the evaluation of montane heathland restoration on former spruce forests. *Biological Conservation*. **178**, 185–192.

Botero Rodriguez, J. P. (2014) Review of the genus *Susuacanga* (Coleoptera, Cerambycidae, Cerambycinae). *Zootaxa*, **3779**, 518-528.

Brançalion, P.H.S., Pinto, S.R., Pugliese, L., Padovezi, A., Rodrigues, R.R., Calmon, M. *et al.* (2016) Governance innovations from a multi-stakeholder coalition to implement large-scale Forest Restoration in Brazil.

Brasil (2000) *Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e de outras providências.*

Brasil (2006) Lei Nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006. Das definições, objetivos e princípios do regime jurídico do bioma Mata Atlântica. <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/lei/l11428.htm> 9th November.

Brasil (2012) Lei Nº 12.651, De 25 De Maio De 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. < https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm> 10th November.

Casari, S. A. (2002) Review of the genus *Chalcolepidius* Eschscholtz, 1829 (Coleoptera, Elateridae, Agrypninae). *Revista Brasileira De Entomologia*, **46**, 263–428.

Casari, S.A. & Ide, S. (2012) Coleoptera. In: *Insetos do Brasil: Diversidade e Taxonomia*. (ed. Rafael, J.A., Melo, G.A.R., Carvalho, C.J.B.; Casari, S.A.). Ribeirão preto: Holos, 2012, p. 347-405.

Chao, A., Gotelli, N.J., Hsieh, T. C., Sander, E.L., Ma, K. H., Colwell, R. K. *et al.* (2014) Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, **84**, 45-67.

Cherman, M. A., Guedes, J. V. C., Morón, M. A., Prá, E. D., & Bigolin, M. (2013) White grubs (Coleoptera, Melolonthidae) in the "Planalto Region", Rio Grande do Sul state, Brazil: Key for identification, species richness and distribution. *Revista Brasileira De Entomologia*, **57**, 271–278.

Connell, J.H. (1978) Diversity in tropical rainforests and coral reefs. *Science*, **199**, 1302-1310.

Correa, C., Puker, A., Lara, M., Rosa, C. & Korasaki, V. (2019) Evaluation of baits for trapping of Neotropical flower chafer beetles (Coleoptera: Scarabaeoidea: Cetoniinae). *Entomological Science*, **22**, 365-372.

Corrêa, V. A., Casari, S. A., & Mermudes, J. R. M. (2011) Inventário de Elateridae (Coleoptera) de Vila Dois Rios, Ilha Grande, Angra Dos Reis, Rio de Janeiro. *Biota Neotropica*, **11**, 291–297.

Costa, C. (1968) Gênero *Pyrophorus*. 1. Espécies com antenas curtas e vesículas luminescentes laterais (Col. Elateridae). *Papéis Avulsos de Zoologia*, **22**, 61-83.

Costa, C., Lawrence, J.F. & Rosa, S.P. (2010) Elateridae Leach, 1815. Volume 2 Morphology and Systematics (Elateroidea, Bostrichiformia, Cucujiformia). (ed. by Kükenthal, W., Leschen, R.A.B., Beutel, R.G. & Lawrence, J.F.), pp. 75-103, De Gruyter, New York, U.S.

Dias, M.C, Vieira, A.O.S. & Paiva, R.C. (2002) Florística e fitossociologia das espécies arbóreas das florestas da bacia do rio Tibagi. In: A Bacia do Rio Tibagi (ed. by Medri, M.E., Bianchini, E., Shibatta, O., Pimenta, J.A.) p. 109-124, Câmara Brasileira do Livro, São Paulo, Brasil.

Dilworth, S. & Taylor, B. (2023) Facilitating the recovery of insect communities in restored streams by increasing oviposition habitat. *Ecological Applications*, **34**, e2939.

Fahrig, L. (2013) Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography*, **40**, 1649–1663.

Feinsinger, P. (2001) *Designing Field Studies for Biodiversity Conservation*. Washington DC, The Nature Conservancy, USA.

Figueiredo, M. D. S. L. *et al.* (2021). Tetrapod Diversity in the Atlantic Forest: Maps and Gaps. In: *The Atlantic Forest* (ed. by Marques, M.C.M. & Grelle, C.E.V.). pp. 185–204, Springer, Cham.

Freitas, A., Leal, I., Uehara-Prado, M. & Iannuzzi, L. (2005) Insetos como Indicadores de Conservação da Paisagem. In: *Biologia da Conservação* (ed. by Rocha, C.F.D., Bergallo, H.G., Alves, M.A.S.) pp.1-28., Rima, Rio de Janeiro, Brasil.

Galileo, M.H.M., Martins, U. R. & Moysés, E. (2008) *Cerambycidae Sul-Americanos (Coleoptera): Suplemento 2*. p. 128. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo, BR.

Galindo-Leal, C., Câmara, I., Sayre, D. (2003) The Atlantic Forest of South America: Biodiversity Status, Threats, and Outlook. Island Press, Washington, U.S.A.

Garcia, L.C., Hobbs, R.J., Ribeiro, D.B., Tamashiro, J.Y., Santos, F.M.A. & Rodrigues, R.R. (2016) Restoration over time: is it possible to restore trees and non-trees in high-diversity forests? *Applied Vegetation Science*, **19**, 655-666.

Giesbert, E. F. (1987) Additions to the Callichromatini of Central America, with a Key to Genera and Description of a New Species of *Xenochroma* (Coleoptera: Cerambycidae). *The coleopterist bulletin*, **41**, 35-40.

Gonçalves, T. & Louzada, J. (2005) Estratificação vertical de coleópteros carpófilos (Insecta: Coleoptera) em fragmentos florestais do sul do Estado de Minas Gerais, Brasil. *Ecología austral*, **15**, 101-110.

Grimbacher, P. & Catterall, C. (2007) How much do site age, habitat structure and spatial isolation influence the restoration of rainforest beetle species assemblages? *Biological Conservation*, **135**, 107-118.

Grime, J. P. (1973). Competitive Exclusion in Herbaceous Vegetation. *Nature*. **242**, 344–7.

Guerra, A., Reis, L., Borges, F.L., Alves, O.P., Miranda, C., Maidana, D., Santos, M., Shibuya, P., Marques, M., Laurance & S., Garcia, L. (2019) Ecological restoration in Brazilian biomes: Identifying advances and gaps. *Forest Ecology and Management*. **458**, 117802.

Hanks, L.M. (1999) Influence of the larval host plant on reproductive strategies of cerambycid beetles. *Annual Review of Entomology*, **44**, 483-505.

IPARDES, Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social (2017) Indicadores de desenvolvimento sustentável por bacias hidrográficas do estado do Paraná. < <https://www.ipardes.pr.gov.br/Pagina/Edicao-2017>> 10th June 2024.

Jukes, M., Peace, A., & Ferris, R. (2001) Carabid beetle communities associated with coniferous plantations in Britain: The influence of site, ground vegetation and stand structure. *Forest Ecology and Management*, **148**, 271-286.

Kendall, M. G. (1938) A new measure of rank correlation, *Biometrika*, **30**, 81–93.

Koike, S., Morimoto, H., Kozakai, C., Arimoto, I., Soga, M., & Yamazaki, K. (2012) The role of dung beetles as a secondary seed disperser after dispersal

by frugivore mammals in a temperate deciduous forest. *Acta Oecologica*, **41**, 74–81.

Marinoni, R. C. (2001) Os grupos tróficos em Coleoptera. *Revista Brasileira de Zoologia*, **18**, 205-224.

Martins, U. R. (2004) Cerambycidae Sul-Americanos (Coleoptera): subfamília Cerambycinae: Cerambycini – subtribo Sphallotrichina subtrib. Nov., Callidipini Lacordaire, 1869, Graciliini Mulsant, 1939, Neocorini trib. Nov. p. 286, Edusp - Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo, BR.

Marvaldi, A. E. & Lanteri, A. A. (2005) Key to higher taxa of South American weevils based on adult characters (Coleoptera, Curculionoidea). *Revista Chilena de Historia Natural*, **78**, 65-87.

Matthews, J.W. & Spyreas, G. (2010) Convergence and divergence in plant community trajectories as a framework for monitoring wetland restoration progress. *Journal of Applied Ecology*, **47**, 1128-1136.

Muinde, J. & Katumo, D.M. (2024) Beyond Butterflies and Bees: The Role of Beetles in Pollination System. *Journal for Nature Conservation*, **77**, 126523.

Napp, D. S. (2007) Revisão do gênero *Aglaoschema* Napp (Coleoptera, Cerambycidae). *Revista Brasileira De Zoologia*, **24**, 793–816.

Nitsche, P.R., Caramori, P.H., Ricce, W.S.; Pinto, L.F.D (2019) Atlas Climático do Estado do Paraná. IAPAR, Londrina, Brasil.

Oksanen, J., Simpson, G., Blanchet, F., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. *et al.* (2022) vegan: Community Ecology Package. R package version 2.6-4. <<https://CRAN.R-project.org/package=vegan>>

Orozco, J. (2012) Monographic Revision of the American Genus *Euphoria* Burmeister, 1842 (Coleoptera: Scarabaeidae: Cetoniinae). *The Coleopterists Bulletin*, **66**, 1-182.

Prach, K., Durigan, G., Fennessy, S., Overbeck, G.E., Torezan, J.M. & Murphy, S.D. (2019) A primer on choosing goals and indicators to evaluate ecological restoration success. *Restoration Ecology*, **27**, 917-923.

R Core Team (2023) R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. <<https://www.R-project.org/>>

Ratcliffe, B. (2019). Keys to Adults of all Genera and Larvae of 19 Species of Gymnetini (Coleoptera: Scarabaeidae: Cetoniinae) in the New World, with a Species Checklist and Descriptions of Two New Genera and Species from Mexico and Martinique. *Coleopterists Bulletin*, **73**, 1-26.

SER, Society for Ecological Restoration (2024) What is ecological restoration?
< <https://ser-rrc.org/what-is-ecological-restoration/>> June 2024

Shaughney, J. & Ratcliffe, B. (2015) A Monographic Revision Of The Genus *Hoplopyga* Thomson, 1880 (Coleoptera: Scarabaeidae: Cetoniinae: Gymnetini). *The Coleopterists Bulletin*, **69**, 579-638.

Shuey, J. (2013) Habitat Re-Creation (Ecological Restoration) as a Strategy for Conserving Insect Communities in Highly Fragmented Landscapes. *Insects*, **4**, 761-780.

Suding, K. (2011) Toward an Era of Restoration in Ecology: Successes, Failures, and Opportunities Ahead. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, **42**, 465-487.

Suganuma, M.S. & Torezan, J.M.D. (2013) Evolução dos processos ecossistêmicos em reflorestamentos da Floresta Estacional Semidecídica. *Hoehnea*, **40**, 557–565.

Suganuma, M.S. & Durigan, G. (2015) Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems. *Restoration Ecology*, **23**, 238-251.

Uehara-Prado, M., Fernandes, J., Bello, A., Machado, G., Santos, A., Vaz-de-Mello, F., Freitas, A. (2009) Selecting terrestrial arthropods as indicators of small-scale disturbance: A first approach in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation*, **142**, 1220-1228.

Ulyshen, M. (2016) Wood decomposition as influenced by invertebrates. *Biological Reviews*, **91**, 70-85.

Ulyshen, M., Müller, J. & Seibold, S. (2016) Bark coverage and insects influence wood decomposition: Direct and indirect effects. *Applied Soil Ecology*, **105**, 25-30.

Vallauri, D., Aronson, J., Dudley, N., Vallejo, R. & Mansourian, S. (2005) Monitoring and Evaluating Forest Restoration Success, *Forest Restoration in Landscapes. Beyond planting Trees* (ed. by Mansourian, S., Vallauri, D., Dudley, N.). pp. 150-158. Springer, New York.

Vancine, M., Muylaert, R. Niebuhr, B., Oshima, J., Tonetti, V., Bernardo, R., *et al.* (2024) The Atlantic Forest of South America: spatiotemporal dynamics of remaining vegetation and implications for conservation. *Biological Conservation*, **291**, 110499.

Vaz-de-Mello, F. & Louzada, J. (1997) Considerations on the arboreal foraging of Scarabaeidae (Coleoptera, Scarabaeoidea) and data on their occurrence in tropical rainforests of Brazil. *Acta Zoologica Mexicana Nueva Serie*, **72**, 55-61.

Van Heezik, Y., Dickinson, K., Freeman, C., Porter, S., Wing, J. & Barratt, B. (2016) To what extent does vegetation composition and structure influence beetle communities and species richness in private gardens in New Zealand?. *Landscape and Urban Planning*. **151**, 79-88.

Wilson, J.B. (1991) Methods for fitting dominance/diversity curves. *Journal of Vegetation Science* **2**, 35–46.

Yamada, D., Imura, O., Shi, K. & Shibuya, T. (2007) Effect of tunneler dung beetles on cattle dung decomposition, soil nutrients and herbage growth. *Grassland Science*, **53**, 121-129.

Zappi, D.C., Filardi, F.L.R., Leitman, P., Souza, V.C., Walter, B.M.T., Pirani, J.R., (2015) Growing knowledge: an overview of Seed Plant diversity in Brazil. *Rodriguésia*, **66**, 1085–1113.

2.9 MATERIAL SUPLEMENTAR

Tabela S1 - Espécies de sete famílias de Coleoptera bioindicadoras, amostradas em três fragmentos florestais remanescentes (FF) e em três regiões de uma restauração ecológica (RF) de mata ripária em uma paisagem no norte do Paraná, sul do Brasil.

Família/Espécie	Local Amostrado					
	FF1	FF2	FF3	RF1	RF2	RF3
Carabidae	1	2	4	0	2	1
<i>Agra</i> sp1	0	1	0	0	0	0
Harpalinae sp1	0	0	1	0	0	0
Harpalinae sp2	0	0	0	0	0	1
Lebiinae sp1	1	1	3	0	2	0
Cerambycidae	114	39	129	22	84	13
Acanthoderini sp1	0	0	0	1	0	0
<i>Achryson immaculipenne</i> Gounelle, 1909	0	0	0	2	0	0
<i>Aegomorphus jaspideus</i> (Germar, 1823)	3	1	3	0	1	1
<i>Aerenea posticalis</i> Thomson, 1857	1	1	0	0	0	0
<i>Aglaoschema ventrale</i> (Germar, 1823)	43	11	0	1	1	0
<i>Ambonus distinctus</i> (Newman, 1840)	2	2	7	1	0	0
<i>Ambonus interrogationis</i> (Blanchard, 1847)	0	0	0	3	0	0
<i>Chlorida festiva</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	1	0	0	0
<i>Chrysoprasis</i> sp2	0	0	1	0	0	0
<i>Chrysoprasis</i> sp4	0	0	1	1	0	0

<i>Chydarteres dimidiatus</i> (Germar, 1823)	5	1	11	2	4	3
<i>Coleoxestia</i> sp. 1	0	0	0	0	1	0
<i>Colobothea fasciata</i> Bates, 1865	1	0	0	0	0	0
<i>Cotyclytus curvatus</i> (Germar, 1821)	13	5	6	8	36	5
<i>Deltosoma xerophila</i> Di Iorio, 1995	0	0	0	0	2	0
<i>Eburodacrys dubitata</i> White, 1853	10	0	6	2	1	1
<i>Hamaederus pactor</i> (Lameere, 1885)	0	0	1	0	1	0
<i>Hamaederus</i> sp1	7	6	44	0	5	0
<i>Juiaparus</i> sp1	0	1	7	0	0	0
<i>Lissonotus spadiceus</i> Dalman, 1823	4	0	14	0	0	0
<i>Lophopoeum timbouvae</i> Lameere, 1884	0	0	0	0	2	1
<i>Megacyllene acuta</i> (Germar, 1821)	5	2	8	0	14	1
<i>Megacyllene falsa</i> (Chevrolat, 1862)	15	5	16	1	13	1
<i>Mionochroma electrinum</i> (Gounelle, 1911)	0	0	0	0	1	0
<i>Atrypanius lignarius</i> (Bates, 1864)	1	2	1	0	0	0
<i>Orthomegas cinnamomeus</i> (Linnaeus, 1758)	1	0	0	0	0	0
<i>Oxymerus aculeatus</i> Dupont, 1838	1	0	0	0	1	0
<i>Rhopalophora collaris</i> (Germar, 1823)	0	0	1	0	0	0
<i>Susuacanga octoguttata</i> (Germar, 1821)	1	1	1	0	1	0
<i>Sydax</i> sp1	1	0	0	0	0	0
<i>Trachelissa maculicollis</i> (Audinet-Serville, 1834)	0	1	0	0	0	0
Chrysomelidae	13	5	8	9	12	8
Cassidini sp1	0	0	0	1	0	0

Chrysomelidae sp1	0	0	2	0	1	0
<i>Diabrotica speciosa</i> (Germar, 1824)	0	1	0	3	10	1
Galerucinae sp1	0	0	1	0	0	0
<i>Pachymerus nucleorum</i> (Fabricius, 1792)	13	4	5	5	1	7
Curculionidae	21	20	78	18	19	39
Cryptorhynchinae sp1	0	0	2	0	0	0
Cryptorhynchinae sp3	0	0	1	0	0	0
Cryptorhynchinae sp4	1	0	0	0	0	0
Curculionidae sp1	1	0	11	0	0	0
Curculionidae sp10	0	1	0	0	0	0
Curculionidae sp3	0	2	0	0	0	0
Curculionidae sp4	0	0	0	0	1	0
Curculionidae sp5	2	0	0	2	0	0
Curculionidae sp6	0	0	2	0	0	0
Curculionidae sp7	0	0	1	0	0	0
Curculionidae sp8	0	0	1	0	0	0
Curculionidae sp9	2	0	0	0	0	0
<i>Eubulus</i> sp1	0	0	2	0	0	0
<i>Heilus</i> sp1	3	3	14	3	3	5
<i>Metamasius hemipterus</i> (Linnaeus, 1758)	6	4	2	7	12	28
Molytinae sp3	1	0	0	0	0	0
Molytinae sp4	1	0	1	0	0	0
<i>Piazurus</i> sp1	0	7	11	0	0	0
<i>Piazurus</i> sp2	2	0	28	1	1	4

Platypodinae sp1	1	0	0	0	0	0
<i>Rhinostomus barbirostris</i> (Fabricius, 1775)	1	0	0	0	0	0
Scolytinae sp1	0	2	1	4	2	0
Scolytinae sp2	0	0	0	0	0	2
Scolytinae sp3	0	0	1	0	0	0
Scolytinae sp4	0	1	0	1	0	0
Elateridae	35	28	5	9	3	7
<i>Anchastus quadrimaculatus</i> Candèze, 1889	2	1	0	1	0	1
<i>Chalcolepidius limbatus</i> (Eschscholtz, 1829)	1	0	0	3	0	0
<i>Conoderus inquinatus</i> (Candèze, 1859)	1	1	1	0	0	0
Dicrepidini sp1	0	0	0	0	0	1
<i>Dicrepidius</i> sp1	1	0	0	0	0	1
Elateridae sp1	1	1	0	0	0	0
Elaterinae sp1	0	0	1	0	0	0
<i>Monocrepidius abbreviatus</i> Germar, 1839	11	21	0	1	0	0
<i>Orthostethus</i> sp1	15	4	2	2	0	0
<i>Pherhimius fascicularis</i> (Fabricius, 1787)	3	0	1	1	2	2
<i>Pyrophorus</i> sp1	0	0	0	1	1	2
Scarabaeidae	8	1	2	10	3	3
<i>Canthon conformis</i> Harold, 1868	0	0	0	0	1	0
<i>Cyclocephala</i> sp1	0	0	1	0	0	0
<i>Leucothyreus</i> sp1	0	0	0	1	0	0
<i>Plectris</i> sp1	0	0	0	3	0	2
<i>Euphoria lurida</i> (Fabricius, 1775)	0	0	0	4	0	0

<i>Gymnetis bonplandii</i> Schaum, 1844	0	1	0	0	0	0
<i>Gymnetis holosericea</i> (Voet, 1779)	2	0	0	0	1	0
<i>Gymnetis rufilatrix</i> (Illiger, 1800)	0	0	0	1	0	0
<i>Hoplopyga ocellata</i> (Gory & Percheron, 1833)	3	0	0	0	0	0
<i>Hoplopyga</i> sp1	3	0	1	1	1	1
Staphylinidae	27	53	55	15	39	133
Staphylinidae sp1	1	0	3	2	4	6
Staphylinidae sp2	9	5	2	1	2	10
Staphylinidae sp3	1	0	0	0	0	1
Staphylinidae sp4	4	4	1	2	1	5
Staphylinidae sp5	0	38	37	3	14	43
Staphylinidae sp6	3	3	8	0	4	5
Staphylinidae sp7	0	1	0	3	1	10
Staphylinidae sp8	9	2	4	4	13	53
Riqueza	47	36	48	36	36	29
Abundância	219	148	281	83	162	204

Tabela S2 – Resultados da função radfit. A função aplica nos dados alguns modelos teóricos de distribuição de abundância de espécies, e posteriormente indica o modelo que melhor descreve os dados observados (menor desviância).

Modelo	FF	RF
Null	174	160
Preemption	58	85
Lognormal	54	42
Zipf	123	58
Mandelbrot	21	20

Tabela S3 - Correlação da riqueza de espécies entre as famílias de besouros, e entre cada uma das famílias e o total (Coleoptera). A riqueza de espécies foi amostrada em três fragmentos florestais remanescentes e três regiões de uma restauração ecológica de Mata Atlântica.

Família 1	Família 2	Correlação
Carabidae	Cerambycidae	0,42
Carabidae	Chrysomelidae	-0,12
Cerambycidae	Chrysomelidae	-0,03
Carabidae	Curculionidae	0,52
Cerambycidae	Curculionidae	0,81
Chrysomelidae	Curculionidae	-0,06
Carabidae	Elateridae	-0,42
Cerambycidae	Elateridae	-0,09
Chrysomelidae	Elateridae	-0,63
Curculionidae	Elateridae	0,17
Carabidae	Scarabaeidae	-0,87
Cerambycidae	Scarabaeidae	0,03
Chrysomelidae	Scarabaeidae	0,3
Curculionidae	Scarabaeidae	-0,15
Elateridae	Scarabaeidae	0,31
Carabidae	Staphylinidae	-0,22
Cerambycidae	Staphylinidae	-0,51
Chrysomelidae	Staphylinidae	0,02
Curculionidae	Staphylinidae	-0,85

Elateridae	Staphylinidae	-0,43
Scarabaeidae	Staphylinidae	-0,07
Carabidae	Coleoptera	0,02
Cerambycidae	Coleoptera	0,58
Chrysomelidae	Coleoptera	-0,31
Curculionidae	Coleoptera	0,71
Elateridae	Coleoptera	-0,20
Scarabaeidae	Coleoptera	-0,24
Staphylinidae	Coleoptera	-0,86

Tabela S4 – Resultados da Análise de Variância Permutacional Multivariada (PERMANOVA), para cada uma das famílias, comparando a composição de espécies entre fragmentos florestais remanescentes e áreas restauradas de Mata Atlântica. Também é apresentado o coeficiente de determinação (R2) e a significância dos testes.

Família	R2	pvalor
Carabidae	0,252	0,5
Cerambycidae	0,317	0,1
Chrysomelidae	0,239	0,6
Curculionidae	0,278	0,1
Elateridae	0,421	0,1
Scarabaeidae	0,194	0,6
Staphylinidae	0,209	0,7

Tabela S5 – Teste de correlação de Mantel, entre as matrizes de dissimilaridade (composição) de espécies entre sete famílias de besouros amostradas em áreas restauradas de Mata Atlântica e fragmentos florestais remanescentes.

Famílias	correlação	pvalor
Cerambycidae-Chrysomelidae	-0,10	0,55
Cerambycidae-Curculionidae	-0,49	0,90
Cerambycidae-Elateridae	-0,05	0,60
Cerambycidae-Scarabaeidae	-0,01	0,37
Cerambycidae-Staphylinidae	-0,12	0,65
Chrysomelidae-Curculionidae	0,41	0,13
Chrysomelidae-Elateridae	0,08	0,39
Chrysomelidae-Scarabaeidae	-0,25	0,70
Chrysomelidae-Staphylinidae	0,48	0,11
Curculionidae-Elateridae	0,32	0,13
Curculionidae-Scarabaeidae	0,00	0,59
Curculionidae-Staphylinidae	0,50	0,07
Elateridae-Scarabaeidae	-0,09	0,66
Elateridae-Staphylinidae	-0,29	0,84
Scarabaeidae-Staphylinidae	0,14	0,38

Tabela S6. Tamanho e localização das unidades amostrais para os três fragmentos florestais (FF) e três regiões de uma restauração ecológica (RF) de Mata Atlântica, no norte do Paraná.

Área	Tamanho (ha)	Localização
FF1	128,1	22°48'57"S 51°11'31"W
FF2	4	22°48'31"S 51°11'37"W
FF3	14,3	22°47'38"S 51°11'17"W
RF1	10,8	22°49'32"S 51°11'40"W
RF2	7	22°48'45"S 51°11'52"W
RF3	10,9	22°47'46"S 51°11'44"W

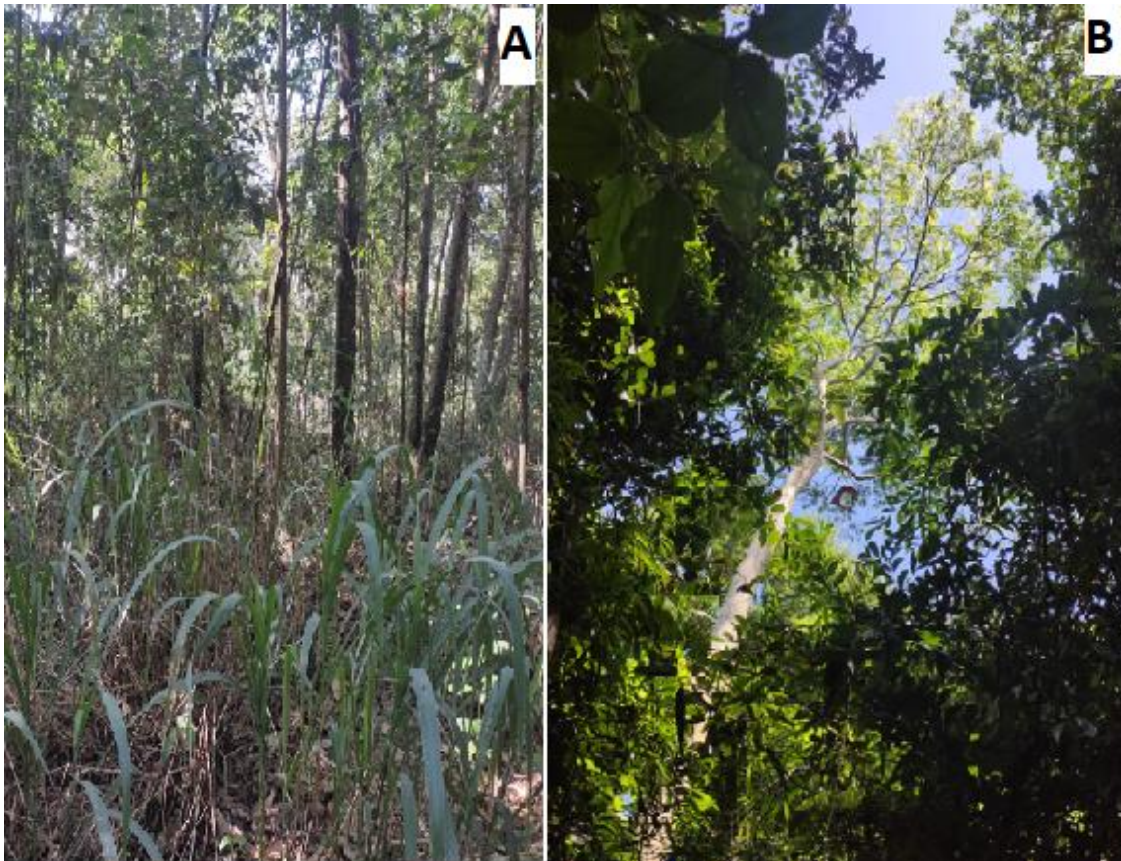


Figura S1. A: Restauração ecológica de Mata Atlântica, estabelecida em 2004, onde foram utilizadas 40 espécies nativas e plantadas em espaçamento 2x3 metros. B: Fragmento florestal remanescente de Mata Atlântica na paisagem onde o estudo foi realizado.

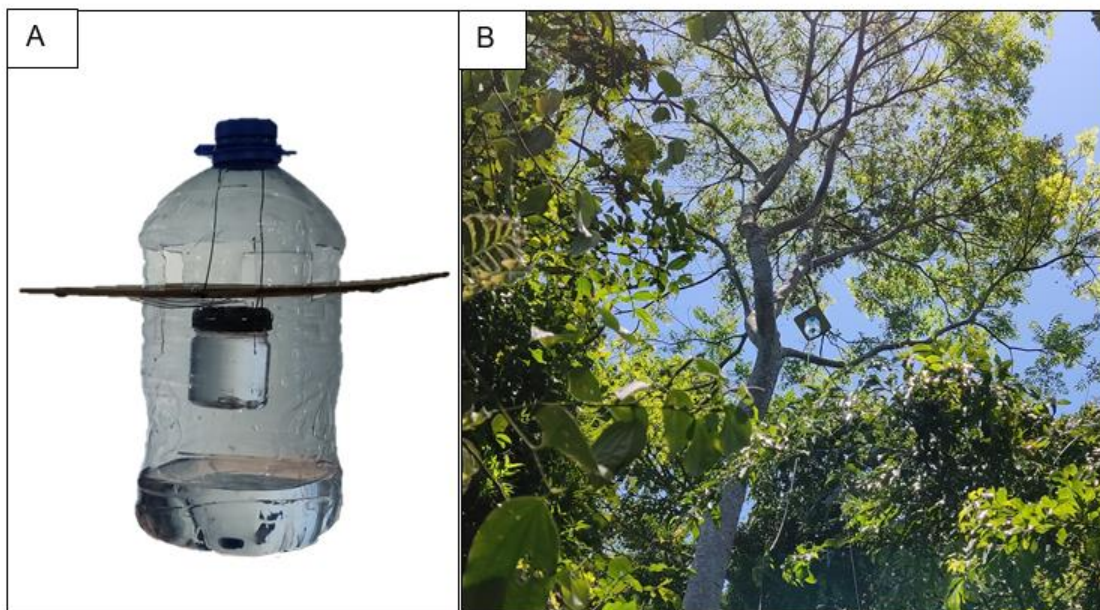


Figura S2. A: Modelo de armadilha utilizada, feita de garrafa pet de cinco litros, com quatro janelas (4x8cm) e uma plataforma de pouso para os insetos, além de um recipiente para o atrativo com a abertura no nível das janelas. B: Armadilha suspensa no dossel de uma das áreas amostrais.

3 CAPÍTULO 2

Efeito conjunto de variáveis da paisagem e locais determinam a riqueza de besouros em áreas de restauração ecológica de Mata Atlântica

Mailson G. Fonseca^{1,3}, Carlos E. A. Julio²

1 Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade, Universidade Estadual de Londrina, 536 Rodovia Celso Garcia Cid, PR 445 km 380, CEP 86.057-970, Londrina, PR, Brasil. 537

2 Departamento de Biologia Animal e Vegetal, Centro de Ciências Biológicas, 538 Universidade Estadual de Londrina. 539

³Autor para correspondência: mgfonsecca@gmail.com

Este artigo será submetido no periódico *Insect Conservation and Diversity*

<https://resjournals.onlinelibrary.wiley.com/hub/journal/17524598/homepage/forauthors.html>

3.1 RESUMO

1. A fragmentação dos ecossistemas terrestres tem sido o principal fator para a perda de biodiversidade devido, principalmente, a redução, isolamento e alteração em propriedades bióticas e abióticas de habitat. Contudo, nas últimas décadas tem havido um esforço coletivo para a restauração desses ecossistemas. Os Coleoptera correspondem a um dos grupos de animais, com maior biodiversidade e participam de diversos processos ecológicos importantes para a manutenção dos ecossistemas.
2. Dessa forma, este trabalho teve o objetivo de entender qual a influência da paisagem e da estrutura da vegetação na riqueza de sete famílias de besouros bioindicadores (Cerambycidae, Curculionidae, Chrysomelidae, Elateridae, Scarabaeidae, Staphylinidae e Carabidae), em nove regiões de uma restauração ecológica de Mata Atlântica ripária. Os besouros foram amostrados com armadilhas de garrafa pet iscadas com banana fermentada, instaladas a 10 metros de altura. Foram realizadas amostras mensais de janeiro a outubro de 2023.
3. No total, foram amostrados 1501 indivíduos e 94 espécies. A porcentagem de área de fragmentos florestais remanescentes e de restauração, além da cobertura do dossel, estiveram correlacionadas positivamente com a riqueza de besouros. Por outro lado, a porcentagem de área agrícola e a distância entre a área restaurada e o maior fragmento remanescentes da paisagem, estiveram correlacionados negativamente com a riqueza dos Coleoptera.

4. Este trabalho indica a importância das áreas restauradas, ao abrigar diversas espécies de besouros, também reforça a importância do estabelecimento das áreas restauradas o mais próximo possível de regiões da paisagem que contenham a maior quantidade de habitat remanescente. Além disso, o trabalho indica a importância do aumento de área restaurada bem como de medidas que melhorem a estrutura da vegetação, para o aumento na riqueza de besouros.

Palavras-chave: Riqueza de besouros, reflorestamento, contexto da paisagem, heterogeneidade da vegetação

Joint effect of landscape and local variables determines beetle richness in
Atlantic Forest ecological restoration areas

Abstract

1. The fragmentation of terrestrial ecosystems has been the main factor in the loss of biodiversity, mainly due to the reduction, isolation and alteration of biotic and abiotic habitat properties. However, in recent decades there has been a collective effort to restore these ecosystems. Coleoptera are one of the groups of animals with the greatest biodiversity and participate in several ecological processes that are important for the maintenance of ecosystems.
2. Thus, this study aimed to understand the influence of the landscape and vegetation structure on the richness of seven families of bioindicator beetles (Cerambycidae, Curculionidae, Chrysomelidae, Elateridae, Scarabaeidae, Staphylinidae and Carabidae) in nine regions of an ecological restoration of riparian Atlantic Forest. The beetles were sampled with PET bottle traps baited with fermented banana, installed close to the canopy (10 m) of the sampling points. Monthly samples were collected from January to October 2023.
3. In total, 1501 individuals and 94 species were sampled. The percentage of area of remaining and restored forest fragments, in addition to canopy cover, were positively correlated with beetle richness. On the other hand, the amount of agricultural area and the distance between the restored

area and the largest remaining fragment were negatively correlated with Coleoptera richness.

4. This work indicates the importance of restored areas, as they harbor several species of beetles and reinforces the importance of establishing restored areas as close as possible to regions of the landscape that contain the largest amount of remaining habitat. In addition, the work indicates the importance of increasing the restoration area as well as measures that improve the structure of the vegetation, to increase beetle richness.

Keywords: Beetle richness, reforestation, landscape context, vegetation heterogeneity

3.2 INTRODUÇÃO

A fragmentação de habitat corresponde ao processo de redução de uma área contínua de um ecossistema em áreas menores e isoladas por uma matriz de habitat diferente da original (Haddad *et al.*, 2015; Wilcove, *et al.*, 1986). O uso de terra, para diversas atividades humanas (agricultura, pecuária, urbanização e etc.), é a principal causa da perda de habitat, o que tem causado uma redução mundial na biodiversidade (Newbold *et al.*, 2015).

Além do efeito direto da perda de habitat, a fragmentação leva a efeitos negativos secundários na biodiversidade remanescente. Estes efeitos podem ser explicados pela dinâmica de colonização e extinção de espécies em ilhas (teoria de biogeografia de ilhas), bem como a dinâmica de colonização e extinção de populações entre fragmentos de habitat (teoria de metapopulações) (Levins, 1969; MacArthur & Wilson, 1967). Dessa forma, os fragmentos de habitat correspondem a ilhas imersas em um mar de matriz antrópica. Portanto, quanto menor os fragmentos forem e mais isolados estiverem, menor será sua riqueza de espécies (Levins, 1969; MacArthur & Wilson, 1967).

Trabalhos compilando os resultados de experimentos no mundo todo, envolvendo a fragmentação, tem comprovado os efeitos negativos da diminuição de fragmentos florestais, do seu isolamento e do efeito de borda, sobre vários parâmetros importantes das comunidades, como a persistência, abundância e riqueza de espécies, bem como alterações nas dinâmicas tróficas, na dispersão e composição de espécies além de mudanças no

microclima de fragmentos remanescentes (Haddad *et al.*, 2015; Wilson *et al.*, 2016).

Além das características de forma, tamanho e disposição espacial dos fragmentos de habitat, variáveis no entorno desses fragmentos também importam (contexto), sendo que a quantidade total de habitat na paisagem, é um dos principais fatores determinantes da riqueza observada em cada fragmento (Fahrig, 2013). O efeito positivo da quantidade de habitat da paisagem tem sido constatado, por exemplo, sobre a biodiversidade de aves (Camargo *et al.*, 2018; Lindenmayer *et al.*, 2010), pequenos mamíferos (Melo *et al.*, 2017) e mariposas (Merckx *et al.*, 2019). Além da quantidade de habitat, a variabilidade de tipos de cobertura do solo na paisagem (naturais ou antrópicas), bem como a porcentagem de cada uma dessas coberturas, pode influenciar na riqueza de espécies e na persistência delas, nos fragmentos remanescentes (Dauber *et al.*, 2003; Öckinger *et al.*, 2012).

Contudo, para entender a influência do contexto da paisagem sobre a biodiversidade nos fragmentos de habitat, é preciso encontrar a escala de resposta mais intensa do grupo focal (escala do efeito), tendo em vista que as espécies/grupos respondem a variáveis da paisagem, em diferentes escalas espaciais (Crouzeilles & Curran, 2016; Holland *et al.*, 2004). Uma maneira de encontrar a escala do efeito do grupo focal, é modelar a relação da variável resposta (por exemplo, a riqueza) e a variável preditora (por exemplo, a quantidade de habitat na paisagem) em diferentes escalas e encontrar a escala cujas relações são mais intensas (Fahrig, 2013; Holland *et al.*, 2004).

Além de variáveis regionais da paisagem, os animais respondem a variações locais da estrutura da vegetação. Na maioria dos ecossistemas, a vegetação é quem determina a estrutura física do ambiente (Tews *et al.*, 2004). Portanto, a heterogeneidade de habitat, é determinada, principalmente, pela disposição vertical e horizontal da vegetação (Simonson *et al.*, 2014). De acordo com a hipótese de heterogeneidade de habitat, quanto mais complexo um habitat, mais nichos estarão disponíveis, o que aumenta a biodiversidade (Lawton, 1978; MacArthur & MacArthur, 1961). Dessa forma, vegetações estruturalmente mais complexas (heterogêneas), terão maior biodiversidade, o que é observado, para aves (Froneman *et al.*, 2001), mamíferos de pequeno porte (Ecke, 2002), aranhas (Whitmore *et al.*, 2009) e besouros (Brose, 2003).

Identificar quais variáveis regionais e locais têm mais influência na biodiversidade, é fundamental em projetos de restauração ecológica, tendo em vista que estes projetos visam o reestabelecimento da biodiversidade e de serviços ecossistêmicos (Benayas & Bullock, 2012; Brudvig, 2011).

Hotspots como a Mata Atlântica, são prioritários para conservação (Myers *et al.*, 2000; Vancine *et al.*, 2024). O estudo de grupos ecológicos importantes, como os Coleoptera, deve fazer parte de projetos de conservação e restauração deste bioma. Os Coleoptera, além da grande biodiversidade (Bouchard *et al.*, 2017), também fornecem serviços ecossistêmicos relevantes, como a polinização de plantas (Gutowksi, 1990), a ciclagem de nutrientes por meio da decomposição de madeira (Ulyshen, 2016; Ulyshen *et al.*, 2016), além da dispersão de sementes secundariamente (Koike *et al.*, 2012). Também,

podem ser fonte importante de alimento para vertebrados (Mestre *et al.*, 2010; Nyffeler *et al.*, 2018) e invertebrados (Kenis & Hilszczanski, 2004).

Contudo, a grande biodiversidade dos besouros, e o déficit no número de pesquisadores, leva a falta de conhecimento da taxonomia e biologia de muitas famílias, o que inviabiliza a utilização dessas famílias em estudos ecológicos (Marinoni, 2001). Nesse sentido, grupos bioindicadores podem ser utilizados, já que respondem a mudanças ambientais e representam grupos taxonômicos mais amplos (Feinsinger, 2001). Para os Coleoptera, as famílias bioindicadoras mais utilizadas em trabalhos ecológicos são: Cerambycidae, Elateridae, Curculionidae, Chrysomelidae, Staphylinidae, Carabidae e Scarabaeidae (Freitas *et al.*, 2005).

O conhecimento de quais variáveis são mais importantes para o aumento na riqueza de besouros em áreas restauradas ainda é limitado. O estudo desses insetos em áreas restauradas de Mata Atlântica é essencial, devido sua importância ecológica, e potencial para monitorar o estado de conservação de áreas de Mata Atlântica (Brown, 1997).

Com base nisso, este trabalho teve o objetivo de analisar quais variáveis são mais importantes para a riqueza de besouros bioindicadores (sete famílias) em áreas de restauração ecológica de Mata Atlântica ripária. Para isso, quatro perguntas foram estabelecidas: 1) A riqueza de Coleoptera nas regiões amostradas de restauração ecológica estão relacionadas com o contexto da paisagem (a composição e quantidade de cada elemento da paisagem)? 2) Em que escala os Coleoptera respondem ao contexto da paisagem? 3) A riqueza dos Coleoptera nas áreas amostradas de restauração ecológica, tem alguma

relação com a distância que elas estão dos fragmentos florestais remanescentes da paisagem? 4) A riqueza de Coleoptera nas regiões amostradas da restauração ecológica, está relacionada com a heterogeneidade da estrutura da vegetação dessas regiões?

3.3 MATERIAL E MÉTODOS

3.3.1 Area de Estudo

O estudo foi desenvolvido em uma paisagem fragmentada localizada no município de Alvorada do Sul, no norte do Paraná, sul do Brasil. Foram selecionados nove pontos amostrais de uma restauração ecológica de Mata Atlântica ripária no entorno do reservatório da usina hidroelétrica Capivara. A região do estudo corresponde a uma das regiões de pesquisa do projeto PELD-MANP (Pesquisa Ecológica de Longa Duração-Mata Atlântica do Norte do Paraná) desenvolvido pela Universidade Estadual de Londrina (22°49'47.35"S e 51°11'29.21", figura 1). De acordo com a classificação de Köppen (1936), o clima da região é caracterizado como subtropical úmido (Cfa), tendo em vista que a pluviosidade para os meses de verão é em média de 200 mm e a temperatura é superior a 25 °C. O inverno apresenta menos pluviosidade (30 mm), porém não há meses de seca intensa e a temperatura nesse período é de 18 °C em média (Nitsche *et al.*, 2019).

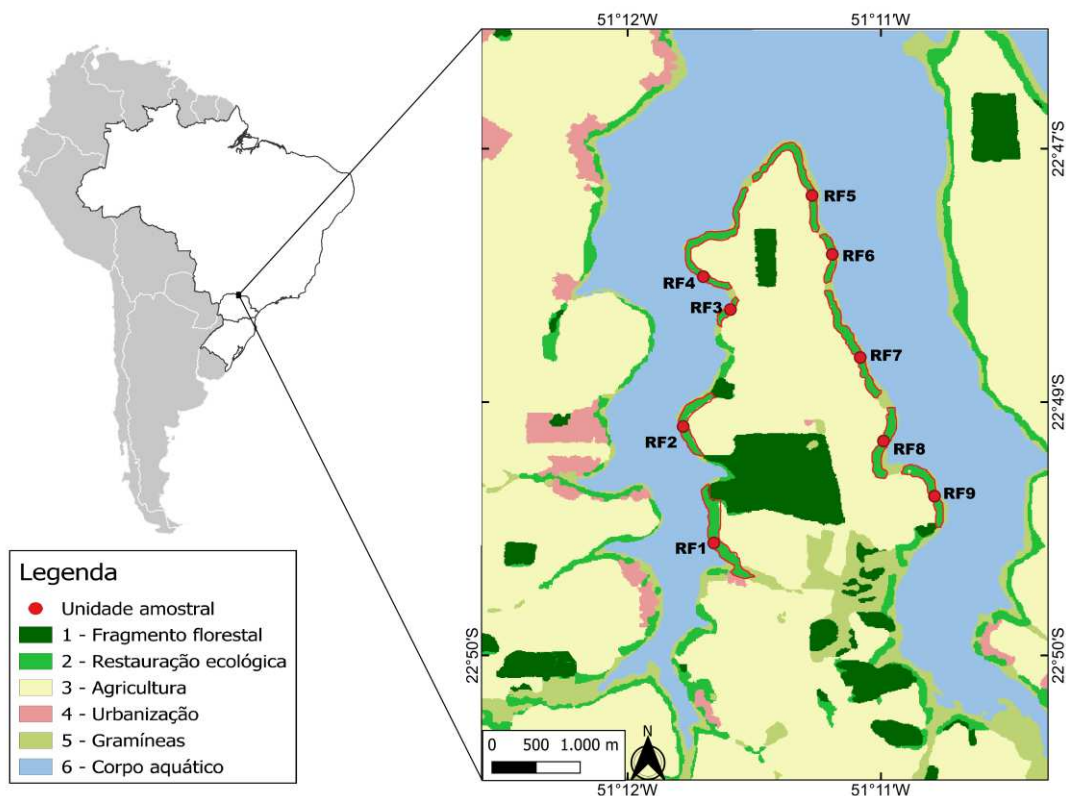


Figura 1. Mapa de localização da paisagem de estudo no Brasil e Paraná, bem como a localização e contexto da paisagem de nove pontos amostrais ao longo de uma restauração ecológica de Mata Atlântica no entorno da represa hidrelétrica Capivara, no município de Alvorada do Sul, no norte do Paraná.

A região de estudo pertence ao bioma Mata Atlântica, com florestas do tipo estacional semidecidual. Nesta região, as matas nativas sofreram desmatamento para a implantação, principalmente, de agropecuária, o que levou a paisagens com elevada fragmentação e perda de habitat, sendo que resta atualmente menos de 10% da área total de floresta (IPARDES, 2017). Nesses remanescentes de Mata Atlântica ocorrem, principalmente, as árvores das famílias Leguminosae, Meliaceae, Moraceae, Phytolaccaceae, Myrtaceae,

Lauraceae, Euphorbiaceae, Rubiaceae, Rutaceae e Sapotaceae (Dias *et al.* 2002).

Na localidade do estudo, a paisagem tem como característica a presença de remanescentes florestais de pequeno a médio tamanho (quatro a 128 hectares), em geral, com alguma extração seletiva de madeira, distantes uns dos outros e separados por uma matriz composta por plantio anual de soja e milho. Além disso, parte da paisagem é composta pelas águas da represa hidrelétrica Capivara. Em 2004, foi iniciada uma restauração ecológica no entorno da represa na região da paisagem estudada. Para a restauração ecológica, foram selecionadas cerca de 40 espécies de árvores nativas da região, em sua maioria espécies pioneiras e secundárias iniciais, plantadas com espaçamento de 2×3 metros (Suganuma & Torezan, 2013). A faixa restaurada se distribui ao longo das margens do reservatório, e possui largura de cerca de 100 metros. Ao longo da faixa restaurada, foram selecionados nove pontos amostrais (unidades amostrais), distantes a 1000 metros uns dos outros em média, e delimitados por fragmentos florestais remanescentes ou áreas abertas compostas por gramíneas. O tamanho de cada unidade amostral variou de 2,3 a 10,9 hectares (Figura 1, Tabela S4).

Atualmente, as áreas estudadas da restauração apresentam alguma variação no seu estágio de sucessão, sendo possível observar variabilidade na densidade de indivíduos regenerantes de árvores no sub-bosque, na cobertura do dossel e na quantidade de gramíneas exóticas no sub-bosque (Figura S1).

3.3.2 Amostragem e Identificação dos Besouros

Em cada uma das nove unidades amostrais, os besouros foram amostrados com duas armadilhas iscadas com frutas, distantes a 50 metros uma da outra e a 50 metros da borda. A armadilha utilizada é semelhante aos modelos propostos por Gonçalves & Louzada (2005) e Vaz-de-Mello & Louzada (1997). No presente trabalho, as armadilhas foram feitas de garrafa pet de cinco litros, com quatro janelas laterais (4×8 cm), localizadas a 18 centímetros da base da garrafa. Na altura das janelas, na parte externa da garrafa, foi instalada uma plataforma para pouso dos insetos, e nessa mesma altura, na parte interna da garrafa, foi instalado um reservatório de 150 ml para a isca (Figura S2). Uma mistura de banana nanica e caldo de cana na proporção de 1:1, fermentada durante 72 horas, foi utilizada para atrair os insetos (Correa *et al.*, 2019). Além disso, no fundo da garrafa foi adicionada uma solução de 700 ml de água com sabão e 300 ml de álcool 92%, para a preservação dos insetos amostrados.

As armadilhas foram instaladas a aproximadamente 10 metros de altura, porque são mais eficientes nesse estrato (Gonçalves & Louzada, 2005). Essas armadilhas permaneceram coletando durante sete dias consecutivos por mês, durante dez meses (de janeiro a outubro de 2023).

Devido à grande diversidade dos besouros, ainda faltam estudos taxonômicos e de história natural para várias famílias, tornando limitada a utilização dessas famílias em estudos de ecologia. Dessa forma, para o presente trabalho, foram selecionadas somente as famílias de Coleoptera que tem sua taxonomia e ecologia melhor conhecidas e que são indicadoras da

qualidade dos ecossistemas e seguem os critérios propostos por (1991, 1997) e Freitas *et al.* (2005) tais como: taxonomia bem resolvida; conhecimento da biologia dos organismos; variabilidade nas associações ecológicas; fidelidade de habitat; estreita relação a recursos e a outros organismos, bem como a facilidade de amostragem, triagem e identificação. Assim, o presente trabalho abrangeu as famílias Carabidae, Elateridae, Cerambycidae, Chrysomelidae, Staphylinidae, Curculionidae e Scarabaeidae (Freitas *et al.* 2005).

Foram montados alguns exemplares para cada uma das espécies de besouros amostradas, e, posteriormente, foram identificados em famílias ou subfamílias (Casari & Ide, 2012). A identificação de menores níveis taxonômicos foi feita, por comparação com exemplares da coleção do Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Londrina (MZUEL), além de literatura de identificação de cada táxon amostrado, quando disponível (Aragão & Monné, 2011; Aguirre-Tapiero, 2009; Audureau, 2011; Bezark, 2024; Botero Rodriguez, 2014; Casari, 2002; Cherman, 2013; Corrêa *et al.* 2011; Costa, 1968; Costa *et al.*, 2010; Galileo *et al.*, 2008; Giesbert, 1987; Martins, 2004; Marvaldi & Lanteri, 2005; Napp, 2007; Ratcliffe, 2019; Shaughney & Ratcliffe, 2015; Orozco, 2012). Para indivíduos com ausência de literatura de identificação ou exemplares na coleção para comparação, ou até mesmo em casos em que houve a dificuldade na identificação, estes indivíduos foram identificados como morfoespécies para a realização das análises estatísticas (Barrat *et al.*, 2003). As amostragens foram realizadas sob licença do Instituto Água e Terra, número 12,21, e os exemplares foram depositados na coleção entomológica do Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Londrina (MZUEL).

3.3.3 Avaliação da Paisagem e da Vegetação das Unidades Amostrais

Foi verificada a influência da quantidade de cada classe da paisagem sobre a riqueza de Coleoptera. As classes de cobertura do solo na paisagem, selecionadas para as análises foram a área restaurada, a área de remanescentes florestais, a área de agricultura, a área aquática e a área de gramíneas (pastagens e sucessão natural de gramíneas). Com o Plug-in SCP de classificação semiautomática do software QGIS (QGIS Development Team, 2024), foi construído um mapa de uso e cobertura do solo a partir de imagens aéreas da paisagem, obtidas do satélite Sentinel2 com correção atmosférica (L2A), fotografadas no dia 26-06-2023. Foram plotados os pontos amostrais no mapa de uso e cobertura do solo, e a partir deles, foram estabelecidos buffers em uma escala pequena, intermediária e grande da paisagem (250, 500 e 750 metros de raio), sendo que não foram adicionados buffers maiores que 750 metros devido a sobreposição excessiva entre eles acima deste valor. Dentro de cada buffer, foi estimada a porcentagem de área de cada uma das classes. O mapa também foi utilizado para calcular a distância entre cada ponto amostral e o fragmento florestal remanescente mais próximo, além da distância entre cada ponto amostral e o maior fragmento florestal da paisagem (Tabela S3, Figura S3).

Além da paisagem, também foi verificado o efeito da complexidade estrutural da vegetação sobre a riqueza dos besouros, por meio de medidas de cobertura do dossel, tendo em vista que esta variável tem sido utilizada como um dos indicadores da estrutura da vegetação (Simonson, 2014). Em cada unidade amostral, foram fotografados cinco pontos distintos do dossel, com

distância de dez metros entre eles. As fotografias foram feitas com uma lente modelo olho de peixe (180°) acoplada a câmera de um celular e este foi acoplado a um tripé para câmeras. As fotografias foram feitas a aproximadamente um metro do solo, voltadas para o norte (Torezan, 2020). As imagens foram analisadas com o software Gap Light Analyser (Frazer *et al.*, 1999) e a média da porcentagem de cobertura do dossel foi calculada para cada unidade amostral (Tabela S3).

3.3.4 Análise Estatística

Foram realizadas curvas de rarefação e extrapolação de espécies para cada uma das unidades amostrais. As curvas de rarefação indicaram variação no esforço amostral (de 81 a 97% de cobertura amostral). Assim, a riqueza (q_0) de cada uma das unidades amostrais, foi padronizada em 92% da cobertura amostral (porcentagem de cobertura amostral referente a extrapolação do dobro da abundância observada na menor amostra, tabela S5, Chao & Jost, 2012).

As variáveis preditoras (porcentagem de cobertura do dossel, distância dos fragmentos florestais remanescentes, porcentagem de área de fragmentos florestais remanescentes, porcentagem de área de restauração ecológica, porcentagem de área agrícola, porcentagem de área com gramíneas e porcentagem de área aquática), foram resumidas em duas novas variáveis, o Componente 1 e 2, por meio de uma análise de componentes principais (PCA) (Greenacre *et al.*, 2022; Pearson, 1901). Estes dois componentes foram utilizados como variáveis preditoras da riqueza de besouros.

Foram geradas seis PCAs das variáveis preditoras, por meio da combinação das variáveis da paisagem em cada escala (250 ou 500 ou 750m) e cada uma das distâncias (distância do fragmento remanescente mais próximo ou a distância do maior remanescente da paisagem) mais a variável de porcentagem de cobertura do dossel. Em seguida, foram gerados seis modelos lineares generalizados (GLM-Gaussian) tendo a riqueza dos besouros como variável resposta, e os dois componentes de uma das PCAs como variáveis preditoras (Tabela S2). Por meio do critério de informação de Akaike (AICc), foi selecionado o modelo onde a melhor escala da paisagem e a melhor distância do remanescente, combinadas, mais explicaram a riqueza de besouros (menor AICc) (Burnham & Anderson, 2002).

A validação do modelo selecionado foi realizada por meio da análise de resíduos com valores padronizados (Hartig, 2022). Os resíduos padronizados foram utilizados para verificar a homogeneidade na variância, a distribuição normal, a presença de valores influentes e a autocorrelação espacial dos pontos. Após a validação, os componentes principais da PCA, que foram significativos no modelo, foram analisados para avaliar qual foi a importância de cada uma das variáveis para a formação desses componentes, através das cargas (loadings), que indicam o quanto cada variável está correlacionada com o componente (Greenacre *et al.*, 2022).

Uma análise prévia as PCAs, testou os fatores de inflação de variância (VIF) para cada grupo de variáveis preditoras da riqueza de besouros. Esta análise permite identificar o quanto uma variável preditora está correlacionada com o restante das variáveis preditoras, sendo que, variáveis com elevado

valor de inflação ($VIF > 10$) alteram os resultados das regressões. As variáveis porcentagem de área agrícola e porcentagem de área aquática, foram as que mais inflaram todos os modelos. Dessa forma, foi removida a variável relacionada a água e foi mantida a variável relacionada a agricultura, por estar mais relacionada ao o tema deste trabalho. Após esta remoção, nenhuma variável mantida inflou os modelos.

Todas as análises foram realizadas no software R (R Core Team, 2023), sendo que, nos testes de hipótese, os valores de probabilidade iguais ou menores que 5% foram considerados significativos. As regressões lineares generalizadas foram desenvolvidas com o pacote stats (R Core Team, 2023), as seleções por AICc foram realizadas com o pacote MuMIn (Bartón, 2024), a verificação dos VIFs foi feita com o pacote car (Fox & Weisberg, 2019) e a validação dos modelos foi realizada com o pacote DHARMA (Hartig, 2022).

3.4 RESULTADOS

No total foram amostrados 1501 indivíduos e 94 espécies nos nove pontos de restauração ecológica (Tabela S1). Cerambycidae foi a família com maior número de espécies (31), seguido de Curculionidae (23), Staphylinidae (10), Scarabaeidae (10), Elateridae (9), Chrysomelidae (9) e Carabidae (2).

A comparação entre os modelos lineares, com o critério de informação de Akaike, indicou o modelo em que os componentes principais são compostos de variáveis mensuradas na escala da paisagem de 500 metros, com maior explicação da riqueza de Coleoptera (Tabela S2, modelo 3). O modelo

selecionado indicou o primeiro componente principal da PCA correlacionado positivamente e significativamente com a riqueza de besouros ($t=3,5$, p -valor=0,012). Já o segundo componente principal não foi significativo (Tabela 1, Figura 2). Com a remoção do segundo componente do modelo, o primeiro componente permaneceu significativo ($t= 3,5$, p -valor=0,009).

Tabela 1. Resultados do ajuste do modelo que melhor descreve a relação entre a riqueza de besouros e os dois primeiros componentes principais (PC1 e PC2) de uma análise de componentes principais com variáveis amostradas em buffers de 500 metros, a partir de nove regiões de uma restauração ecológica de mata Atlântica.

	Estimativa	Erro Padrão	t-valor	p-valor
Intercepto	33,7	2,2	15,1	<0,001
PC1	4,87	1,3	3,5	0,012*
PC2	-1,93	2,1	-0,9	0,395

* p -valor<0.05

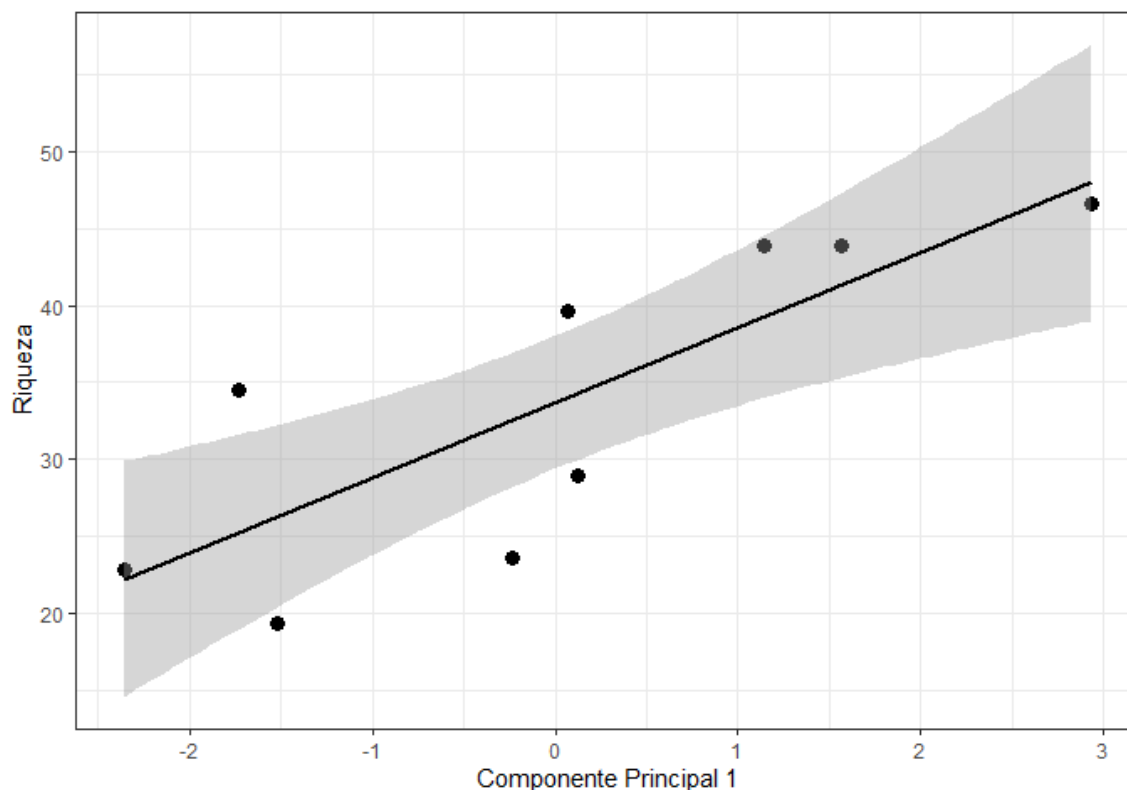


Figura 2. Relação entre a riqueza padronizada (q_0) de Coleoptera e o primeiro componente de uma análise de componentes principais com variáveis amostradas em buffers de 500 metros de raio, tendo como centro, nove pontos de uma restauração ecológica de Mata Atlântica ripária.

A análise da contribuição de cada variável para a formação do primeiro componente, indicou, um efeito conjunto de todas variáveis, sem nenhum efeito preponderante (com exceção da variável relacionada as gramíneas, que teve pouco efeito na riqueza de besouros). As variáveis que correlacionaram positivamente com o primeiro componente (e com a riqueza de besouros) foram a porcentagem de cobertura do dossel (loading = 0,51), a porcentagem de área restaurada (0,48) e a porcentagem de área de fragmentos florestais remanescentes (0,36). Já as variáveis que correlacionaram negativamente com

o primeiro componente (e com a riqueza de besouros) foram a distância entre a restauração e o maior fragmento remanescente da paisagem (-0,43) e a porcentagem de área agrícola (-0,42) (Figura 3, Tabela S6).

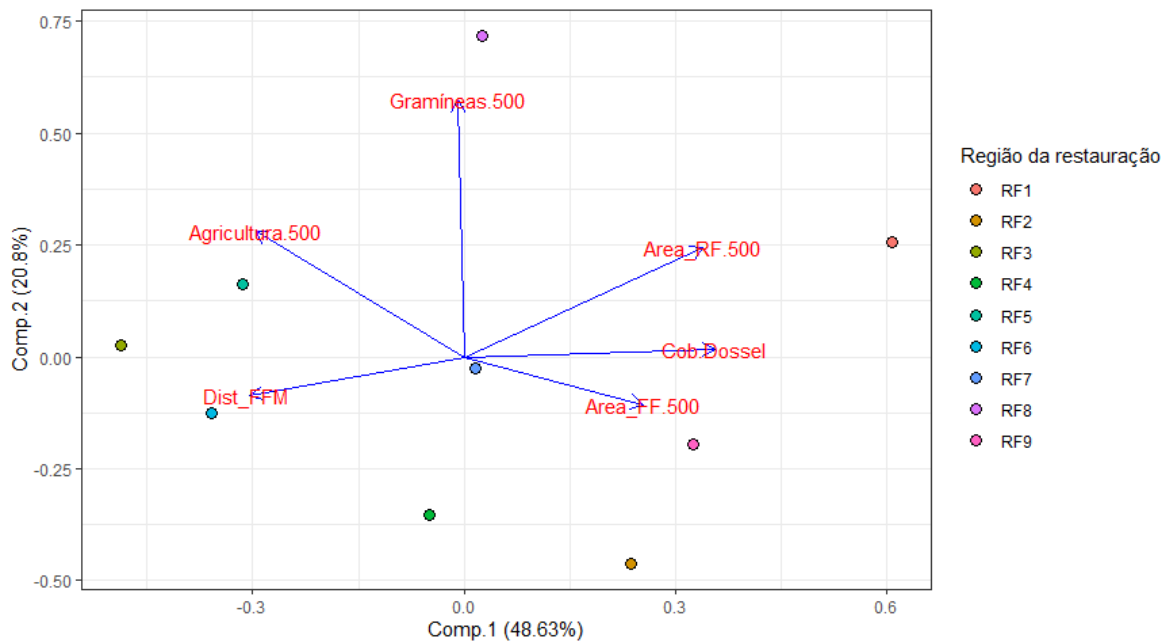


Figura 3. Gráfico de ordenação dos dois primeiros componentes de uma PCA, composta de seis variáveis amostradas em buffers de 500 metros de raio, a partir de nove pontos de uma restauração ecológica de Mata Atlântica ripária. Cob.Dossel: Porcentagem de cobertura do dossel; Dist_FFM: Distância do maior fragmento florestal na paisagem; Area_FF.500: Porcentagem de área de fragmentos florestais em buffers de 500 metros de raio; Area_RF.500: Porcentagem de área de restauração ecológica em buffers de 500 metros de raio; Agricultura.500: Porcentagem de área agrícola em buffers de 500 metros de raio; Gramíneas.500: Porcentagem de área de gramíneas em buffers de 500 metros de raio.

3.5 DISCUSSÃO

A associação entre a importância dos besouros para os ecossistemas, e a crescente iniciativa pública e privada em restaurar biomas degradados no mundo todo, torna o estudo, do que determina a riqueza desses insetos em ambientes restaurados, uma prioridade para a conservação da biodiversidade de Coleoptera. No presente trabalho, foi observado que a riqueza de Coleoptera, ao longo da restauração estudada, é influenciada pela ação conjunta de alguns fatores da paisagem e locais. O aumento de habitat (seja de remanescentes florestais ou de área restaurada), além da qualidade da restauração (maior cobertura do dossel), influenciam positivamente a riqueza de besouros. Por outro lado, o aumento de área agrícola no entorno das áreas restauradas, bem como a distância do maior remanescente florestal, influenciam negativamente na riqueza de besouros.

Os resultados indicam que o aumento de área de habitat, sejam eles remanescentes florestais no entorno das áreas restauradas ou mesmo a área da própria restauração, leva ao aumento na riqueza de besouros presentes na restauração. Este resultado é predito pela hipótese da quantidade de habitat proposta por Fahrig (2013), onde a quantidade de espécies de um fragmento é positivamente influenciada pela quantidade de habitat da paisagem.

Estudos recentes, em florestas tropicais do México, também têm registrado o efeito positivo da quantidade de cobertura florestal na paisagem sobre a diversidade de besouros rola bosta em paisagens fragmentadas (Ratoni *et al.*, 2023; Rivera *et al.*, 2021). Medeiros *et al.* (2019), analisaram o efeito da quantidade regional de Floresta Atlântica sobre a entomofauna

presente em plantios de café em 16 paisagens. A porcentagem de cobertura florestal das paisagens variou de 2,8 a 59%, e esteve positivamente correlacionada com a riqueza de abelhas e vespas nos plantios de café. As abelhas estão relacionadas com a polinização e as vespas com a predação de insetos prejudiciais à agricultura, portanto o aumento de área florestal nas paisagens pode ser benéfico inclusive para os produtores rurais. Os trabalhos citados, apesar de serem em regiões ou ecossistemas diferentes, suportam a importância da quantidade de habitat na paisagem, para manutenção da biodiversidade de insetos e dos serviços ecossistêmicos que eles realizam. Além disso, os resultados reforçam a importância da restauração, tendo em vista que promove o aumento de habitat nas paisagens, o que tem efeito positivo na biodiversidade animal (Lindenmayer *et al.*, 2018).

Embora Fahrig (2013) tenha proposto que a quantidade de habitat é a variável mais importante na paisagem, e que outras medidas da paisagem são de menor relevância, outros autores têm demonstrado que a disposição do habitat na paisagem, como por exemplo o quanto está fragmentado (*per se*), a distância dos fragmentos e a quantidade de borda, são todos fatores significativos que atuam negativamente em vários aspectos da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos (Haddad *et al.*, 2015; Saura, 2021). Nosso estudo corrobora com estes trabalhos, tendo em vista que quanto mais distante a área restaurada esteve do maior fragmento da paisagem, menor foi a riqueza de espécies.

Os resultados acima observados podem ser melhor compreendidos com a análise do que ocorre com a população das espécies nas paisagens. Andrén

(1994) realizou simulações de paisagens com decrescentes quantidades de habitat, e com diferentes configurações espaciais, para analisar o efeito da paisagem sobre o tamanho populacional das espécies. O autor observou que em fragmentos florestais cercados por grande quantidade de habitat na paisagem, o principal fator determinante do tamanho populacional das espécies nos fragmentos é a quantidade de habitat da paisagem. Porém, com a diminuição na quantidade de habitat da paisagem, especialmente em proporções menores que 30%, o tamanho do fragmento e seu isolamento passam a ser relevantes na determinação do tamanho populacional das espécies. Tendo em vista a baixa porcentagem de habitat florestal remanescente na paisagem em que nosso trabalho foi realizado, provavelmente, a riqueza de besouros observada nas áreas restauradas está relacionada com o efeito conjunto da quantidade de habitat na paisagem e da distância (isolamento) dessas regiões restauradas em relação ao maior fragmento remanescente da paisagem, que possivelmente é a maior fonte de espécies que colonizam a restauração estudada.

No presente trabalho, foi constatada uma relação negativa da riqueza de Coleoptera e a porcentagem de área agrícola no entorno das áreas restauradas. O resultado observado, pode ser explicado pela relação negativa do aumento de área agrícola e a redução de habitats florestais, além do aumento do custo de dispersão das espécies, devido ao maior isolamento dos habitats (Bonte *et al.*, 2012).

Também foi observado um efeito positivo da cobertura do dossel sobre a riqueza de Coleoptera. Esta variável da vegetação está relacionada com a

qualidade e heterogeneidade da vegetação (Simonson, 2014). Habitats mais complexos tendem a ter mais nichos disponíveis, o que aumenta a biodiversidade (Lawton, 1978; MacArthur & MacArthur, 1961). Brose (2003), ao estudar o efeito da riqueza e da estrutural da vegetação sobre a riqueza de besouros, observou um efeito maior da estrutura da vegetação. Variáveis relacionadas a estrutura da vegetação podem influenciar inclusive em outros parâmetros das comunidades de besouros, tais como a composição e a densidade de indivíduos (Hopp *et al.*, 2010; Vele *et al.*, 2011).

Neste estudo, observamos que a riqueza de espécies de besouros responde mais intensamente as variáveis da paisagem na escala intermediária (500 metros). Crouzeilles e Curran (2016), realizaram uma meta análise buscando identificar em que escala plantas e animais, melhor respondem a quantidade de habitat na paisagem, e concluíram que para invertebrados, a paisagem pode ter influência em até dez quilômetros. Por outro lado, Silva e Hernández (2015), ao estudarem o padrão de movimento de besouros rola bosta em um fragmento de Mata Atlântica, observaram que dentre todas as espécies analisadas, a dispersão máxima foi de cerca de 850 metros. Holland *et al.* (2004), ao estudarem qual a escala de efeito da cobertura florestal sobre espécies de Cerambycidae, observaram que cada espécie tem uma escala de efeito diferente (de 20 a 2000 metros). Portanto, novos estudos precisam ser realizados utilizando mais escalas e em diferentes paisagens, utilizando nos modelos de seleção, somente variáveis da paisagem, para confirmar se a escala do efeito realmente é de 500 metros.

3.6 CONCLUSÃO

Este trabalho mostra a importância da restauração ecológica, já que somente com os dados deste trabalho, é possível observar que 94 espécies de besouros estão utilizando este habitat em restauração.

Os resultados indicam a importância do aumento das áreas em restauração, já que quanto maior a área restaurada, maior é a riqueza de espécies de besouros.

O trabalho corrobora para o, já conhecido, efeito positivo do estabelecimento das áreas restauradas o mais próximo possível de regiões das paisagens com maior quantidade de habitat remanescente, com o objetivo de aumentar a biodiversidade nessas restaurações.

Também, o trabalho indica a necessidade de medidas mitigatórias de fatores que influenciam negativamente na restauração (gramíneas invasoras, formigas cortadeiras e etc.). Estes fatores simplificam ou impedem a sucessão da restauração, o que diminui a disponibilidade de nichos, e consequentemente reduz a biodiversidade.

3.7 AGRADECIMENTOS

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

3.8 REFERÊNCIAS

Aguirre-Tapiero, M. P. (2009) Clave de identificación de géneros conocidos y esperados de Elateridae Leach (Coleoptera: Elateroidea) en Colombia. *Boletín del Museo de Entomología de la Universidad del Valle*, **10**, 25-35.

Andrén, A. (1994) Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *OIKOS*, **71**, 355-366.

Aragão, A. C., & Monné, M. A. (2011) O gênero *Megacyllene* s. str. Casey (Coleoptera, Cerambycidae) na Mata Atlântica: descrição de duas espécies inéditas, chave para identificação e novas ocorrências. *Revista Brasileira De Entomologia*, **55**, 159–171.

Audureau, A. (2011) Révision du genre *Orthomegas* Audinet-Serville, 1832 (Coleoptera, Cerambycidae, Prioninae). *Les Cahiers Magellanes*, **6**, 63-96.

Barrat, B.I.P., Deraik, J.G.B., Rufaut, G.B., Goodman, A.J. & Dickinson, K.J.M. (2003) Morphospecies as a substitute for Coleoptera species identification, and the value of experience in improving accuracy. *Journal of the Royal Society of New Zealand*, **33**, 583–590.

Bartón, K. (2024). MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.48.4, <<https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>>.

Benayas, J.M.R. & Bullock, J.M. (2012) Restoration of Biodiversity and Ecosystem Services on Agricultural Land. *Ecosystems*, **15**, 883–899.

Bezark, L. G. (2024) New world Cerambycidae Catalog. A photograph catalog of the CERAMBYCIDAE of the world. <http://bezbycids.com/byciddb/wdefault.asp?w=n>

Bonte, D., Dyck, H.V., Bullock, J.M., Coulon, A., Delgado, M., Gibbs, M. *et al.* (2012) Costs of dispersal. *Biological Reviews*, **87**, 290–312.

Botero Rodriguez, J. P. (2014) Review of the genus *Susuacanga* (Coleoptera, Cerambycidae, Cerambycinae). *Zootaxa*, **3779**, 518-528.

Bouchard, P., Smith, A., Douglas, H., Gimmel, M., Brunke, A. & Kanda, K. (2017) Biodiversity of Coleoptera: *Science and Society*. 10.

Brose, U. (2003) Bottom-up control of carabid beetle communities in early successional wetlands: mediated by vegetation structure or plant diversity? *Oecologia*, **135**, 407–413.

Brown, K.S. (1991) Conservation of neotropical environments: Insects as Indicators in: THE CONSERVATION OF INSECTS AND THEIR HABITATS (ed. by Collins, N.M. & Thomas, J.A). pp. 349-404, Academic Press, London, UK.

Brown, K.S. (1997) Diversity, disturbance, and sustainable use of Neotropical forests: insects as indicators for conservation monitoring. *Journal of Insect Conservation*, **1**, 25–42.

Brudvig, L. A. (2011) The restoration of biodiversity: Where has research been and where does it need to go? *American Journal of Botany*, **98**, 549–558.

Burnham, K.P. & Anderson, D.R. (2002) Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. Springer-Verlag, New York, USA.

Camargo, R.X., Boucher-Lalonde, V. & Currie, D.J. (2018) At the landscape level, birds respond strongly to habitat amount but weakly to fragmentation. *Diversity Distribution*, **24**, 629–639.

Casari, S. A. (2002) Review of the genus *Chalcolepidius* Eschscholtz, 1829 (Coleoptera, Elateridae, Agrypninae). *Revista Brasileira De Entomologia*, **46**, 263–428.

Casari, S.A. & Ide, S. (2012) Coleoptera. In: Insetos do Brasil: Diversidade e Taxonomia. (ed. Rafael, J.A., Melo, G.A.R., Carvalho, C.J.B.; Casari, S.A.) Ribeirão preto: Holos, 2012, p. 347-405.

Chao, A. & Jost, L. (2012) Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, **93**, 533-2547.

Cherman, M. A., Guedes, J. V. C., Morón, M. A., Prá, E. D., & Bigolin, M. (2013) White grubs (Coleoptera, Melolonthidae) in the "Planalto Region", Rio Grande do Sul state, Brazil: Key for identification, species richness and distribution. *Revista Brasileira De Entomologia*, **57**, 271–278.

Correa, C., Puker, A., Lara, M., Rosa, C. & Korasaki, V. (2019) Evaluation of baits for trapping of Neotropical flower chafer beetles (Coleoptera: Scarabaeoidea: Cetoniinae). *Entomological Science*, **22**, 365-372.

Corrêa, V. A., Casari, S. A., & Mermudes, J. R. M. (2011) Inventário de Elateridae (Coleoptera) de Vila Dois Rios, Ilha Grande, Angra Dos Reis, Rio de Janeiro. *Biota Neotropica*, **11**, 291–297.

Costa, C. (1968) Gênero *Pyrophorus*. 1. Espécies com antenas curtas e vesículas luminescentes laterais (Col. Elateridae). *Papéis Avulsos de Zoologia*, **22**, 61-83.

Costa, C., Lawrence, J.F. & Rosa, S.P. (2010) Elateridae Leach, 1815. Volume 2 Morphology and Systematics (Elateroidea, Bostrichiformia, Cucujiformia). (ed. by Kükenthal, W., Leschen, R.A.B., Beutel, R.G. & Lawrence, J.F.), pp. 75-103, De Gruyter, New York, U.S.

Crouzeilles, R. & Curran, M. (2016) Which landscape size best predicts the influence of forest cover on restoration success? A global meta-analysis on the scale of effect. *Journal of Applied Ecology*, **53**, 440–448.

Dauber, J., Hirsch, M., Simmering, D., Waldhardt, R., Otte, A. & Wolters, V. (2003) Landscape structure as an indicator of biodiversity: Matrix effects on species richness. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **98**, 321-329.

Dias, M.C, Vieira, A.O.S. & Paiva, R.C. (2002) Florística e fitossociologia das espécies arbóreas das florestas da bacia do rio Tibagi. In: A Bacia do Rio Tibagi (ed. by Medri, M.E., Bianchini, E., Shibatta, O., Pimenta, J.A.) p. 109-124, Câmara Brasileira do Livro, São Paulo, Brasil.

Ecke, F., Löfgren, O. & Sörlin, D. (2002) Population dynamics of small mammals in relation to forest age and structural habitat factors in northern Sweden. *Journal of Applied Ecology*, **39**, 781-792.

Fahrig, L. (2013) Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography*, **40**, 1649–1663.

Feinsinger, P. (2001) *Designing Field Studies for Biodiversity Conservation*. Washington DC, The Nature Conservancy, USA.

Fox, J. & Weisberg, S. (2019). *An R Companion to Applied Regression*, Third edition. Sage, Thousand Oaks, CA. <<https://socialscience.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/>>.

Frazer, G.W., Canham, C.D. & Letzman, K.P. (1999) *Gap light analyzer (GLA). Version 2.0: Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true-color fisheye photographs. User manual and program documentation*. Burnaby: Simon Fraser University/Institute of Ecosystem Studies.

Freitas, A., Leal, I., Uehara-Prado, M. & Iannuzzi, L. (2005) Insetos como Indicadores de Conservação da Paisagem, *Biologia da Conservação* (ed. by

Rocha, C.F.D., Bergallo, H.G., Alves, M.A.S.) pp.1-28. Rima, Rio de Janeiro, Brasil.

Froneman, A., Mangnall, M., Little, R., Crowe, T. (2001) Waterbird assemblages and associated habitat characteristics of farm ponds in the Western Cape, South Africa. *Biodiversity and Conservation*, **10**, 251-270.

Galileo, M.H.M., Martins, U. R. & Moysés, E. (2008) Cerambycidae Sul-Americanos (Coleoptera): Suplemento 2. p. 128. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo, BR.

Giesbert, E. F. (1987) Additions to the Callichromatini of Central America, with a Key to Genera and Description of a New Species of *Xenochroma* (Coleoptera: Cerambycidae). *The coleopterist bulletin*, **41**, 35-40.

Gonçalves, T. & Louzada, J. (2005) Estratificação vertical de coleópteros carpófilos (Insecta: Coleoptera) em fragmentos florestais do sul do Estado de Minas Gerais, Brasil. *Ecología austral*, **15**, 101-110.

Greenacre, M., Groenen, P., Hastie, T., D'Enza, A.I. & Markos, A. & Tuzhilina, E. (2022) Principal component analysis. *Nature Reviews Methods Primers*, **2**, 100.

Gutowski, J.M. (1990) Pollination of the orchid *Dactylorhiza fuchsii* by longhorn beetles in primeval forests of Northeastern Poland. *Biological Conservation*, **51**, 287-297.

Haddad, N.M., Brudvig, L.A., Clobert, J., Davies, K.F., Gonzalez, A., Holt, R.D. *et al.* (2015) Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, **1**, e1500052.

Hartig, F. (2022) DHARMA: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models. R package version 0.4.6, <<https://CRAN.R-project.org/package=DHARMA>>.

Holland, J., Bert, D. & Fahrig, L. (2004) Determining the Spatial Scale of Species' Response to Habitat. *BioScience*, **54**, 227-233.

Hopp, P.W., Ottermanns, R., Caron, E., Meyer, S. & Roß-Nockoll, M. (2010) Recovery of litter inhabiting beetle assemblages during forest regeneration in the Atlantic Forest of Southern Brazil. *Insect Conservation and Diversity*, **3**, 103–113.

IPARDES, Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social (2017) Indicadores de desenvolvimento sustentável por bacias hidrográficas do

estado do Paraná. < <https://www.ipardes.pr.gov.br/Pagina/Edicao-2017>> 10th June 2024.

Kenis, M. & Hilszczański, J. (2004) Natural Enemies of Cerambycidae and Buprestidae Infesting Living Trees. In: Bark and Wood Boring Insects in Living Trees in Europe, a Synthesis (ed. by Lieutier, F., Day, K.R., Battisti, A., Grégoire, J.C. & Evans H.F.). Springer, Dordrecht, Holanda.

Koike, S., Morimoto, H., Kozakai, C., Arimoto, I., Soga, M., & Yamazaki, K. (2012) The role of dung beetles as a secondary seed disperser after dispersal by frugivore mammals in a temperate deciduous forest. *Acta Oecologica*, **41**, 74–81.

Lawton, R.M. (1978) A Study of the Dynamic Ecology of Zambian Vegetation. *Journal of Ecology*, **66**, 175-198.

Levins, R. (1969) Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the Entomological Society of America*, **15**, 237–240.

Lindenmayer, D.B., Knight, E.J., Crane, M.J., Montague-Drake, R., Michael, D.R. & MacGregor, C.I. (2010) What makes an effective restoration planting for woodland birds? *Biological Conservation*, **143**, 289–301.

MacArthur, R.H. and MacArthur, J.W. (1961), On Bird Species Diversity. *Ecology*, **42**, 594-598.

MacArthur, R.H. & Wilson, E.O. (1967) *The Theory of Island Biogeography*. 203 p. Princeton, Princeton University Press, U.S.A.

Marinoni, R. C. (2001) Os grupos tróficos em Coleoptera. *Revista Brasileira de Zoologia*, **18**, 205-224.

Martins, U. R. (2004) *Cerambycidae Sul-Americanos (Coleoptera): subfamilia Cerambycinae: Cerambycini – subtribo Sphallotrichina subtrib. Nov., Callidipini Lacordaire, 1869, Graciliini Mulsant, 1939, Neocorini trib. Nov. p. 286, Edusp - Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo, BR.*

Marvaldi, A. E. & Lanteri, A. A. (2005) Key to higher taxa of South American weevils based on adult characters (Coleoptera, Curculionoidea). *Revista Chilena de Historia Natural*, **78**, 65-87.

Medeiros, H.R., Martello, F., Almeida, E.A.B, Menguale, Ximo, Harper, K. Grandineth, Y. C. (2019) Landscape structure shapes the diversity of beneficial insects in coffee producing landscapes. *Biological Conservation*, **238**, 108193.

Melo, G.L., Sponchiado, J., Cáceres, N.C. & Fahrig, L. (2017) Testing the habitat amount hypothesis for South American small mammals. *Biological Conservation*, **209**, 304–314.

Merckx, T., Dantas de Miranda, M. & Pereira, H.M (2019) Habitat amount, not patch size and isolation, drives species richness of macro-moth communities in countryside landscapes. *Journal of Biogeography*, **46**, 956–967.

Mestre, L.A.M., Cohn-Haft, M. & Dias, M.M. (2010) Diet and prey availability of terrestrial insectivorous birds prone to extinction in Amazonian Forest fragments. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, **53**, 1371-1381.

Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A. & Kent, J. (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, **403**, 853–858.

Napp, D. S. (2007) Revisão do gênero *Aglaoschema* Napp (Coleoptera, Cerambycidae). *Revista Brasileira De Zoologia*, **24**, 793–816.

Newbold, T., Hudson, L. N., Hill, S. L. L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R. A. Börger, L. *et al.* 2015. Global Effects of Land Use on Local Terrestrial Biodiversity. *Nature*, **520**, 45–50.

Nitsche, P.R., Caramori, P.H., Ricce, W.S.; Pinto, L.F.D (2019) Atlas Climático do Estado do Paraná. IAPAR, Londrina, Brasil.

Nyffeler, M., Şekerciöğlü, Ç.H. & Whelan, C.J. (2018). Insectivorous birds consume an estimated 400–500 million tons of prey annually. *The Science of Nature*, **105**, 47.

Öckinger, E., Lindborg, R., Sjödin, N.E. & Bommarco, R. (2012) Landscape matrix modifies richness of plants and insects in grassland fragments. *Ecography*, **35**, 259-267.

Orozco, J. (2012) Monographic Revision of the American Genus *Euphoria* Burmeister, 1842 (Coleoptera: Scarabaeidae: Cetoniinae). *The Coleopterists Bulletin*, **66**, 1-182.

Pearson, K. (1901) On lines and planes of closest fit to systems of points in space. Lond. Edinb. Dubl. *Philosophical Magazine Journal*, **2**, 559–572.

QGIS Development Team (2024) QGIS Geographic Information System.
<<https://www.qgis.org>>.

R Core Team (2023) R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria.
<<https://www.R-project.org/>>.

Ratcliffe, B. (2019). Keys to Adults of all Genera and Larvae of 19 Species of Gymnetini (Coleoptera: Scarabaeidae: Cetoniinae) in the New World, with a Species Checklist and Descriptions of Two New Genera and Species from Mexico and Martinique. *Coleopterists Bulletin*, **73**, 1-26.

Ratoni, B., Ahuatzin, D., Corro, E., Portela, S., Federico, R.E., Lopez-Acosta, J., Dáttilo, W. (2023) Landscape composition shapes biomass, taxonomic and functional diversity of dung beetles within human-modified tropical rainforests. *Journal of Insect Conservation*, **27**, 1-12.

Rivera, J.D., Silva, P.G., Favila, M.E. (2021) Landscape effects on taxonomic and functional diversity of dung beetle assemblages in a highly fragmented tropical forest. *Forest Ecology and Management*, **496**, 119390.

Saura, S. (2021). The Habitat Amount Hypothesis implies negative effects of habitat fragmentation on species richness. *Journal of Biogeography*, **48**, 11–22.

Shaughney, J. & Ratcliffe, B. (2015) A Monographic Revision Of The Genus *Hoplopyga* Thomson, 1880 (Coleoptera: Scarabaeidae: Cetoniinae: Gymnetini). *The Coleopterists Bulletin*, **69**, 579-638.

Simonson, W.D., Allen, H.D. & Coomes, D.A. (2014) Applications of airborne lidar for the assessment of animal species diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, **5**, 719-729.

Silva, P.G. & Hernández, M.I.M. (2015) Spatial Patterns of Movement of Dung Beetle Species in a Tropical Forest Suggest a New Trap Spacing for Dung Beetle Biodiversity Studies. *PLOS ONE*, **10**, e0126112.

Suganuma, M.S. & Torezan, J.M.D. (2013) Evolução dos processos ecossistêmicos em reflorestamentos da Floresta Estacional Semidecídua. *Hoehnea*, **40**, 557–565.

Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M.C., Schwager, M. & Jeltsch, F. (2004) Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, **31**, 79-92.

Torezan, J.M.D. (2020) Estimativas de Cobertura. In: Amostragem e monitoramento de fauna e flora na floresta estacional (ed. by Torezan, J.M.D.). pp. 36-61. Eduel, Londrina, Brasil.

Ulyshen, M. (2016) Wood decomposition as influenced by invertebrates. *Biological Reviews*, **91**, 70-85.

Ulyshen, M.D., Müller, J. & Seibold, S. (2016) Bark coverage and insects influence wood decomposition: Direct and indirect effects. *Applied Soil Ecology*, **105**, 2016, 25-30.

Vancine, M., Muylaert, R. Niebuhr, B., Oshima, J., Tonetti, V., Bernardo, R., *et al.* (2024) The Atlantic Forest of South America: spatiotemporal dynamics of remaining vegetation and implications for conservation. *Biological Conservation*, **291**, 110499.

Vele, A., Holusa, J., Frouzb, J. & Konvicka, O. (2011) Local and landscape drivers of ant and carabid beetle communities during spruce forest succession. *European Journal of Soil Biology*, **47**, 349–356.

Vaz-de-Mello, F. & Louzada, J. (1997). Considerations on the arboreal foraging of Scarabaeidae (Coleoptera, Scarabaeoidea) and data on their occurrence in tropical rainforests of Brazil. *Acta Zoologica Mexicana Nueva Serie*, **72**, 55-61.

Wilcove, D.S., McLellan, C.H. & Dobson A.P. (1986) Habitat fragmentation in the temperate zone. *Conservation Biology* (ed. Soulé, M.E.). pp. 237–256, Sunderland, MA: Sinauer.

Wilson, M.C., Chen, X.Y., Corlett, R.T. *et al.* (2016) Habitat fragmentation and biodiversity conservation: key findings and future challenges. *Landscape Ecology*, **31**, 219–227.

Whitmore, C., Slotow, R., Crouch, T. & Dippenaar-Schoeman, A. (2009) Diversity of spiders (Araneae) in a Savanna Reserve, Northern Province, South Africa. *Journal of Arachnology*, **30**, 344-356.

3.9 MATERIAL SUPLEMENTAR

Tabela S1- Espécies de Coleoptera amostradas entre janeiro e outubro de 2023, em nove pontos de uma restauração ecológica de Mata Atlântica nas margens da represa hidroelétrica Capivara, no sul do Brasil, norte do estado do Paraná.

Família/Espécie	Local Amostrado								
	RF	RF	RF	RF	RF	RF	RF	RF	RF
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Carabidae	0	2	1	1	3	3	2	3	2
Harpalinae sp2	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Lebiinae sp1	0	2	1	0	3	3	2	3	2
Cerambycidae	22	84	30	13	4	27	22	36	56
Acanthocinini sp1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Acanthoderini sp1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Achryson immaculipenne</i> Gounelle, 1909	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aegomorphus jaspideus</i> (Germar, 1823)	0	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>Aglaoschema ventrale</i> (Germar, 1824)	1	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ambonus distinctus</i> (Newman, 1840)	1	0	1	0	0	2	0	0	1
<i>Ambonus interrogationis</i> (Blanchard, 1847)	3	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chlorida festiva</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Chrysoprasis sp1	0	0	1	0	0	0	0	0	0

Chrysoprasis sp3	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Chrysoprasis sp4	1	0	3	0	0	1	1	0	1
<i>Chydarteres taeniatus</i> (Fabricius, 1787)	2	4	6	3	0	2	7	16	6
Coleoxestia sp. 1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Colobothea rubroornata</i> Zajciw, 1962	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Cotyclytus curvatus</i> (Germar, 1821)	8	36	11	5	2	3	3	11	22
<i>Deltosoma xerophila</i> Di Iorio, 1995	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eburodacrys dubitata</i> White, 1853	2	1	0	1	0	0	5	2	1
<i>Hamaederus pactor</i> (Lameere, 1885)	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Hamaederus sp1	0	5	4	0	0	10	2	1	10
Juiaparus sp1	0	0	1	0	0	1	0	1	0
<i>Lissonotus spadiceus</i> Dalman, 1823	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Lophopoeum timbouvae</i> Lameere 1884	0	2	0	1	0	0	0	0	4
<i>Megacyllene acuta</i> Germar, 1821	0	14	2	1	0	3	0	0	6
<i>Megacyllene falsa</i> (Chevrolat, 1862)	1	13	0	1	0	0	0	2	1
<i>Merionoedopsis aeneiventris</i> Gounelle 1911	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Mionochroma electrinum</i> (Gounelle in 1911)	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Atrypanius lignarius</i> (Bates, 1864)	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Oedopeza ocellator</i> (Fabricius, 1801)	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Oxymerus aculeatus</i> Dupont, 1838	0	1	0	0	2	3	0	2	1

<i>Susuacanga octoguttata</i> (Germar, 1821)	0	1	0	0	0	0	1	0	0
Sydax sp1	0	0	0	0	0	1	0	0	1
Chrysomelidae	9	12	14	8	10	6	6	4	7
Bruchinae sp1	0	0	1	0	0	1	0	0	0
Bruchinae sp2	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Cassidini sp1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Chrysomelidae sp1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Chrysomelidae sp2	0	0	0	0	0	1	1	0	0
Chrysomelidae sp3	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Chrysomelidae sp4	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Diabrotica speciosa</i> (Germar, 1824)	3	10	9	1	5	2	5	4	2
<i>Pachymerus nucleorum</i> (Fabricius, 1792)	5	1	3	7	5	1	0	0	4
Curculionidae	18	19	15	39	20	39	27	10	20
Cryptorhynchinae sp2	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Cryptorhynchinae sp5	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Cryptorhynchinae sp6	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Cryptorhynchinae sp7	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Curculionidae sp11	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Curculionidae sp12	0	0	1	0	1	0	0	0	0
Curculionidae sp13	0	0	1	0	1	2	0	0	0
Curculionidae sp2	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Curculionidae sp4	0	1	1	0	0	0	0	0	1
Curculionidae sp5	2	0	2	0	0	4	3	2	1
Entiminae sp1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Heilus sp1	3	3	6	5	6	8	7	2	7

<i>Metamasius hemipterus</i> (Linnaeus, 1758)	7	12	1	28	7	13	12	3	6
Molytinae sp1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Molytinae sp2	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Piazurus sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Piazurus sp2	1	1	0	4	0	1	0	0	1
Scolytinae sp1	4	2	0	0	0	1	0	1	0
Scolytinae sp2	0	0	0	2	0	0	0	0	0
Scolytinae sp3	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Scolytinae sp4	1	0	1	0	3	6	3	1	0
Scolytinae sp5	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Scolytinae sp6	0	0	0	0	0	2	0	0	0
Elateridae	9	3	2	7	4	13	6	4	7
<i>Anchastus quadrimaculatus</i> Candèze, 1889	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Chalcolepidius limbatus</i> (Eschscholtz, 1829)	3	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Conoderus inquinatus</i> (Candèze, 1859)	0	0	0	0	0	2	0	1	0
Dicrepidini sp1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Dicrepidius sp1	0	0	0	1	0	1	0	0	0
<i>Monocrepidius abbreviatus</i> Germar, 1839	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Orthostethus sp1	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pherhimius fascicularis</i> (Fabricius, 1787)	1	2	2	2	2	6	5	3	3
Pyrophorus sp1	1	1	0	2	2	4	1	0	3

Scarabaeidae	10	3	1	3	3	2	2	2	4
<i>Canthon conformis</i> Harold, 1868	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euphoria lurida</i> (Fabricius, 1775)	4	0	0	0	0	0	0	1	2
<i>Gymnetis bonplandii</i> Schaum, 1844	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Gymnetis holosericea</i> (Voet, 1779)	0	1	0	0	0	0	1	0	0
<i>Gymnetis rufilatrix</i> (Illiger, 1800)	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Hoplopyga sp1	1	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>Astaena tenella</i> Burmeister, 1855	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Leucothyreus sp1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Plectris sp1	3	0	1	2	2	0	0	1	2
Plectris sp2	0	0	0	0	0	2	0	0	0
Staphylinidae	15	39	243	133	132	184	33	24	19
Staphylinidae sp1	2	4	0	6	2	1	1	1	0
Staphylinidae sp2	1	2	1	10	4	4	1	0	1
Staphylinidae sp3	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Staphylinidae sp4	2	1	0	5	3	0	1	0	0
Staphylinidae sp5	3	14	221	43	58	166	16	19	9
Staphylinidae sp6	0	4	1	5	0	1	0	0	0
Staphylinidae sp7	3	1	4	10	0	1	2	1	0
Staphylinidae sp8	4	13	13	53	62	9	10	3	9
Staphylinidae sp10	0	0	2	0	2	1	2	0	0
Staphylinidae sp9	0	0	1	0	1	1	0	0	0
Riqueza	36	36	32	29	23	39	29	24	33
Abundância	83	162	306	204	176	274	98	83	115

Tabela S2. Análise de seleção de modelos lineares generalizados (GLM) a partir do critério de informação de Akaike para amostras pequenas (AICc). A variável resposta dos modelos correspondeu a riqueza de besouros (q_0) padronizada em 92% de cobertura amostral, em nove pontos de uma restauração ecológica. Os dois primeiros componentes (PC) de análises de componentes principais (PCA) foram utilizados como preditores da riqueza de besouros. Para cada modelo, os componentes principais foram formados por variáveis diferentes ou em diferentes escalas geográficas. Em cada ponto amostral foram mensuradas a Cob_Dossel: Porcentagem de cobertura do dossel; Dist_FFM: Distância do maior fragmento florestal da paisagem; Dist_FFP: Distância do fragmento florestal mais próximo; Area_RF_250, Area_RF_500, Area_RF_750: Porcentagem de área de restauração em buffers de 250, 500 e 750 metros de raio respectivamente; Area_FF_500, Area_FF_750: Porcentagem de área de fragmentos florestais remanescentes em buffers de 500 e 750 metros de raio respectivamente; Agricultura_250, Agricultura_500, Agricultura_750: Porcentagem de área agrícola em buffers de 250, 500 e 750 metros de raio respectivamente; gramíneas_250, gramíneas_500, gramíneas_750: Porcentagem de área coberta por gramíneas em buffers de 250, 500 e 750 metros de raio respectivamente. Dispersão: Parâmetro de dispersão de cada GLM realizado.

Modelo	Variáveis dos Componentes	Parâmetro		Dispersão	AICc
		PC1	PC2		
1	Cob_Dossel, Dist_FFM, Area_RF_250, Agricultura_250, gramíneas_250	4,2	-2,9	56	76,2

2	Cob_Dossel, Dist_FFP, Area_RF_250, Agricultura_250, Gramíneas_250	4,1	-0,2	77	78,9
3	Cob_Dossel, Dist_FFM, Area_RF_500, Area_FF_500, Agricultura_500, Gramíneas_500	4,8	-1,9	44	74
4	Cob_Dossel, Dist_FFP, Area_RF_500, Area_FF_500, Agricultura_500, Gramíneas_500	4,6	-0,1	67	77,7
5	Cob_Dossel, Dist_FFM, Area_RF_750, Area_FF_750, Agricultura_750, Gramíneas_750	3,5	4,1	62	77
6	Cob_Dossel, Dist_FFP, Area_RF_750, Area_FF_750, Agricultura_750, Gramíneas_750	2,7	-2	108	82

Tabela S3 – Variáveis utilizadas como preditoras da riqueza de Coleoptera, amostradas em nove regiões de uma restauração de Mata Atlântica (RF), e em três escalas para as variáveis da paisagem (250, 500 e 750 metros). Area_RF_250, Area_RF_500, Area_RF_750: Porcentagem de área de restauração em buffers de 250, 500 e 750 metros de raio respectivamente; Area_FF_500, Area_FF_750: Porcentagem de área de fragmentos florestais remanescentes em buffers de 500 e 750 metros de raio respectivamente; Agricultura_250, Agricultura_500, Agricultura_750: Porcentagem de área agrícola em buffers de 250, 500 e 750 metros de raio respectivamente; Gramíneas_250, Gramíneas_500, Gramíneas_750: Porcentagem de área coberta por gramíneas em buffers de 250, 500 e 750 metros de raio respectivamente. Dist_FFM: Distância de cada ponto amostral do maior remanescente florestal da paisagem; Dist_FFP: Distância de cada ponto amostral do remanescente florestal mais próximo. Cob.Dossel: Porcentagem de cobertura do dossel. As áreas e a cobertura do dossel estão em porcentagem e a distância em metros.

Região	Cob.Dossel	Dist_FFM	Dist_FFP	Area_RF.250	Area_RF.500
RF1	83,01	406,01	406,01	31,29	18,83
RF2	80,70	418,56	418,56	25,05	11,45
RF3	71,89	1532,02	422,77	15,91	9,61
RF4	79,54	1969,57	590,66	19,47	12,01
RF5	78,87	2902,60	577,53	20,20	9,48
RF6	73,99	2193,29	630,94	20,54	8,69
RF7	81,03	1030,57	1030,57	21,37	11,56
RF8	79,45	620,81	620,81	27,52	13,88
RF9	81,34	1043,51	330,98	23,59	11,76
	Area_RF.750	Area_FF.500	Area_FF.750	Agricultura.250	Agricultura.500
RF1	10,44	1,51	8,97	21,46	28,03
RF2	6,22	0,63	6,60	28,26	28,34
RF3	6,51	0,36	4,06	48,54	55,07
RF4	8,18	0,00	3,41	36,10	34,85
RF5	8,62	0,00	1,46	35,16	40,83

RF6	6,23	0,00	3,22	33,73	35,96
RF7	6,64	0,00	0,00	34,62	40,86
RF8	9,24	0,00	3,06	38,45	46,54
RF9	7,80	3,30	1,53	37,59	33,58
	Agricultura.750	Água.250	Água.500	Água.750	Gramíneas.250
RF1	31,56	47,25	44,46	41,65	0,00
RF2	21,60	43,41	57,04	63,75	3,28
RF3	53,43	24,75	30,87	33,73	10,81
RF4	31,14	44,43	50,35	54,63	0,00
RF5	37,93	32,01	42,91	46,20	12,63
RF6	36,35	38,65	50,05	50,90	7,08
RF7	44,62	35,95	43,30	44,99	8,07
RF8	48,65	26,79	31,34	33,29	7,24
RF9	28,02	29,41	46,57	57,77	9,42
	Gramíneas.500	Gramíneas.750			
RF1	5,97	5,99			
RF2	2,54	1,83			
RF3	4,10	2,28			
RF4	2,79	2,65			
RF5	6,78	5,78			
RF6	5,31	3,31			
RF7	4,28	3,76			
RF8	8,23	5,76			
RF9	4,80	4,89			

Tabela S4. Tamanho e localização de nove unidades amostrais em uma restauração ecológica de Mata Atlântica, no município de Alvorada do Sul, norte do Paraná.

Unidade Amostral	Tamanho (ha)	Localização
RF1	10,8	22°49'32"S 51°11'40"W
RF2	7	22°48'45"S 51°11'52"W
RF3	2,35	22°47'59"S 51°11'33"W
RF4	10,9	22°47'46"S 51°11'44"W
RF5	8,3	22°47'13"S 51°11'01"W
RF6	3,3	22°47'37"S 51°10'52"W
RF7	8,9	22°48'18"S 51°10'41"W
RF8	7,5	22°48'51"S 51°10'32"W
RF9	6,3	22°49'13"S 51°10'12"W

Tabela S5. Dados referentes ao número total de indivíduos amostrados (n), a riqueza observada (S.obs), a porcentagem de cobertura amostral para cada unidade amostral (SC), e a riqueza padronizada em 92% de cobertura amostral (S.pad), por meio da rarefação e extrapolação dos dados. Todas as análises utilizaram a riqueza padronizada.

	n	S.obs	SC	S.pad
RF1	83	36	0,81	46,58
RF2	162	36	0,89	43,95
RF3	306	32	0,94	22,87
RF4	204	29	0,94	23,56
RF5	176	23	0,97	19,36
RF6	274	39	0,93	34,52
RF7	98	29	0,86	39,61
RF8	83	24	0,87	28,91
RF9	115	33	0,86	43,93

Tabela S6. Resultados de uma análise de componentes principais, indicando as cargas (loadings) de variáveis amostradas em buffers de 500 metros de raio. Area_RF.500: Porcentagem de área restaurada, Area_FF.500: Porcentagem de área de remanescentes florestais, Agricultura.500: Porcentagem de área de agrícola, Gramíneas.500: Porcentagem de área com gramíneas. Cob.dossel: Porcentagem de cobertura do dossel, Dist_FFM: Distância entre cada ponto da restauração e o maior fragmento florestal da paisagem.

	CP 1	CP 2
Cob.Dossel	0,51	0,03
Dist_FFM	-0,44	-0,12
Area_RF.500	0,49	0,35
Area_FF.500	0,36	-0,15
Agricultura.500	-0,42	0,40
Gramíneas.500	-0,01	0,82



Figura S1. Fotografias em diferentes regiões de uma restauração ecológica, realizada com 40 espécies nativas da Mata Atlântica, espaçadas em 2x3 metros, com variação na estrutura da vegetação (cobertura do dossel, quantidade de regenerantes e de gramíneas exóticas).

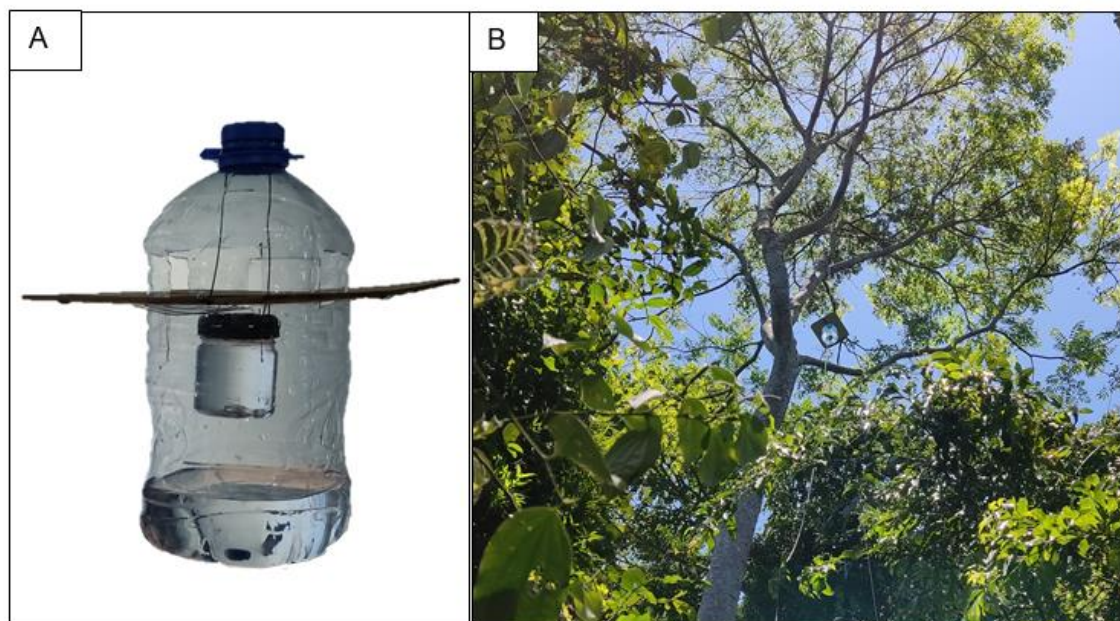


Figura S2. A: Imagem do modelo de armadilha utilizada para amostrar os besouros nos pontos de restauração de Mata Atlântica. A armadilha foi feita de garrafa pet de cinco litros, com quatro janelas (4x8cm) laterais e uma plataforma de pouso para os insetos, além de um recipiente para o atrativo, com a abertura no nível das janelas. B: Imagem da armadilha suspensa no dossel de uma das áreas amostrais.

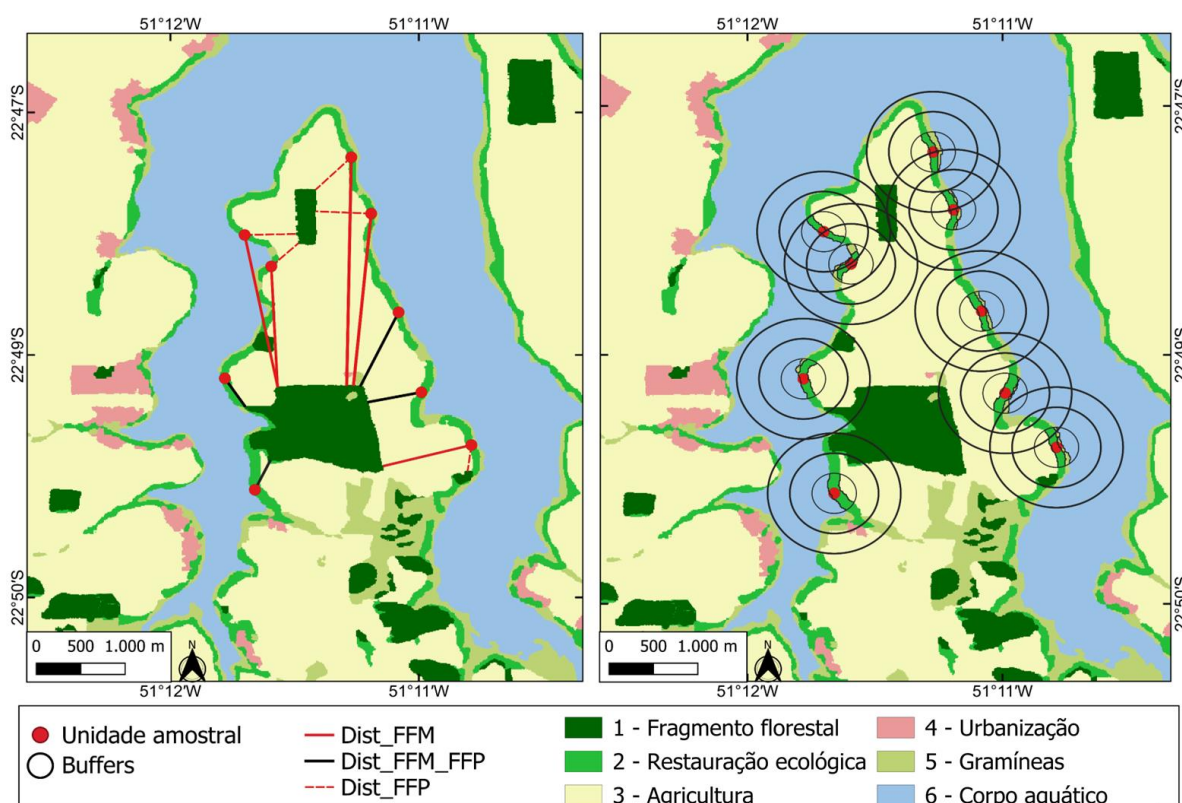


Figura S3. Mapa com a disposição dos buffers de 250, 500 e 750 metros de raio a partir de cada ponto amostral da restauração ecológica estudada. Também, a disposição das linhas utilizadas para a criação das métricas de distância dos fragmentos florestais remanescentes. Dist_FFM: Distância de cada ponto amostral do maior fragmento florestal da paisagem; Dist_FFP: Distância de cada ponto amostral do fragmento florestal mais próximo; Dist_FFM_FFP: Distância dos pontos amostrais que tiveram a medida da distância do fragmento florestal maior, iguais a medida de distância do fragmento florestal mais próximo.

4 CONCLUSÃO GERAL

A perda de biodiversidade e a crise climática, estão entre os problemas atuais ambientais prioritários para serem resolvidos. A restauração ecológica é uma importante ferramenta para mitigar ambos os problemas, e tem cada vez mais ganhado relevância na política ambiental mundial. Assim, sítios de restauração tem sido criados no mundo todo. Como se tratam de ecossistemas recentes, o conhecimento sobre estas áreas ainda é inicial. Dessa forma, o monitoramento dessas áreas é fundamental para saber se estes ambientes estão alcançando os objetivos propostos, e possibilitando a intervenção na trajetória de sucessão.

Diante dessa necessidade, o presente trabalho avaliou o potencial dos besouros em monitorar estes ambientes em restauração, além de analisar quais fatores influenciam na riqueza de espécies na restauração. Foi observado que a composição e a distribuição de abundância de espécies de Coleoptera são variáveis importantes para serem acompanhadas para indicar a trajetória da restauração. O monitoramento pode ser facilitado, através da análise somente da riqueza de Curculionidae em conjunto com a análise da composição das famílias Cerambycidae, Elateridae e Curculionidae.

As variáveis que contribuem positivamente para o aumento da riqueza de besouros na restauração são a quantidade de habitat, seja da própria restauração ou de fragmentos florestais remanescentes na paisagem, e um ambiente mais estruturado, com maior cobertura do dossel. Por outro lado, o aumento de área agrícola e da distância entre a restauração e o maior remanescente florestal da paisagem, leva a redução na riqueza de besouros.

Assim foi observado que os besouros tem potencial no monitoramento da restauração ecológica estudada, e também foram identificadas variáveis positivas e negativas para a riqueza de espécies na restauração, e todas estas informações podem ser utilizadas em trabalhos futuros de monitoramento e implantação de novos sítios de restauração.