
CIÊNCIAS BIOLÓGICAS - INTEGRAL

THABATA ISMAIL ESCOBAR

**O EFEITO DA FRAGMENTAÇÃO
SOBRE O BANCO DE SEMENTES NA MATA
ATLÂNTICA**



Rio Claro - SP
2024

Thabata Ismail Escobar

O efeito da fragmentação sobre o banco de sementes na Mata Atlântica

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Instituto de Biociências – Câmpus de Rio Claro, da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, para obtenção do grau de Bacharela e Licenciada em Ciências Biológicas.

Orientadora: M^a Juliana Bento De Oliveira

Co-orientador: Prof Dr. Milton Cezar Ribeiro

Rio Claro - SP
2024

E74e	Escobar, Thabata Ismail O efeito da fragmentação sobre o banco de sementes na Mata Atlântica / Thabata Ismail Escobar. -- Rio Claro, 2024 35 p. : il., tabs., fotos, mapas Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado e licenciatura - Ciências Biológicas) - Universidade Estadual Paulista (UNESP), Instituto de Biociências, Rio Claro Orientadora: Juliana Bento de Oliveira Coorientador: Milton Cezar Ribeiro 1. Sementes. 2. Fragmentos florestais. 3. Corredor ecológico. 4. Paisagem. I. Título.
------	---

Thabata Ismail Escobar

**O efeito da fragmentação sobre o banco de sementes
na Mata Atlântica**

Trabalho de Conclusão de Curso
apresentado ao Instituto de Biociências –
Câmpus de Rio Claro, da Universidade
Estadual Paulista “Júlio de Mesquita
Filho”, para obtenção do grau de
Bacharela e Licenciada em Ciências
Biológicas.

Banca examinadora

M^a Juliana Bento de Oliveira

(orientadora) Prof^a Dr^a Erica

Hasui

Prof^a Dr^a Neidequele Maria Silveira

Aprovado em: 11 de Novembro de 2024

Assinatura do discente

Assinatura da orientadora

Assinatura do coorientador

AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, à minha mãe, Sheyla, e meu pai, Luiz, que sempre me incentivaram a ser independente, a questionar o que me era imposto, e a seguir meus sonhos, tanto na vida acadêmica e profissional quanto na pessoal. Aos meus avós paternos, Aparecida e Fernando, e à minha avó materna, Rosa, por sempre se orgulharem dos meus estudos e me motivarem a continuar. Aos meus gatos, Banguela e Benny, que são um grande apoio emocional em todos os aspectos, e sempre me lembram que o descanso também é importante.

Também agradeço aos meus professores do ensino médio de escola pública, que se dedicaram a nos proporcionar a melhor educação possível e nos prepararam com empenho para os vestibulares, ao Instituto Biociências, UNESP, Campus Rio Claro e os docentes, técnicos e demais pessoas que estiveram envolvidas com meu processo de aprendizagem.

Às minhas amigas e amigos de Ribeirão Preto, Ana Carolina Lima, Ana Laura Araujo, Vanessa Saori, e Zibia Esser, Paola Marques, João Iglesias, Érika May Kimura, obrigada por acreditarem no meu potencial de ingressar e concluir uma universidade pública. Às amigas de outros estados, Angela, Gabriel, Guilherme, agradeço pelas trocas de experiências e culturas, que me despertaram o desejo de explorar mais o meu país e o mundo. A todas as amigas, amigos e amigos da faculdade, em especial: Letícia de Queiroz, Maria Beatriz Vercinskas, Júlio Leandro, Luana Porsani, Mateus Stevanato, Hades Matos, Thalita Resende, Cynthia Ciqueira, Ana Júlia Maciel, Sofia dos Reis, Marina Baldani, Camila Ferro, Enzo Giovanneti, Matheus Calil, Thiago Chain, Vinicius Picullo, por todas as vivências, apoio e ajuda, não apenas nas disciplinas, mas também nos momentos pessoais. E claro, a todas as outras amigas que conheci pelo meu caminho, em especial aos que fazem parte do meu dia-a-dia: Nicolas Duran, Pedro Prado, Vinicius Barbosa. Agradeço de coração a todos vocês, por fazerem parte da minha família!

Agradeço ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão da bolsa de pesquisa (PIBIC 121125/2023-8), e pelo apoio financeiro ao PELD CCM/CNPq 440145-2022-8., e

processo nº 2021/08534-0 Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pelo financiamento da pesquisa, e à Rádio Observatório Pierre Kaufmann pelo apoio na pesquisa. Ao Parque Estadual da Cantareira - Núcleo Cabuçu, Parque Estadual Itaberaba, a RPPN La Figueira, a Sede do Projeto Conservador das Águas e aos proprietários rurais que permitiram as coletas essenciais para o estudo.

Não posso deixar de agradecer a todos que contribuíram diretamente com minha pesquisa: aos pesquisadores da Pesquisa Ecológica de Longa Duração Corredor Cantareira e Mantiqueira (PELD CCM), ao Laboratório de Ecologia Espacial e Conservação (LEEC) e aos meus orientadores, Juliana Bento e Milton Ribeiro, pela oportunidade; à banca avaliadora, Erica Hasui, Neidequele Silveira, Alessandra Coan, Marina Cortes; aos colegas e amigos de laboratório, em especial: Jean de Deus, Fulbert Gnonlonfoun, pelo suporte constante; aos docentes, Aline Gomes e Gabriel Brejão, responsáveis pelo Laboratório de Ecologia e Fisiologia de Peixes (LECOFISH) por ceder o espaço para a triagem das sementes, e pela equipe que me auxiliou no processo.

Por fim, agradeço à natureza, que sempre me fascinou e me fez ter certeza de que queria ser pesquisadora, para aprender cada vez mais sobre ela. Espero, através da minha futura carreira e trabalhos de divulgação e Educação Ambiental, poder despertar o mesmo sentimento em outras pessoas.

RESUMO

A Mata Atlântica é uma das maiores florestas tropicais das Américas, reconhecida por sua vasta biodiversidade. Cerca de 65% de suas áreas tiveram seu uso e ocupação do solo, transformados em áreas urbanas, agrícolas, de pastagem, silvicultura, entre outros. Isso resulta na fragmentação florestal, criando pequenas ilhas de vegetação cercadas por áreas antrópicas. Para restaurar essas áreas degradadas, a dispersão de sementes e o banco de sementes do solo são processos ecológicos promissores. Os bancos de sementes funcionam como reservatórios de potencial germinativo, contribuindo significativamente para a recuperação de áreas degradadas. O objetivo foi avaliar como o processo de fragmentação da paisagem afeta a abundância, riqueza e diversidade do banco de sementes em fragmentos florestais. A área de estudo foi o Corredor Ecológico da Cantareira e Mantiqueira que conecta dois blocos de remanescente de Mata Atlântica que são a Serra da Cantareira e Mantiqueira, foram definidos 20 sítios amostrais distribuídos em um gradiente ambiental que variou de 5 a 96% de cobertura florestal. Foram realizadas coletas de banco de sementes utilizando uma moldura de ferro de 30x30x5cm que se encaixava totalmente no solo. Primeiro foi coletada a serrapilheira e depois o solo, foram realizadas três coletas de cada por sítio amostral. As sementes foram triadas do restante de material vegetal (folhas, galhos, solo) com auxílio de 3 peneiras (malhas 3.36 / 1.41 / 1.16 mm), e foram quantificadas e identificadas ao nível de família utilizando guias de identificação de sementes da Mata Atlântica e Cerrado do Brasil. Para os cálculos das métricas de paisagem (cobertura florestal, conectividade, distância de borda) foi utilizado QGIS 3.36.2. Para análise de diversidade, calculamos o Índice de Shannon e, para avaliar o efeito das métricas de paisagem sobre a abundância e a riqueza de sementes, foi calculada uma regressão linear generalizada (GLM) utilizando o software R.4.4.1. No total, foram encontradas 7554 sementes, das quais 2661 estavam presentes nas amostras de serrapilheira e 4893 nas de solo. Foram identificadas um total de 61 famílias e 42 morfotipos (das quais, 46 famílias e 22 morfotipos presentes nas amostras de serrapilheira, e 56 famílias e 28 morfotipos nas amostras de solo). As famílias mais encontradas, tanto na serrapilheira quanto no solo, foram Melastomataceae e Euphorbiaceae, com a primeira tendo o maior número de abundância de sementes dentre todas as famílias. Em relação ao efeito da paisagem, foi possível observar que as variáveis de cobertura florestal (%), conectividade (ha) e distância de borda (m), afetam a abundância dos bancos de semente do solo e da serrapilheira, mas não afetam a riqueza dos mesmos. E o índice de diversidade mostrou que, de maneira geral, os bancos de sementes do solo contém maior diversidade do que o da serrapilheira, e a diversidade de cada sítio amostral não parece ser influenciada pelas métricas estudadas neste trabalho.

Palavras-chave: Sementes, Fragmentos florestais, Corredor ecológico, Paisagem.

ABSTRACT

The Atlantic Forest is one of the largest tropical forests in the Americas, renowned for its vast biodiversity. However, approximately 65% of its areas have undergone land use and occupation changes, transforming into urban, agricultural, pasture, forestry, and other regions. This leads to forest fragmentation, creating small vegetation islands surrounded by anthropogenic areas. Seed dispersal and soil seed banks are promising ecological processes to restore these degraded areas. Seed banks act as reservoirs of germination potential, significantly contributing to the recovery of degraded areas. The objective was to evaluate how landscape fragmentation affects the abundance, richness, and diversity of seed banks in forest fragments. The study area was the Cantareira-Mantiqueira ecological corridor, which connects two Atlantic Forest remnants: the Cantareira and Mantiqueira mountain ranges. Twenty sampling sites were defined along an environmental gradient that varied from 5% to 96% forest cover. A 30x30x5 cm iron frame was used to collect litter first and then soil samples, with three samples taken per site. Seeds were separated from other plant material (leaves, branches, soil) using three sieves (mesh sizes 3.36 / 1.41 / 1.16 mm), quantified, and identified at the family level using identification guides for seeds of the Atlantic Forest and Cerrado biomes in Brazil. Landscape metrics (forest cover, connectivity, edge distance) were calculated using QGIS 3.36.2. For diversity analysis, the Shannon Index was calculated, and to evaluate the effect of landscape metrics on seed abundance and richness, a generalized linear regression model (GLM) was applied using R 4.4.1 software. In total, 7,554 seeds were found, 2,661 in litter samples, and 4,893 in soil samples. A total of 61 families and 42 morphotypes were identified (46 families and 22 morphotypes in litter samples, and 56 families and 28 morphotypes in soil samples). The most frequently observed families, both in litter and soil samples, were Melastomataceae and Euphorbiaceae, with the former having the highest seed abundance among all families. Regarding landscape effects, forest cover (%), connectivity (ha), and edge distance (m) influenced the abundance of soil and litter seed banks but did not affect their richness. The diversity index indicated that, overall, soil seed banks exhibited greater diversity than litter seed banks, and the diversity of each sampling site did not appear to be influenced by the landscape metrics studied in this work.

Keywords: Seeds, Forest fragments, Ecological corridor, Landscape.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	9
2 OBJETIVO.....	11
2.1 Objetivos gerais.....	11
2.2 Objetivo Específico.....	11
3 MATERIAIS E MÉTODOS.....	11
3.1 Área de estudo.....	11
3.2 Amostragem.....	12
3.3 Análises dos dados.....	15
3.3.1 Métricas Paisagem.....	15
3.3.2 Análises Estatísticas.....	16
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	17
5 CONCLUSÃO.....	26
6 REFERÊNCIAS.....	26
7 APÊNDICES	
APÊNDICE A – Lista de todas as famílias e morfotipos encontrados nas amostras, com seu respectivo número de abundância de sementes e frequência.....	31
APÊNDICE B – Lista dos sítios amostrais e a porcentagem de cobertura florestal.....	34

1 INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica é uma das maiores florestas tropicais das Américas (Myers *et al.*, 2000), sendo um dos biomas mais ricos em biodiversidade (Rezende *et al.*, 2018). Atualmente restam apenas 23% de floresta nativa, e o restante são áreas antropizadas que foram utilizadas para as atividades como agricultura, silvicultura, pastagem, urbanização, mineração (Joly; Metzger; Tabarelli, 2014; Rezende *et al.*, 2018; Ribeiro *et al.*, 2009; Vancine *et al.*, 2023).

Esse bioma apresenta uma significativa quantidade de pequenas ilhas de vegetação inseridas em matrizes antrópicas, formando um mosaico de manchas de vegetação pequenas e isoladas (Joly; Metzger; Tabarelli, 2014), o que contribui para a perda de habitat natural e a fragmentação florestal (Jesus *et al.*, 2012; Costa *et al.*, 2018). Esses processos resultam em problemas como a perda de biodiversidade de fauna e flora, alterações nos serviços ecossistêmicos (como polinização e controle natural de pragas, entre outros), e maior vulnerabilidade aos efeitos de borda (Fahrig, 2003; Vinter *et al.*, 2016; Rezende *et al.*, 2018).

Portanto, a restauração das áreas da Mata Atlântica deve ser tratada com prioridade, a fim de garantir a autoperpetuação das florestas, permitindo que continuem a desempenhar seus processos naturais, como ciclagem de nutrientes, processos hídricos, ciclo do carbono, e sucessão ecológica no caso de áreas degradadas, e a fornecer os serviços ecossistêmicos essenciais, como polinização, controle biológico, e em alguns casos, fornecimento de alimento (Joly; Metzger; Tabarelli, 2014). Diversas estratégias são empregadas para recuperar essas áreas degradadas, destacando-se, entre elas, o uso de processos ecológicos fundamentais, como a dispersão de sementes e os bancos de sementes, cruciais para a restauração natural das florestas (Wang; Smith, 2002; Farah *et al.*, 2017; Romanelli *et al.*, 2022).

Nesse contexto, o termo 'banco de sementes do solo' designa o reservatório de sementes viáveis, mas não germinadas, presente no solo. Essas sementes, quando as condições ambientais se tornarem favoráveis no futuro, substituirão as plantas adultas, desempenhando um papel importante no ciclo de vida das espécies anuais e sendo fundamentais para a persistência delas. Além disso, podem ser responsáveis por até 85% da recuperação de áreas afetadas

por ações antrópicas a longo prazo (Christoffoleti; Caetano, 1998; Lindner, 2009). Devido à presença dessas sementes armazenadas, o banco de sementes pode ser considerado um indicador da capacidade de resiliência de um ecossistema degradado e dos diferentes estágios sucessionais da floresta (Silva *et al.*, 2020).

O efeito da fragmentação no banco de sementes torna-se preocupante quando começa a afetar negativamente a dormência dessas sementes, ou seja, a resistência, às condições adversas, que podem ser classificadas como temporárias ou persistentes. Esse processo depende não apenas das características da própria espécie, mas também de variáveis ambientais como: clima, umidade, profundidade no solo, matriz de entorno, queimadas, vegetação. Esses fatores são alterados pela fragmentação que pode colaborar com a perda de espécies, dispersores, mudanças no uso e ocupação do solo como: agricultura, silvicultura, pastagem, entre outras. Assim, comprometendo a diversidade de sementes disponíveis no banco de sementes (Christoffoleti; Caetano, 1998; Lindner, 2009; Plue *et al.*, 2020; Silva *et al.*, 2020; Molina *et al.*, 2023).

Deste modo, a Mata Atlântica vem sendo estudada em como os efeitos da fragmentação altera a biodiversidade e suas interferências na redução de habitats, nos processos ecológicos, como por exemplo a dispersão de sementes realizadas pelas aves (Bovo *et al.*, 2018; Barros *et al.*, 2019; Emer *et al.*, 2020; Ramos *et al.*, 2020; Adorno *et al.*, 2021). Estudos de morfologia de plantas, frugivoria, interações bióticas e abióticas, chuva de sementes e dispersão (Silva *et al.*, 2020; Camargo *et al.*, 2022; Molina *et al.*, 2023). Sendo de elevada importância para a conservação da biodiversidade e para garantir sua manutenção (Estrada, A.; Coates-Estrada, 2002; Medina *et al.*, 2007; V.; Warrier; Kunhikannan, 2022).

Integrando ao potencial de armazenamento dos bancos de sementes do solo, que são abastecidos por dispersão das sementes da vegetação e de outros locais (visto que também pode conter sementes de comunidades vegetais antigas e possivelmente extintas), colaborando com a restauração de áreas florestais fragmentadas (Bossuyt; Honnay, 2008; Lindner, 2009; Plue *et al.*, 2020; V.; Warrier; Kunhikannan, 2022).

2 OBJETIVO

2.1 Objetivos gerais

O estudo teve como objetivo avaliar como o processo de fragmentação da paisagem afeta a abundância, riqueza e diversidade do banco de sementes em fragmentos florestais.

2.2 Objetivo Específico

- Analisamos como a cobertura florestal (%), a conectividade (ha) e distância de borda (m), interfere na abundância e riqueza das sementes na serrapilheira e solo;
- Analisamos como a cobertura florestal (%), a conectividade (ha) e a distância de borda (m), interferem na diversidade de sementes na serrapilheira e solo.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

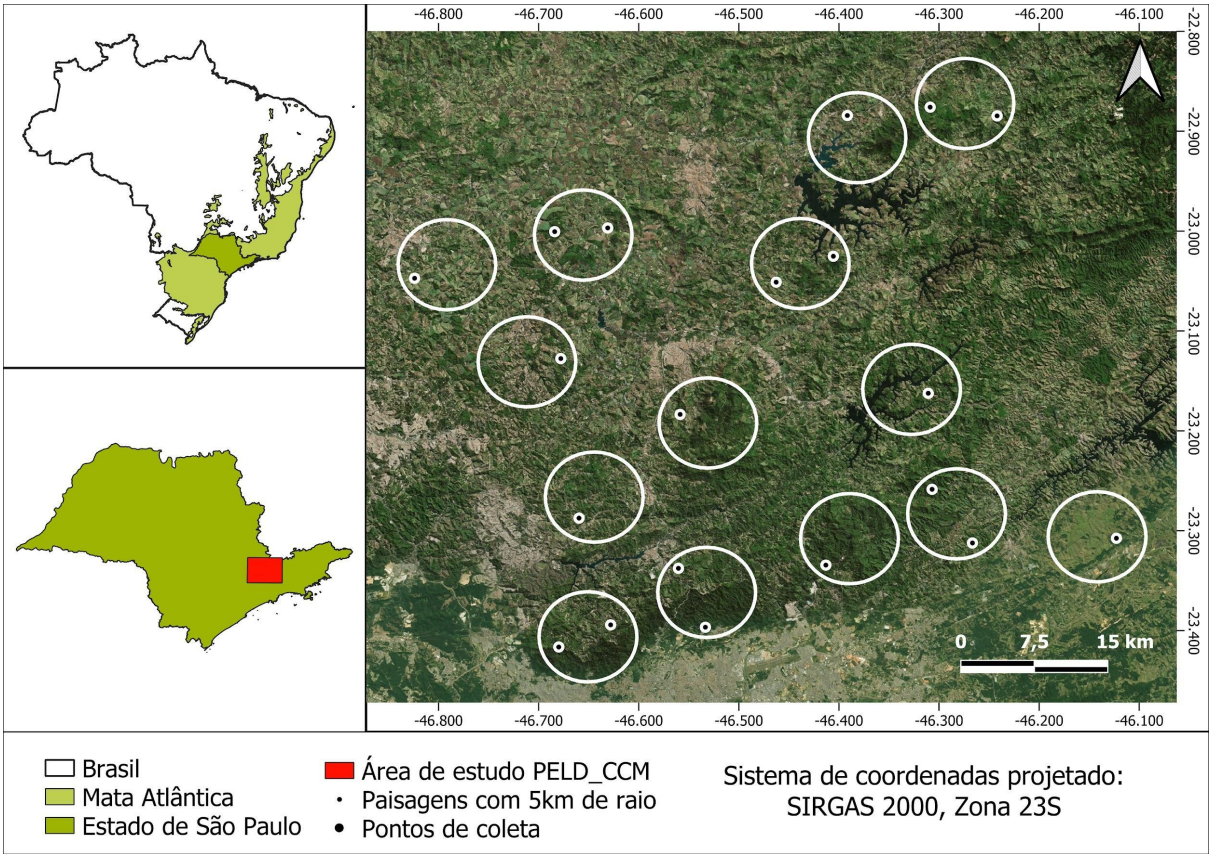
3.1 Área de estudo

A região de estudo está localizada no Corredor Ecológico Cantareira-Mantiqueira, que conecta dois grandes blocos de remanescentes florestais: a Serra da Cantareira (SP) e a Serra da Mantiqueira (SP/MG), assim sendo considerada uma região de área prioritária para a conservação da Mata Atlântica (Ramos *et al.*, 2020).

Os fragmentos são compostos principalmente por remanescentes de floresta secundária, envoltas por agricultura, pecuária, pastagem, mineração, áreas urbanas, silvicultura, corpos d'água, e áreas abandonadas em processo de regeneração natural. Os remanescentes podem ser considerados como floresta semidecídua, floresta ombrófila densa ou floresta ripária, distribuídas sobre relevo montanhoso com altitudes de 600 metros a 2.000 metros (Ramos *et al.*, 2020). As temperaturas médias variam de 8,6°C a 29,5°C, tendo o inverno frio e seco, enquanto o verão se apresenta quente e úmido; e sua pluviosidade média variam em torno de 1500 mm por ano (Veloso; Rangel Filho; Lima, 1991; Oliveira-Filho; Fontes, 2000; Siqueira *et al.*, 2021).

Foram selecionados 20 sítios amostrais com pelo menos 1 sítio em cada paisagem, definido por raio de 5km considerando o gradiente ambiental de 5% a 97% de cobertura florestal (Figura 1).

Figura 1. Área de estudo foram 20 sítios amostrais distribuídos em 14 paisagens delimitados por buffers de 5 km no Corredor Ecológico Cantareira-Mantiqueira .



Fonte: Jean Pablo Alves de Deus (2024).

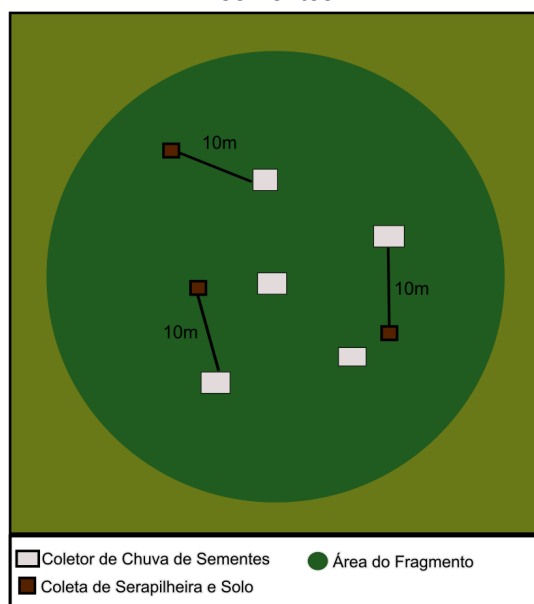
3.2 Amostragem

Para a amostragem do banco de sementes, foram realizados três pontos de coleta (Figura 3) por sítio amostral, que constam os coletores de chuva de sementes; os três pontos de coleta de cada sítio foram escolhidos de forma aleatória. No estudo de Molina *et al.* (2023), eles mediram pelo menos 30 metros de distância dos coletores de sementes para as coletas de solo nos locais de amostragem, para a redução do viés de qualquer padrão topográfico e a heterogeneidade na vegetação, para o presente estudo padronizamos 10 metros (Figura 3) por conta dos diferentes tamanhos de fragmentos onde os sítios amostrais estão inseridos que variaram entre 5% a 97% de cobertura florestal.

Em cada sítio amostral, foram coletadas as coordenadas com o dispositivo GPS para obtenção de dados da paisagem. O campo teve duração total de duas semanas, a primeira semana de coleta ocorreu dos dias 26/02 a 01/03/2024, onde foram coletados 10 sítios amostrais, e a segunda semana de campo ocorreu dos dias 24/04 a 28/04/2024, onde foram coletados os 10 sítios amostrais restantes. E, em virtude do foco ser no banco de sementes, a coleta foi realizada uma única vez por cada sítio amostral.

Para a coleta foi utilizada uma moldura de ferro 30 cm x 30 cm x 5 cm (Figura 4A) que era encaixada totalmente no solo com auxílio de um martelo, e depois, com auxílio de uma pá, feita a raspagem da serapilheira (Figura 4B), e logo em seguida o encaixe novamente da moldura para a coleta do solo (Figura 4B). Ambas foram fixadas no solo até a profundidade de 5 cm para a amostragem de solo. As amostras coletadas foram armazenadas em sacos de papel de 20L (Figura 4C), separados com as devidas identificações (SP para serrapilheira e SL para solo, e o número de identificação do ponto de coleta) e levadas para triagem individual em laboratório (Molina *et al.*, 2023).

Figura 3. Esquema de coleta de serrapilheira e solo em conjunto com os coletores de chuva de sementes



Fonte: Autora (2024).

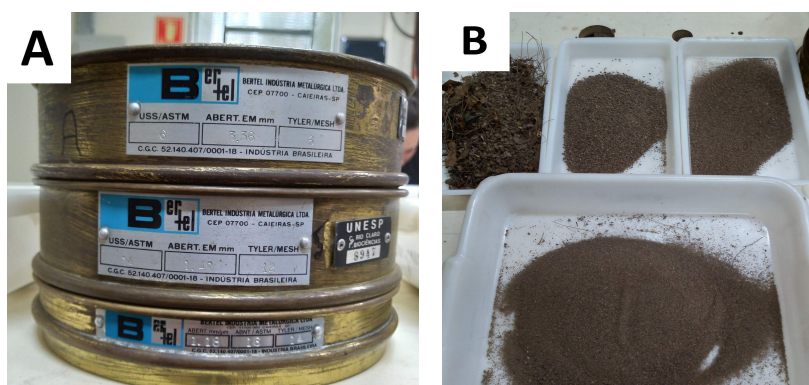
Figura 4. Coleta de amostras de serapilheira e solo: a) Moldura de ferro (30 cm x 30 cm x 5m) b) Processo de raspagem do solo c) amostras coletadas.



Fonte: Autora; Marina Baldani (2024).

As amostras coletadas foram levadas e armazenadas em um laboratório na Unesp - Campus Rio Claro, onde passaram pelo processo de triagem. Utilizamos três peneiras de diferentes malhas de arame (3.36 mm/1.41 mm /1.16 mm) (Figura 5A) para facilitar a triagem das sementes por etapas. O material foi separado em diferentes bandejas (Figura 5B) e com o auxílio de pinças as sementes encontradas são separadas em placas de Petri (Figura 6) que, ao fim da triagem da amostra, foram contabilizadas e armazenadas em sacos de papel menores com as devidas identificações. As triagens terminaram no início de junho de 2024.

Figura 5. Processo de triagem das sementes: a) Peneiras de diferentes malhas utilizadas b) Serrapilheira e solo preparado para a triagem



Fonte: Autora (2024).

Figura 6. Sementes de Euphorbiaceae encontrada em uma das amostras triadas.



Fonte: Autora (2024).

Após a triagem do material, as sementes foram identificadas até o nível de família, com auxílios de guias de identificação, da Mata Atlântica e Cerrado: Árvores Brasileiras (Lorenzi, 1998) volumes 1 e 2 2ed; Sementes e Mudanças (Souza Junior et al. 2020) vol. 1, 2ed; Sementes e Mudanças (Souza Junior et al., 2023) vol. 2 1ed; Frutos e Sementes do cerrado (Kuhlman, 2012); e as plataformas online como a Flora e Funga Brasil e *SpeciesLink*.

3.3 Análises dos dados

3.3.1 Métricas Paisagem

Para a definição dos sítios amostrais, foi considerado o gradiente ambiental de 5% a 97% num raio de 1km que foi calculado utilizando o mapa do MapBiomas Coleção 8, com pixels de 30x30m. Foram selecionadas algumas métricas de paisagem para melhor entender como a fragmentação pode afetar a diversidade de sementes presentes na serrapilheira e no solo. Para o cálculo das métricas, foi utilizado o *package landscapemetrics* e rodado no software R (versão 4.4.1). A seguir, as métricas selecionadas foram:

- **Cobertura florestal (%)**: usando o código *lsm_c_pland* da função *sample_ls*, para seguir o formato de %, quanto maior o número, maior a cobertura florestal.

- **Conectividade (ha):** o cálculo foi similar ao de % de cobertura florestal, porém utilizando o código *lsm_c_cohesion*, quanto maior o número, mais conectados estão os fragmentos da paisagem.
- **Distância de borda (m):** foi calculada com o mapa do MapBiomas Coleção 8 no QGIS(versão 3.36.2), foi traçada uma linha das coordenadas dos 3 pontos de amostragem até a borda mais próxima do fragmento, e depois realizada a mediana entre elas para a distância do sítio amostral.

3.3.2 Análises Estatísticas

Antes da construção dos modelos, foi utilizado o coeficiente de correlação de Pearson para entender a correlação das diferentes métricas da paisagem e melhor ajustar o modelo de análise, evitando a alta correlação entre as métricas (i.e. R de Pearson > 0,7).

Foi avaliada, também, a significância de cada variável, comparando por teste de razão de verossimilhança, e escolhido o modelo mais parcimonioso (Quinn; Keough, 2002).

Para cada variável resposta (riqueza e abundância de sementes) e para cada variável explanatória (cobertura florestal, conectividade, distância de borda), foram construídos o Modelo Linear Generalizado (GLM) de Poisson, foram utilizados os dados de cada sítio amostral, de forma a observar o efeito de cada uma das variáveis separadamente, e evitando que a significância (p valor) seja alterada pela multicolinearidade (Christ, 2009; Zuur; Ieno; Elphick, 2010). Apesar de termos rodado, também, o modelo GAM (Modelo Aditivo Generalizado), não houve diferença entre os modelos, e seguindo o AICc (critério de informação Akaike, o melhor modelo possui menor peso), mantivemos apenas as análises com o modelo GLM (Jørgensen; Kenneth P. Burnham; David R. Anderson, 2004).

Os dados de abundância de sementes de cada sítio foi feito através da somatória dos três pontos de coleta, o mesmo foi feito para a riqueza, considerando tanto as famílias identificadas, quanto os morfotipos, mas se uma mesma família/morfotipo aparecesse mais de uma única vez, ela não era contabilizada novamente. Para os gráficos de abundância, foram gerados em log10 para diminuir as distorções geradas por disparidade de números, já que

alguns sítios tinham abundância de 10 sementes e outros quase 1200 sementes, evitando assim a perda de um sítio amostral pela função *subset* (Rodrigues Da Silva *et al.*, 2022).

Para a diversidade de sementes, foi gerado o Índice de Shannon (considerando as famílias identificadas e os morfotipos), no qual, o menor valor possível é 0, e quanto mais alto o valor e mais próximo do valor máximo teórico, maior a diversidade do local ou comunidade. Caso dois ou mais sítios amostrais apresentaram a mesma riqueza de famílias, a diferença era considerada baseado no valor de equabilidade, quanto menor a equabilidade, menor o valor (Cain, *et al.*, 2018). Os dados foram analisados utilizando o software R (versão 4.4.1).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

No total, foram 7554 sementes, sendo que 2661 sementes estavam presentes na serrapilheira, pertencentes a 46 famílias identificadas, e 22 morfotipos, e 4893 sementes no solo, pertencentes a 56 famílias identificadas e 28 morfotipos (Apêndice A). As sementes que não foram possíveis de serem identificadas foram definidas como morfotipos. Observou-se a diferença nas cinco famílias mais abundantes nos dois estratos (serrapilheira e solo) (Tabela 1). A família Boraginaceae teve maior registro na serrapilheira, enquanto no solo foi registrada a maior presença de Melastomataceae.

Tabela 1. As cinco famílias com maior número de abundância de sementes encontradas nas amostras de serrapilheira (SP) e solo (SL)

Família SP	Abundância de Sementes	Família SL	Abundância de Sementes
Boraginaceae	901	Melastomataceae	2267
Melastomataceae	566	Euphorbiaceae	326
Asteraceae	193	Urticaceae	273
Tiliaceae	147	Rosaceae	226
Euphorbiaceae	81	Poaceae	165

Fonte: Autora (2024)

A família Boraginaceae possui cerca de 130 espécies no Brasil (Flora e Funga do Brasil, 2024). De maneira geral, seus frutos, geralmente drupa ou esquizocarpo e raramente cápsula, possuem até quatro sementes, sendo dispersadas por zoocoria (dispersão por animais), anemocoria (dispersão pelo vento), e às vezes barocoria (dispersão pela gravidade) (Riedl, 1997; Van Der Pijl, 1982; Chacón; Luebert; Weigend, 2017; Souza *et al.*, 2019).

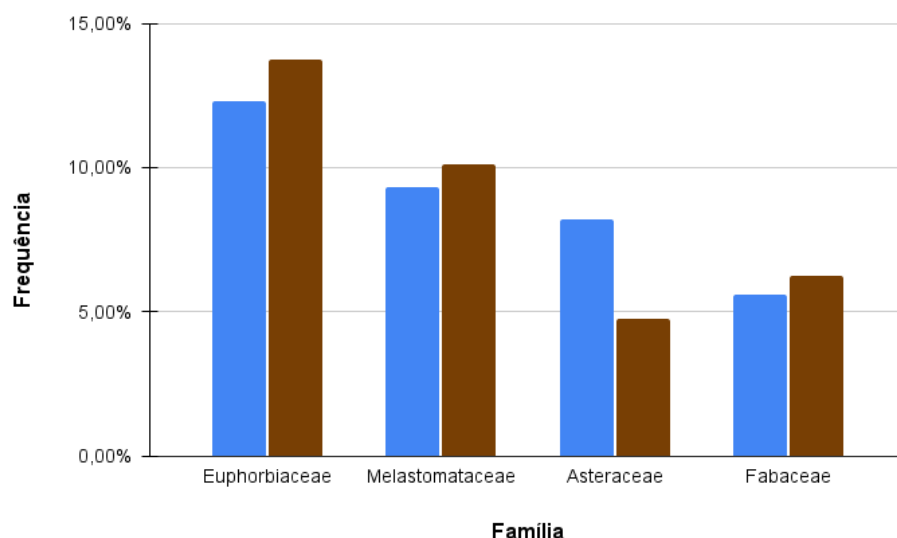
Não foi possível identificar se a abundância de sementes presente nas amostras de serrapilheira se dá pela época da coleta, se tem relação com as síndromes de dispersão, ou talvez alguma característica do fruto ou semente (Ebadi; Nikzat, 2021) que faça com que ela seja mais abundante na serrapilheira do que no solo.

De maneira semelhante, a família Melastomataceae também possui mais de 1400 espécies no Brasil, e são muito comuns até como plantas ornamentais (Flora e Funga do Brasil, 2024). Conhecidas por florescer e frutificar, ao longo do ano, e principalmente durante ou logo depois da estação chuvosa (Souza *et al.*, 2019).

Seus frutos podem ser cápsula ou baga, produzidos em grande quantidade, possuem de 2 a 10 sementes cada, e geralmente são dispersos através da zoocoria e anemocoria (Souza *et al.*, 2019; Reginato *et al.*, 2020). Possivelmente a alta abundância desta família no solo (e também na serrapilheira) se dá pela alta produção de frutos juntamente com seus meios de dispersão, e o tamanho pequeno das sementes, que facilita a penetração e armazenamento no solo (Silva *et al.*, 2020).

Deste modo, foi possível observar a diferença entre as famílias com maior abundância de sementes e sua frequência (Figura 7).

Figura 7. Famílias com maior frequência encontradas nas amostras de serrapilheira representada pela cor azul, e solo representado pela cor marrom.

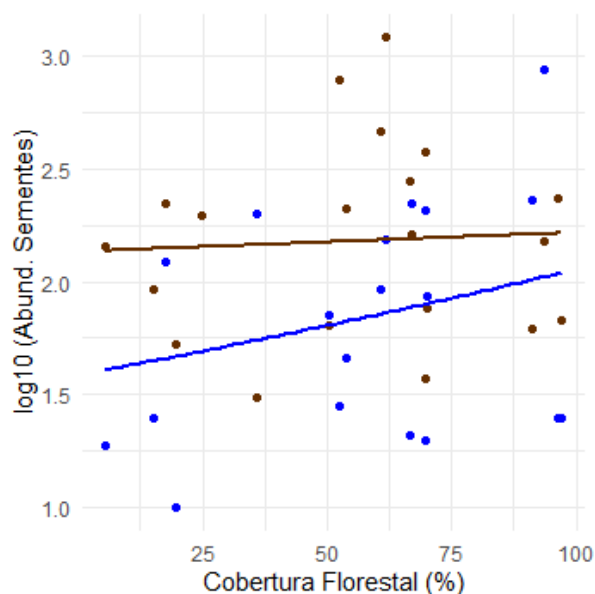


Fonte: Autora (2024)

A família que apresentou maior frequência foi Euphorbiaceae, que possui uma enorme diversidade e uma das maiores complexidades taxonômicas, com mais de 300 gêneros e 6000 espécies, tendo uma ampla distribuição geográfica (Secco *et al.*, 2012; Luis *et al.*, 2014). Possui grande variedade de ervas, lianas, arbustos, árvores. Geralmente um período de frutificação (com frutos do tipo cápsula) longo, com grande variabilidade de síndromes de dispersão como autocoria (por exemplo, frutos “explosivos”), anemocoria, hidrocoria (dispersão pela água), e zoocoria (Pascotto, 2006; Ernst *et al.*, 2015; Souza *et al.*, 2019 Silva; Caruzo, 2020).

Essas características podem ser a causa dessa família ter sido tão frequente nas amostras tanto de serrapilheira quanto do solo. Em relação ao efeito das métricas de paisagem sobre a abundância de sementes, foi possível observar que a cobertura florestal está positivamente relacionada à disponibilidade de recursos, a mais espécies de flora estabelecidas no local, maior o número de possíveis dispersores (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2017; Riva; Fahrig, 2022). (Figura 8).

Figura 8. Efeito da cobertura florestal (%) na abundância de sementes da serrapilheira representada pela cor azul e do solo representado pela cor marrom.



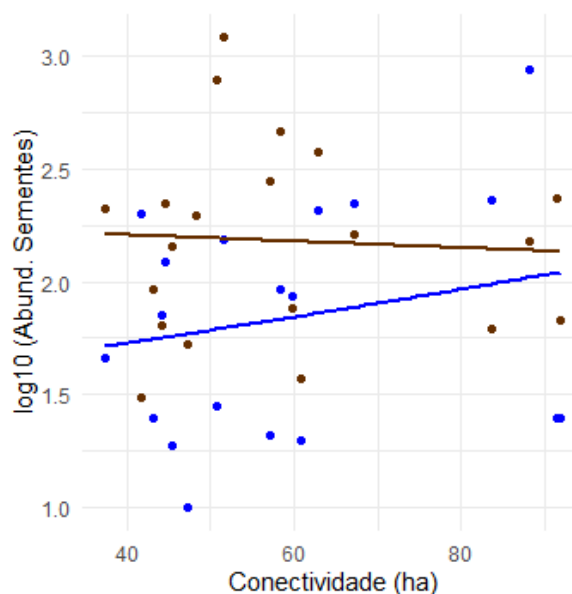
Fonte: Autora (2024).

Houve também, um efeito levemente maior na serrapilheira do que no solo, possivelmente isso se dá pelo fato da cobertura florestal influenciar diretamente a quantidade de serrapilheira propriamente dita das áreas amostradas, fazendo uma relação de, quanto mais cobertura florestal, maior a quantidade de serrapilheira, e maior a quantidade de sementes armazenadas por ela (Leal *et al.*, 2023).

Em relação ao solo, apesar de numa escala menor, o efeito também foi positivo, possível através dos meios de abastecimento do banco de sementes. Quanto maior a cobertura florestal, maior a comunidade vegetal do local, mais frutos e sementes estão disponíveis para a chuva de sementes e armazenamento (Szitár *et al.*, 2023), e o tamanho do fragmento auxilia na proteção das sementes contra predação (Molina *et al.*, 2023).

A conectividade (m), teve um efeito positivo na abundância de sementes da serrapilheira e uma tendência negativa no solo (Figura 9).

Figura 9. Efeito da conectividade (ha) na abundância de sementes da serrapilheira representada pela cor azul e do solo representado pela cor marrom.

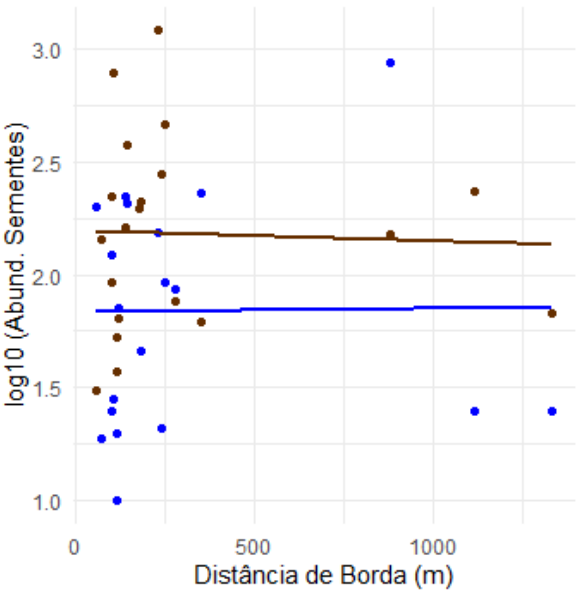


Fonte: Autora (2024).

Possivelmente fragmentos mais conectados, onde o recrutamento de plântula é mais recorrente, e a dispersão pode fazer com que as sementes sejam levadas para outros fragmentos (Cerabolini *et al.*, 2003; Zambrano *et al.*, 2020; Sztár *et al.*, 2023). Da mesma forma, uma explicação para o efeito positivo da conectividade no banco de sementes da serrapilheira pode estar relacionada com as síndromes de dispersão. Ou seja, a mobilidade de animais dispersores, como aves, morcegos, marsupiais e mamíferos terrestres, ocorre predominantemente entre os fragmentos mais próximos de uma mesma paisagem (Bovo *et al.*, 2018; Riva; Fahrig, 2022).

A distância de borda (m) demonstrou um efeito similar ao da conectividade (Figura 10). Era esperado que influenciasse positivamente a diversidade de sementes, pois num mesmo fragmento, pode haver a diferenciação de vegetação primária e secundária, e sabe-se que algumas espécies de plantas ocorrem com menos frequência nas bordas do que no centro (Cubiña; Aide, 2001; Riva; Fahrig, 2022).

Figura 10. Efeito da distância de borda (m) na abundância de sementes da serrapilheira representada pela cor azul e do solo representado pela cor marrom.



Fonte: Autora (2024)

Mas mostrou efeitos contrários para a serrapilheira e o solo, observou se que quanto maior a distância, maior a abundância de sementes na serrapilheira, possivelmente devido ao maior acúmulo de serrapilheira no interior (Leal *et al.*, 2023); e menor no solo, possivelmente pela dinâmica de germinação: espaço aberto com mais luminosidade aumenta o recrutamento de plântula (Rodrigues; Nascimento, 2006).

Conforme a tabela 2 podemos observar que as métricas de paisagem não tiveram efeito significativo em relação à riqueza de famílias de sementes presentes na serrapilheira e no solo.

Tabela 2. Valores de significância (p) para as análises das métricas de paisagem na abundância e riqueza da serrapilheira e do solo.

Variável resposta	Cobertura florestal	Conectividade	Distância de borda
Abundância SP	$< 2e - 16$	$< 2e - 16$	$< 2e - 16$
Riqueza SP	0,52	0,74	0,17
Abundância SL	$9.58e - 12$	$< 2e - 16$	$< 2e - 16$
Riqueza SL	0,41	0,4	0,19

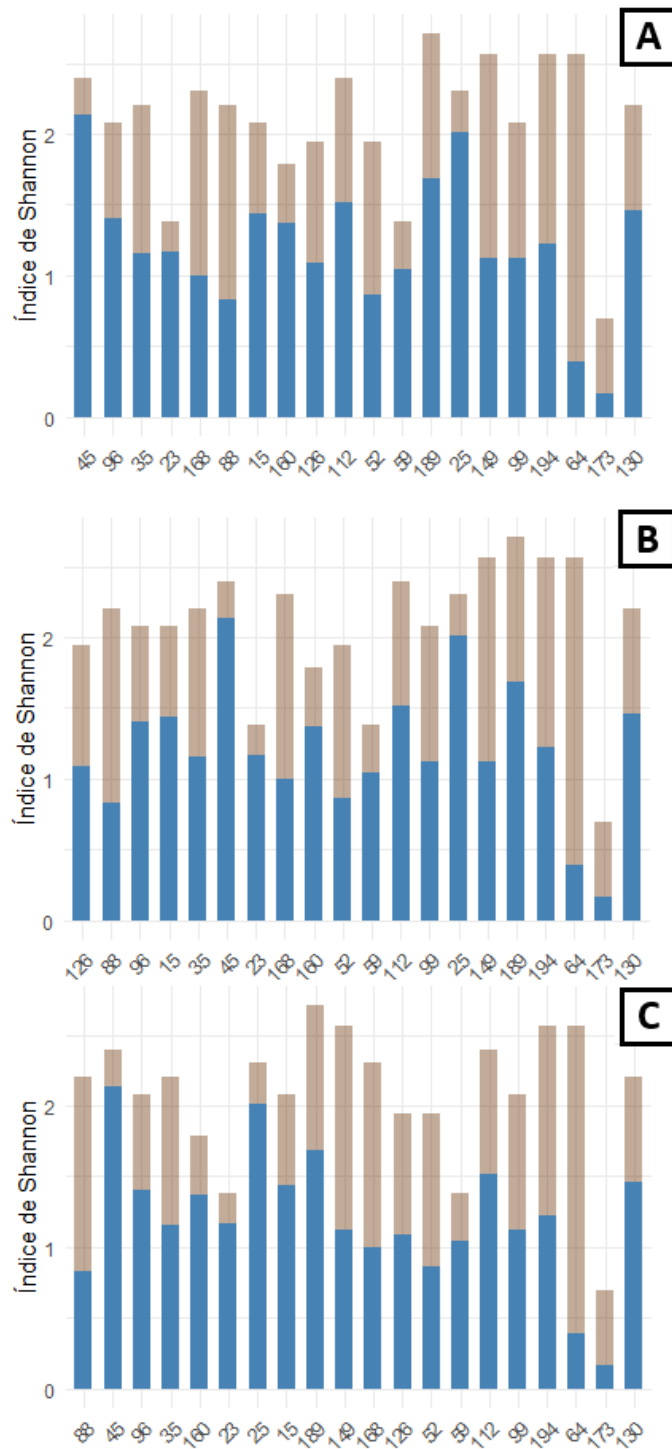
Fonte: Autora (2024)

Isso ocorreu possivelmente por terem outras variáveis ou mecanismos, que não foram estudados neste trabalho, influenciando a riqueza desses fragmentos. Alguns exemplos observados em outros trabalhos foram: tipo e qualidade da matriz de entorno (Reider; Donnelly; Watling, 2018); propriedades físicas e químicas do solo (Medinski, 2007; Silva; Batalha; Cianciaruso, 2013); preferências de habitat, como intensidade de luz, disponibilidade de água, presença ou não de outras espécies específicas (Vinter *et al.*, 2016).

Em relação à diversidade presente nos bancos de sementes da serrapilheira (Figura 11) e do solo (Figura 12), foi realizado o índice de diversidade de Shannon. Foi possível observar uma maior diversidade no solo do que na serrapilheira, com exceção de um único sítio amostral 45 (Apêndice B), que demonstrou maior diversidade na serrapilheira do que no solo. Representados pelas barras azuis, e sua disposição ditadas pelas métricas de paisagem, a diversidade não parece ser afetada por elas, visto que as alturas das barras (dadas pelo valor de diversidade) não sugerem um padrão crescente ou decrescente em nenhuma métrica. Isso sugere que a diversidade tende a ser uma rede de processos complexa, ao invés de seguir um padrão (Verdade *et al.*, 2022).

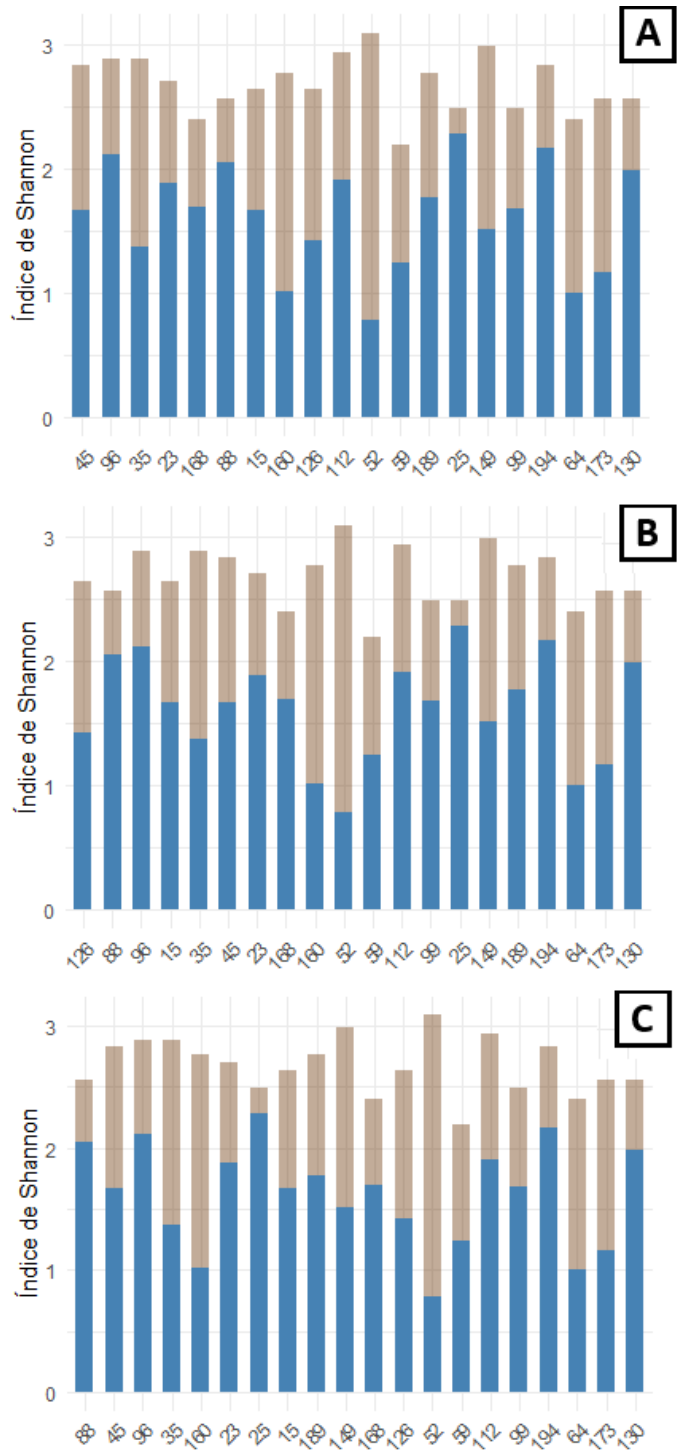
Com as ordenações dos sítios amostrais de forma crescente, é possível perceber que nos sítios 194, 64, 173 e 130 (Apêndice B) localizados em unidades de conservação (Parque Estadual da Cantareira - Núcleo Cabuçu, Parque Estadual Itaberaba, a RPPN La Figueira, a Sede do Projeto Conservador das Águas), com cobertura florestal variando de 91% a 97% se mantêm sempre os mesmos em todas as métricas, e mesmo assim, não são esses quatro que possuem maior diversidade, ou que chegam mais próximos ao valor máximo teórico, mas variáveis climáticas e fenológicas podem estar afetando as variáveis resposta. Ao contrário, observando a diversidade do solo, aquele com maior valor e que mais chega próximo ao valor máximo teórico é o sítio 25 (Apêndice B), com quase 70% de cobertura florestal e uma alta conectividade. Isso demonstra que a integração de tamanho do fragmento e conectividade são fundamentais para a preservação e restauração (Farah *et al.*, 2017; Fahrig *et al.*, 2019).

Figura 11. Índice de diversidade de Shannon na serrapilheira para cada sítio amostral, observado em azul e máximo teórico em marrom, organizados em ordem crescente de (A) cobertura florestal, (B) conectividade e (C) distância de borda.



Fonte: Autora (2024)

Figura 12. Índice de diversidade de Shannon no solo para cada sítio amostral, observado em azul e máximo teórico em marrom, organizados em ordem crescente de (A) cobertura florestal, (B) conectividade e (C) distância de borda.



Fonte: Autora (2024)

5 CONCLUSÃO

Este estudo demonstra resultados importantes sobre os efeitos das métricas de paisagem na abundância de sementes presentes nos bancos de sementes da serrapilheira e do solo. A cobertura florestal mostrou-se um fator positivo em ambos, a conectividade apresentou efeitos variados se destacando como um fator crucial para o banco de sementes da serrapilheira, e negativa no solo, mas possivelmente por interferência de outros processos, como, por exemplo, o tipo predominante de sementes presente no banco.

Em contrapartida, apesar dos efeitos variados entre as duas amostras, com maior abundância de sementes na serrapilheira em fragmentos mais afastados da borda e menor no solo, sugerindo uma interação complexa entre o acúmulo de material e os processos de germinação. Sendo assim, para estudos futuros, é importante observar o efeito da distância de borda dentro em um mesmo fragmento antes de comparar com outros fragmentos.

Diante desses resultados, fica evidente que a conservação voltada para os bancos de sementes depende da porcentagem da cobertura florestal e com alta conectividade, uma vez que esses atributos desempenham um papel essencial na abundância dos bancos de sementes.

Pesquisas futuras devem explorar variáveis e mecanismos adicionais que possam afetar direta e indiretamente a riqueza e a diversidade de sementes, levando em consideração como as mudanças sazonais anuais podem alterar as comunidades dos fragmentos e consequentemente os bancos de sementes, contribuindo para um entendimento mais profundo da dinâmica de regeneração florestal pelos bancos de sementes.

6 REFERÊNCIAS

- ADORNO, B.F.C.B et al. Landscape heterogeneity shapes bird phylogenetic responses at forest-matrix interfaces in Atlantic Forest, Brazil. **Biotropica**, v. 53, n. 2, p. 409–421, 2021.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V. et al. Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: New insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. **Biological Reviews**, v. 92, p. 326–340, 1 fev. 2017.

- BARROS, F. M.; PERES, C.A.; PIZO, M.A.; RIBEIRO, M.C. Divergent flows of avian-mediated ecosystem services across forest-matrix interfaces in human-modified landscapes. **Landscape Ecology**, 34,p. 879-894, 2019.
- BOSSUYT, B.; HONNAY, O. Can the seed bank be used for ecological restoration? An overview of seed bank characteristics in European communities. **Journal of Vegetation Science**, v. 19, n. 6, p. 875–884, dez. 2008.
- BOVO, A. A. A. et al. Habitat fragmentation narrows the distribution of avian functional traits associated with seed dispersal in tropical forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 2, p. 90–96, 1 abr. 2018.
- CAIN, Michael L.; BOWMAN, William D.; HACKER, Sally D. **Ecologia**. Porto Alegre: Grupo A, 2018. *E-book*. ISBN 9788582714690.
- CAMARGO, P. H. S. A. et al. Frugivore diversity increases evenness in the seed rain on deforested tropical landscapes. **Oikos**, v. 2022, n. 2, p. oik.08028, fev. 2022.
- CERABOLINI, B. et al. Seed size, shape and persistence in soil: a test on Italian flora from Alps to Mediterranean coasts. **Seed Science Research**, v. 13, n. 1, p. 75–85, mar. 2003.
- CHACÓN, J.; LUEBERT, F.; WEIGEND, M. Biogeographic Events Are Not Correlated with Diaspore Dispersal Modes in Boraginaceae. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 5, 6 abr. 2017.
- CHRIST, A. Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R. **Journal of Statistical Software**, v. 32, 1 jan. 2009.
- CHRISTOFFOLETI, P. J.; CAETANO, R. S. X. Soil seed banks. **Scientia Agricola**, v. 55, p. 74–78, 1998.
- COSTA, L. E. N. et al. Abiotic factors drives floristic variations of fern's metacommunity in an Atlantic Forest remnant. **Brazilian Journal of Biology**, v. 78, p. 736–741, 15 fev. 2018.
- CUBIÑA, A.; AIDE, T. M. The Effect of Distance from Forest Edge on Seed Rain and Soil Seed Bank in a Tropical Pasture1. **Biotropica**, v. 33, p. 260–267, 1 jun. 2001.
- EBADI, M.; NIKZAT, S. Nutlet micromorphology and character evolution of Lappula species (Boraginaceae) and its systematic implications. **Botanical Studies**, v. 62, n. 1, p. 17, 24 out. 2021.
- EMER, C. et al. Seed dispersal networks in tropical forest fragments: Area effects, remnant species, and interaction diversity. **Biotropica**, v. 52, n. 1, p. 81–89, 1 jan. 20.
- ERNST, M. et al. Global medicinal uses of *Euphorbia* L. (Euphorbiaceae). **Journal of Ethnopharmacology**, v. 176, p. 90–101, 24 dez. 2015.
- ESTRADA, A.; COATES-ESTRADA, R. Bats in continuous forest, forest fragments and in an agricultural mosaic habitat-island at Los Tuxtlas, Mexico. **Biological Conservation**, v. 103, p. 237-245, 2002.
- FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, n. 1, p. 487–515, 2003.
- FAHRIG, L. et al. Is habitat fragmentation bad for biodiversity? **Biological Conservation**, v.

230, p. 179–186, 1 fev. 2019.

FARAH, F. T. et al. Integrating plant richness in forest patches can rescue overall biodiversity in human-modified landscapes. **Forest Ecology and Management**, v. 397, p. 78–88, 1 ago. 2017.

Flora e Funga do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: < <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/> >.

JESUS, F. et al. The importance of landscape structure for seed dispersal in rain forest fragments. **Journal of Vegetation Science**, v. 23, p. 1126–1136, 1 dez. 2012.

JOLY, C.; METZGER, J.; TABARELLI, M. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: Ecological findings and conservation initiatives. **New Phytologist**, v. 204, 1 set. 2014.

JØRGENSEN, S. E.; KENNETH P. BURNHAM; DAVID R. ANDERSON. Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information—Theoretic Approach, Second Edition, Kenneth P. Burnham, David R. Anderson, Springer-Verlag, Heidelberg, 2002, 490 pages, hardbound, 31 illustrations. **Ecological Modelling**, v. 172, p. 96–97, 15 fev. 2004.

LEAL, F. et al. Forest degradation modifies litter production, quality, and decomposition dynamics in Southern temperate forests. **Frontiers in Soil Science**, v. 3, 10 fev. 2023.

LINDNER, A. A rapid assessment approach on soil seed banks of Atlantic forest sites with different disturbance history in Rio de Janeiro, Brazil. **Ecological Engineering**, v. 35, n. 5, p. 829–835, 1 maio 2009.

LORENZI, H. Árvores Brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. volume 1 2ed. Nova Odessa, SP: Editora Plantarum. 1998

LORENZI, H. Árvores Brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. volume 2 2ed. Nova Odessa, SP: Editora Plantarum. 1998

LUIS, O. et al. Synopsis of Euphorbia (Euphorbiaceae) in the state of São Paulo, Brazil. **Phytotaxa**, v. 181, p. 193–215, 8 set. 2014.

MEDINA, A. HARVEY, C. A.; MERLO, D. S.; VÍLCHEZ, S. V.; HERNÁNDEZ, B. Bat diversity and movement in an agricultural landscape in Matiguás, Nicaragua. **Biotropica**, v. 39, p. 120–128, 2007.

MEDINSKI, T. Soil chemical and physical properties and their influence on the plant species richness of arid South-West Africa /. 2007.

MOLINA, M. et al. Direct and indirect effects of landscape, forest patch and sampling site predictors on biotic interaction and seed process. **Plant Ecology**, v. 224, n. 1, p. 13–32, 1 jan. 2023.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853–858, fev. 2000.

OLIVEIRA-FILHO, A.; FONTES, M. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the influence of climate. **Biotropica**, v. 32, p. 793–810, 1 jan. 2000.

PASCOTTO, M. C. Avifauna dispersora de sementes de *Alchornea glandulosa*

- (Euphorbiaceae) em uma área de mata ciliar no estado de São Paulo. [s.d.].
- PLUE, J. et al. Buffering effects of soil seed banks on plant community composition in response to land use and climate. **Global Ecology and Biogeography**, v. 30, p. 1–12, 23 out. 2020.
- QUINN, G. P.; KEOUGH, M. J. Experimental Design and Data Analysis for Biologists. 21 mar. 2002.
- RAMOS, D. et al. Forest and connectivity loss drive changes in movement behavior of bird species. **Ecography**, v. 43, 1 maio 2020.
- REGINATO, M. et al. Is dispersal mode a driver of diversification and geographical distribution in the tropical plant family Melastomataceae? **Molecular Phylogenetics and Evolution**, v. 148, p. 106815, 1 jul. 2020.
- REIDER, I. J.; DONNELLY, M. A.; WATLING, J. I. The influence of matrix quality on species richness in remnant forest. **Landscape Ecology**, v. 33, n. 7, p. 1147–1157, 1 jul. 2018.
- REZENDE, C. L. et al. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 208–214, out. 2018.
- RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, jun. 2009.
- RIEDL, H. Boraginaceae. **Flora Malesiana - Series 1, Spermatophyta**, v. 13, n. 1, p. 43–144, 1 jan. 1997.
- RIVA, F.; FAHRIG, L. Landscape-scale habitat fragmentation is positively related to biodiversity, despite patch-scale ecosystem decay. **Ecology Letters**, v. 26, 5 dez. 2022.
- RODRIGUES DA SILVA, F. et al. **Análises ecológicas no R**. 1. ed. [s.l.] Canal 6 Editora, 2022.
- RODRIGUES, P. J. F. P.; NASCIMENTO, M. T. FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL: BREVES CONSIDERAÇÕES TEÓRICAS SOBRE EFEITOS DE BORDA. **Rodriguésia**, v. 57, p. 67–74, abr. 2006.
- ROMANELLI, J. et al. Biodiversity responses to restoration across the Brazilian Atlantic Forest. **Science of The Total Environment**, v. 821, p. 153403, 29 jan. 2022.
- SECCO, R. DE S. et al. An overview of recent taxonomic studies on Euphorbiaceae s.l. in Brazil. **Rodriguésia**, v. 63, p. 227–242, mar. 2012.
- SILVA, D. M.; BATALHA, M. A.; CIANCIARUSO, M. V. Influence of fire history and soil properties on plant species richness and functional diversity in a neotropical savanna. **Acta Botanica Brasilica**, v. 27, p. 490–497, set. 2013.
- SILVA, J. P. G. DA et al. Banco de sementes no solo e ecologia morfofuncional de plântulas em remanescente de Floresta Tropical conectado com matriz agrícola. **Rodriguésia**, v. 71, p. e02002018, 23 nov. 2020.
- SILVA, G. F.; CARUZO, M. B. R. Diversity of *Croton* (Euphorbiaceae) in the Itatiaia National Park, Brazil. **Rodriguésia**, v. 72, p. e02442019, 9 jul. 2020.

SIQUEIRA, F. F. et al. Small Landscape Elements Double Connectivity in Highly Fragmented Areas of the Brazilian Atlantic Forest. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 9, p. 614362, 24 maio 2021.

SOUZA, et al., Botânica Sistemática: guia ilustrado para identificação das famílias de fanerógamas nativas e exóticas no Brasil, baseado em APG IV. 4ed. Nova Odessa, SP: **Jardim Botânico Plantarum**, 2019

SOUZA JUNIOR et al. Sementes e mudas: guia para propagação de árvores brasileiras: volume 1. 2ed. Sp: Oficina de Textos. 2020

SOUZA JUNIOR et al. Sementes e mudas: guia para propagação de árvores brasileiras: volume 2. 1ed. SP: Oficina de Textos. 2023

speciesLink network. Disponível em: <specieslink.net/search>

SZITÁR, K. et al. Connectivity and fragment size drive plant dispersal and persistence traits in forest steppe fragments. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 11, 3 maio 2023.

V., A. M.; WARRIER, R. R.; KUNHIKANNAN, C. Significance of Soil Seed Bank in Forest Vegetation—A Review. **Seeds**, v. 1, n. 3, p. 181–197, set. 2022.

VAN DER PIJL, L. **Principles of Dispersal in Higher Plants**. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 1982.

VANCINE, M. et al. **The Atlantic Forest of South America: spatiotemporal dynamics of remaining vegetation and implications for conservation**. [s.l: s.n.].

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: Ministério da Economia, Fazenda e Planejamento, Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Diretoria de Geociências, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 1991.

VERDADE, L. et al. Biodiversity Management and Research in Multifunctional Landscapes. **Biota Neotropica**, v. 22, 3 out. 2022.

VINTER, T. et al. The relationship between landscape configuration and plant species richness in forests is dependent on habitat preferences of species. **European Journal of Forest Research**, v. 135, n. 6, p. 1071–1082, 1 dez. 2016.

WANG, B.; SMITH, T. Closing the seed dispersal loop. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 17, p. 379–386, 1 ago. 2002.

ZAMBRANO, J. et al. Investigating the direct and indirect effects of forest fragmentation on plant functional diversity. **PLOS ONE**, v. 15, n. 7, p. e0235210, 2 jul. 2020.

ZUUR, A. F.; IENO, E. N.; ELPHICK, C. S. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 1, n. 1, p. 3–14, 2010.

7 APÊNDICES

APÊNDICE A – Lista de todas as famílias e morfotipos encontrados nas amostras, com seu respectivo número de abundância de sementes e frequência.

Famílias e Morfotipos	Abundância Serrapilheira	Abundância Solo	Frequência Serrapilheira	Frequência Solo
Anacardiaceae	4	21	1,11%	2,56%
Annonaceae	10	86	1,49%	2,01%
Aquifoliaceae	0	3	0%	0,36%
Araceae	0	1	0%	0,18%
Araliaceae	4	3	1,11%	0,55%
Asteraceae	198	251	8,20%	4,77%
Bignoniaceae	3	4	1,86%	0,73%
Bixaceae	1	2	0,74%	0,55%
Bombacaceae	3	6	0,37%	0,91%
Boraginaceae	901	118	1,49%	0,36%
Burseraceae	1	0	0,37%	0%
Cannabaceae	0	1	0%	0,18%
Celastraceae	1	5	0,37%	1,10%
Chloranthaceae	0	7	0%	0,73%
Chrysobalanaceae	1	2	0,37%	0,18%
Clethraceae	0	1	0%	0,18%
Clusiaceae	0	3	0%	0,18%
Combretaceae	1	1	0,37%	0,18%
Connaraceae	0	8	0%	0,18%
Cunoniaceae	1	0	0,37%	0%
Cyclanthaceae	0	3	0%	0,55%
Dilleniaceae	4	6	1,49%	0,91%
Erythroxylaceae	29	12	0,37%	0,18%
Euphorbiaceae	81	326	12,31%	13,76%
Fabaceae	31	61	5,59%	6,23%
Flacourtiaceae	8	1	0,37%	0,18%
Hypericaceae	0	1	0%	0,18%
Lauraceae	116	21	4,10%	1,65%
Loranthaceae	0	2	0%	0,18%
Lythraceae	1	1	0, 37%	0,18%

Famílias e Morfotipos	Abundância Serrapilheira	Abundância Solo	Frequência Serrapilheira	Frequência Solo
Magnoliaceae	1	1	0,74%	0,18%
Malpighiaceae	15	7	0,37%	0,91%
Malvaceae	35	19	1,49%	0,91%
Marcgraviaceae	1	96	0,74%	0,73%
Melastomataceae	566	2267	9,32%	10,09%
Menispermaceae	1	4	0,37%	0,55%
Moraceae	42	84	4,8%	4,95%
Myrsinaceae	6	8	2,23%	1,10%
Myrtaceae	0	2	0%	0,36%
Nyctaginaceae	0	4	0%	0,36%
Ochnaceae	2	1	0,74%	0,36%
Palmae	32	89	1,49%	1,83%
Peraceae	0	4	0%	0,18%
Phytolaccaceae	2	0	0,37%	0%
Piperaceae	6	148	0,74%	3,30%
Poaceae	31	165	3,73%	3,48%
Polygonaceae	28	25	1,1%	0,55%
Primulaceae	6	42	0,74%	0,36%
Rosaceae	8	226	0,74%	0,73%
Rubiaceae	14	32	2,23%	2,38%
Rutaceae	33	17	1,86%	1,10%
Salicaceae	0	155	0%	1,10%
Sapindaceae	4	0	1,11%	0%
Sapotaceae	0	1	0%	0,18%
Siparunaceae	11	32	1,11%	1,83%
Solanaceae	6	50	2,23%	2,56%
Tiliaceae	147	36	1,11%	0,55%
Urticaceae	17	273	4,10%	5,13%
Vitaceae	1	3	0,37%	0,36%
Vochysiaceae	1	0	0,37%	0%
Winteraceae	8	31	2,23%	4,77%
Morfotipo 01	36	13	0,74%	0,36%
Morfotipo 02	2	4	0,37%	0,55%

Famílias e Morfotipos	Abundância Serrapilheira	Abundância Solo	Frequência Serrapilheira	Frequência Solo
Morfotipo 03	7	2	0,37%	0,36%
Morfotipo 04	4	0	0,74%	0%
Morfotipo 05	2	4	0,74%	0,36%
Morfotipo 06	1	0	0,37%	0%
Morfotipo 07	10	4	0,74%	0,55%
Morfotipo 08	1	2	0,37%	0,36%
Morfotipo 09	10	5	1,11%	0,18%
Morfotipo 10	1	0	0,37%	0%
Morfotipo 11	1	0	0,37%	0%
Morfotipo 12	1	0	0,37%	0%
Morfotipo 13	1	0	0,37%	0%
Morfotipo 14	2	0	0,37%	0%
Morfotipo 15	1	0	0,37%	0%
Morfotipo 16	1	0	0,37%	0%
Morfotipo 17	1	0	0,37%	0%
Morfotipo 18	1	2	0,37%	0,18%
Morfotipo 19	1	0	0,37%	0%
Morfotipo 20	4	2	0,37%	0,36%
Morfotipo 21	3	0	0,37%	0%
Morfotipo 22	150	0	0,37%	0%
Morfotipo 23	0	1	0%	0,18%
Morfotipo 24	0	3	0%	0,18%
Morfotipo 25	0	4	0%	0,55%
Morfotipo 26	0	5	0%	0,18%
Morfotipo 27	0	11	0%	0,73%
Morfotipo 28	0	2	0%	0,18%
Morfotipo 29	0	3	0%	0,36%
Morfotipo 30	0	3	0%	0,55%
Morfotipo 31	0	1	0%	0,18%
Morfotipo 32	0	2	0%	0,18%
Morfotipo 33	0	1	0%	0,18%
Morfotipo 34	0	2	0%	0,18%
Morfotipo 35	0	8	0%	0,18%

Famílias e Morfotipos	Abundância Serrapilheira	Abundância Solo	Frequência Serrapilheira	Frequência Solo
Morfotipo 36	0	2	0%	0,18%
Morfotipo 37	0	1	0%	0,18%
Morfotipo 38	0	2	0%	0,36%
Morfotipo 39	0	1	0%	0,18%
Morfotipo 40	0	14	0%	0,18%
Morfotipo 41	0	4	0%	0,55%
Morfotipo 42	0	4	0%	0,18%

Fonte: Autora (2024)

APÊNDICE B – Lista dos sítios amostrais e a porcentagem de cobertura florestal

Sítio Amostral	Cobertura Florestal
45	5,52%
96	15,03%
35	17,42%
23	19,52%
168	24,61%
88	35,84%
15	50,36%
160	52,38%
126	53,85%
112	60,89%
52	61,73%
59	66,77%
189	66,88%
25	69,57%
149	69,77%
99	69,94%
194	91,01%
64	93,63%
173	96,39%
130	97,15%

Fonte: Autora (2024)