
ECOLOGIA

NATHÁLIA CONTENTE EVANGELISTA

**Influência da paisagem sobre a diversidade vegetal
em fragmentos da Mata Atlântica**

NATHÁLIA CONTENTE EVANGELISTA

Influência da paisagem sobre a diversidade vegetal em fragmentos da Mata Atlântica

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao
Instituto de Biociências – Campus de Rio Claro, da
Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita
Filho”, para obtenção do grau de Ecóloga

Orientadora: Dra. Taina M. Cirne Silva

Coorientador: Prof. Dr. Milton Cezar Ribeiro

Rio Claro - SP

2023

E92i

Evangelista, Nathália Contente

Influência da paisagem sobre a diversidade vegetal em fragmentos da Mata Atlântica / Nathália Contente Evangelista. -- Rio Claro, 2023
28 p. : tabs., fotos, mapas

Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado - Ecologia) -
Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Biociências, Rio
Claro

Orientadora: Tainá Mamede Cirne Silva

Coorientador: Milton Cezar Ribeiro

1. Restauração florestal. 2. Diversidade de plantas. 3.
Heterogeneidade de paisagem. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca do Instituto de
Biociências, Rio Claro. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

NATHÁLIA CONTENTE EVANGELISTA

Influência da paisagem sobre a diversidade vegetal em fragmentos da 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 Ecóloga.

BANCA EXAMINADORA:

Dra. Taina M. Cirne Silva

Dra. Aline Bertolosi Bombo Cardoso

Dra. Marcela de Castro Nunes Santos Terra

Aprovado em: 06 de novembro de 2023

Assinatura da discente
Nathália Contente Evangelista

Assinatura da orientadora
Taina Mamede Cirne Silva

Assinatura da co-orientador
Milton Cezar Ribeiro

AGRADECIMENTO

O presente trabalho foi realizado com o apoio do **Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) PIBIC nº04/2021 proposta nº3134, ao processo nº 2020/01779-5 (2020-2022) da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paul (FAPESP): Biodiversity in the Anthropocene: agroecosystem effects on Biodiversity conservation and ecosystem function maintenance;**

Ao PELD/CNPq n 442147/2020-1 (2020-2025): Biodiversity and Associated Ecosystem Services: LTER Corridor of Cantareira Mantiqueira. À proposta também está vinculada ao processo nº 2021/10195-0 da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP): Projeto Temático Contribution of Payment for Ecosystem Services on Multi-Dimensions within Atlantic Forest o qual é coordenado pelo supervisor desta proposta.

À Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” - Unidade Rio Claro, Instituto de Biociência e ao Departamento de Biodiversidade. Ao LEEC (Laboratório de Ecologia Espacial e Conservação), dirigido pelo Prof. Dr. Milton C. Ribeiro. Miltinho muito obrigado pela confiança e por me apresentar pessoas muito especiais para elaboração deste trabalho e pela condução do LEEC.

Aos participantes do grupo de vegetação durante todos os campos de coleta: minha amiga/orientadora Taina Cirne, foi um prazer ser sua *roomate*, técnico de campo Carlos Sanches, pelas aulas de campo e divertidas viagens e deliciosas comidas, ao Rodrigo Valim companheiro de campos e coletas, a Lisiane Mendes pelo apoio e suporte nas realizações dos campos, ao Ícaro Gilbert pela contribuição nas coletas ao técnico de campo Sérgio Nazaré pelo apoio as coletas e divertidas viagens e ao Rafael Souza (Urucum) por toda condução e suporte necessário para a equipe e o projeto e todos que fazem parte do LEEC e do PELD.

Gratidão aos seus familiares, em especial ao meu falecido pai, pela orientação e apoio ao realizar o ensino superior em uma universidade pública. Agradeço à minha mãe pelo esforço em mantê-lo na universidade, assim como ao seu irmão pelo suporte ao longo da graduação. Reconheço a importância das minhas amigas Natlinda, Julove, Lilian e Raquel, pelos apoios e trabalhos em grupo. Agradeço à moradia estudantil da UNESP em Rio Claro, destacando-a como um espaço crucial para o sucesso e fim da minha graduação. Por fim, expressou gratidão aos colegas de casa, Estevão Kazu, Iago, Vanessa, Breno e Ashley, por se tornarem sua família em Rio Claro.

RESUMO

A floresta Atlântica durante longos períodos passou por muitos processos de fragmentação, perda de habitat e exploração de seus recursos naturais. O efeito da conversão do uso do solo em distintos tipos de uso como: a agropecuária, silvicultura, área urbana e área rural, na vegetação é uma lacuna a ser elucidada. Dessa forma, objetivamos investigar como a riqueza e a diversidade da comunidade arbórea regenerante de fragmentos florestais respondem aos diferentes tipos de matrizes do entorno. Para isso foram analisados 40 fragmentos florestais na área do PELD-CCM (Pesquisa Ecológica de Longa Duração - Corredor Cantareira Mantiqueira), nos quais foram alocadas uma parcela de 5 x 4 m em cada. Todos os indivíduos regenerantes registrados tinham diâmetro a altura do peito (DAP) < 5 cm; diâmetro a altura do solo (DAS) ≥ 1 cm; altura ≥ 50 cm. A análise dos dados foi realizada por meio de Modelos Mistos Lineares Generalizados, atendendo aos critérios de normalidade e homocedasticidade dos resíduos. Assim, a diversidade de Shannon foi influenciada positivamente pela cobertura florestal e silvicultural, bem como a cobertura silvicultural teve efeito positivo na riqueza de espécies. Isso pode ser explicado pelo pouco tempo do novo uso do solo de entorno do fragmento florestal, o qual propicia um ambiente que permite o crescimento e estabelecimento de espécies florestais. Já o efeito negativo do índice de circularidade na diversidade de espécies pode ser atribuído ao efeito de borda. Dessa forma, concluímos que a matriz do entorno é capaz de influenciar a comunidade de regenerantes. Estudos mais detalhados devem ser conduzidos de maneira a contribuir com o desenvolvimento de políticas públicas consonantes com o desenvolvimento sustentável.

Palavras-chave: regeneração florestal, matriz, diversidade vegetal, riqueza vegetação

ABSTRACT

The Atlantic forest over long periods went through many processes of fragmentation, loss of habitat and exploitation of its natural resources. The effect of converting land use into different types of use, such as: agriculture, forestry, urban and rural areas, on vegetation is a gap to be elucidated. In this way, we aim to investigate how the richness and diversity of the regenerating tree community of forest fragments respond to different types of surrounding matrices. For this, 40 forest fragments were analysed in the PELD-CCM area (Long Duration Ecological Research - Cantareira Mantiqueira Corridor), in which a plot of 5 x 4 m was allocated each. All regenerating individuals recorded had a diameter at breast height (DBH) < 5 cm; diameter at ground height (DAS) ≥ 1 cm; height ≥ 50 cm. Data analysis was carried out using Generalized Linear Mixed Models, meeting the criteria of normality and homoscedasticity of residues. Thus, Shannon diversity it was positively influenced by forest and silvicultural cover, and silvicultural cover had a positive effect on species richness. This can be explained by the short period of new land use surrounding the forest fragment, which provides an environment that allows the growth and establishment of forest species. The negative effect of the circularity index on species diversity can be attributed to the edge effect. Therefore, we conclude that the surrounding matrix is capable of influencing the regenerate community. More studies that are detailed must be conducted in order to contribute to the development of public policies in line with sustainable development.

Keywords: forest regeneration, landscape diversity, Atlantic forest

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	9
2. OBJETIVO.....	11
3. MATERIAIS E MÉTODOS	12
3.1 Área de Estudo	12
3.2. Identificação de fragmentos	14
3.3. Análise de dados	15
4. RESULTADO	17
5. DISCUSSÃO.....	19
6. CONCLUSÃO.....	22
REFERÊNCIA.....	23

1. INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica é um dos domínios mais ameaçados do planeta, ocupando o quarto lugar no ranking dos *hotspots* mundiais (MYERS *et al.* 2000), com a cobertura florestal variando entre 16% e 28% do domínio total. Esse domínio é abrigo de à proximamente 72% da população brasileira e sendo responsável por 70% do PIB nacional (REZENDE *et al.* 2018). Essa floresta abriga uma alta riqueza de espécies, muitas delas endêmicas. Segundo Instituto Brasileiro Geografia e Estatística (IBGE) esse domínio possui entre as espécies de flora e de fauna 1.989 ameaçadas. Além disso, é o domínio com maior número de espécies extintas dentre os seis presentes no Brasil (IBGE, 2020). A floresta encontra-se bastante fragmentada, com 84% dos fragmentos menores que 50 hectares (ha), apresentando elevado grau de isolamento (distância média de ~ 1400 m entre fragmentos), e sob elevado efeito de borda (metade dos remanescentes estão a 50 m da borda) (RIBEIRO *et al.* 2009), sendo que as áreas contínuas se encontram nas encostas de cadeias montanhosas (GALINDO-LEAL & CÂMARA, 2005). No estado de São Paulo, segundo o Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica, no período de 2019 a 2020, o número da cobertura natural é de 16,2% (Fundação SOS Mata Atlântica; INPE, 2021).

A fragmentação enquanto processo (perda da cobertura e fragmentação “*per se*”; *sensu*) FAHRIG, 2003, causa alterações nas relações ecológicas entre as espécies, interferindo no tamanho das populações e das comunidades. Em decorrência isso pode afetar os sistemas de dispersão e polinização, uma vez que a migração será dificultada devido ao distanciamento/isolamento entre os remanescentes (BROOKER *et al.*, 1999). Estudos têm demonstrado que a cobertura florestal, o tamanho dos fragmentos, os efeitos de borda, o isolamento e a permeabilidade da matriz afetam as principais medidas de biodiversidade (i.e. ocorrência, riqueza, abundância, diversidade etc), dentre eles: Martensen *et al.* (2008, 2012) para aves; Martello *et al.* (2016), para besouros coprógrafos; Silva *et al.* (2015), Gestich *et al.* (2019), Costa-Araújo *et al.* (2021), para primatas e Calebe *et al.* (2015), Farah *et al.* (2017), Collevatti *et al.* (2020), para plantas.

A relação da matriz no qual os fragmentos estão inseridos com a vegetação presente no remanescente pode auxiliar a minimizar os efeitos negativos da fragmentação, como por exemplo: fragmentos imersos em matriz de silvicultura, tendem a ter um menor efeito de borda e conseqüentemente uma maior área efetiva para a movimentação de espécies entre

os fragmentos próximos (STOUFFER *et al.*, 2011; FARNEDA *et al.* 2018), favorecendo a dispersão, a polinização e consequentemente o fluxo gênico da comunidade arbórea. Já as matrizes de pastagem são constituídas por uma maior atuação de filtros ambientais e representam um ambiente com maior dificuldade para a movimentação de espécies (GIUBBINA *et al.* 2018) de animais e consequentemente afetando as plantas que coo evoluíram com os mesmos, ou seja, consequentemente reduz a conectividade entre populações e comunidades. Fragmentos em locais com intensa ação antrópica, de longa ou curta duração (exemplo: agrícola ou pecuária), tendem a ser locais mais inóspito para ocorrência de determinados grupos, como aves (frutívoras e ou insetívoras) e morcegos, prejudicando assim a manutenção da diversidade vegetal dependente (LINDENMAYER *et al.*, 2015; WORDLEY *et al.*, 2017).

Em locais com vegetação predominantemente de pastagem, o solo é muito degradado, empobrecido e compactado por conta do pisoteamento do gado, o que compromete a resiliência e a regeneração local (DIAS-FILHO, 2006), aliado ao fato de as gramíneas de pastagem serem inibidoras da regeneração natural (COSTA; MITJA & LEAL FILHO, 2013). Quando as áreas de pastagem são muito extensas, ou seja, grandes áreas sem fragmentos florestais pequenos ou médios dentro das grandes fazendas de pecuária, em geral esses locais possuem poucas espécies arbóreas nativas ou nenhuma, o que equivale à uma baixa densidade da comunidade de árvores (FRAGOSO *et al.* 2017) consequentemente essas áreas possuem uma baixa presença de fauna. Aproximadamente 90% das espécies lenhosas tropicais e subtropicais são dispersas por aves e mamíferos frutívoros (CORDEIRO; HOWE, 2003), mas nas áreas remanescentes de floresta em matriz de pastagem há uma diminuição na dispersão por estes animais (GÜNTER *et al.* 2007; FRAGOSO *et al.* 2017), devido à ausência de vegetação adequada que atraia a fauna a visitar e se movimentar nesses locais (WILLSON *et al.* 1989; FRAGOSO *et al.* 2017).

Remanescentes próximos a áreas urbanas enfrentam pressões negativas decorrentes da abertura de estradas, da instalação de parques industriais, do planejamento urbano de novos loteamentos da construção civil e da ocupação urbana informal (GUIMARÃES *et al.* 2012). No entanto, trazem uma melhoria na qualidade de vida nas cidades (microclima, conforto térmico, interceptação de chuva, proteção do solo e manutenção das nascentes), benefícios econômicos, socioculturais e ambientais (manutenção da fauna e processos ecológicos) (ALVEY, 2006; GUIMARÃES *et al.* 2012). Pesquisas sobre áreas urbanas

destacam um crescente aumento da biodiversidade urbana e suburbana (ARAÚJO, 2003; ALVEY, 2006), conduzindo os dirigentes para um planejamento mais sábio sobre a importância de preservar e promover essa diversidade urbana (ALVEY, 2006).

Considerando que atributos da paisagem são importantes para explicar diversos grupos biológicos e processos ecológicos e que os efeitos das matrizes antrópicas, embora menos estudados, também podem ter efeitos importantes, é fundamental compreender como diferentes tipos de matrizes influenciam as respostas ecológicas e os serviços ecossistêmicos da comunidade arbórea. Dessa forma, o presente trabalho investigou como as matrizes antrópicas que circundam os fragmentos florestais influenciam a diversidade vegetal da comunidade regenerante.

2. OBJETIVO

O presente trabalho investigou as relações entre a riqueza e diversidade de espécies vegetais de florestas regeneradas (entre 15 e 30 anos) e os diferentes tipos de matrizes antrópicas (silvicultura, área rural, área urbana e pastagem) para responder a seguinte pergunta:

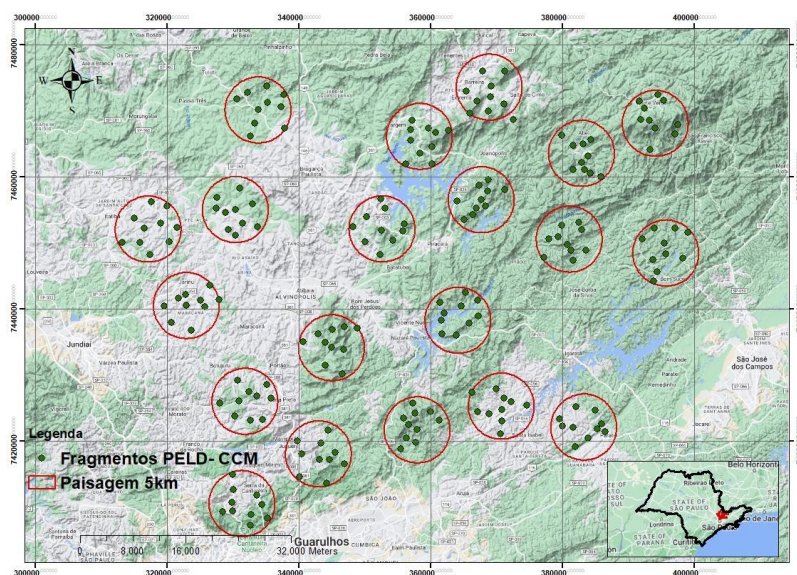
Qual é o efeito dos diferentes tipos de matrizes na comunidade arbórea regenerante dos fragmentos florestais?

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Área de Estudo

O estudo foi realizado em fragmentos do domínio Atlântico, na região do projeto PELD-CCM (Pesquisa Ecológica de Longa Duração do Corredor Cantareira-Mantiqueira) (**Figura 1**). A região do Mosaico da Mantiqueira (**Figura 2**) é constituída por Floresta Ombrófila Densa, Ombrófila Mista, Semidecidual, Campos de Altitude e Campos Rupestres (MOSAICO MANTIQUEIRA, 2022). Abrange uma área de 729.138 ha e é berço de importantes nascentes e cursos d'água da Região Metropolitana de São Paulo e parte do estado do Rio de Janeiro (MOSAICO MANTIQUEIRA, 2022).

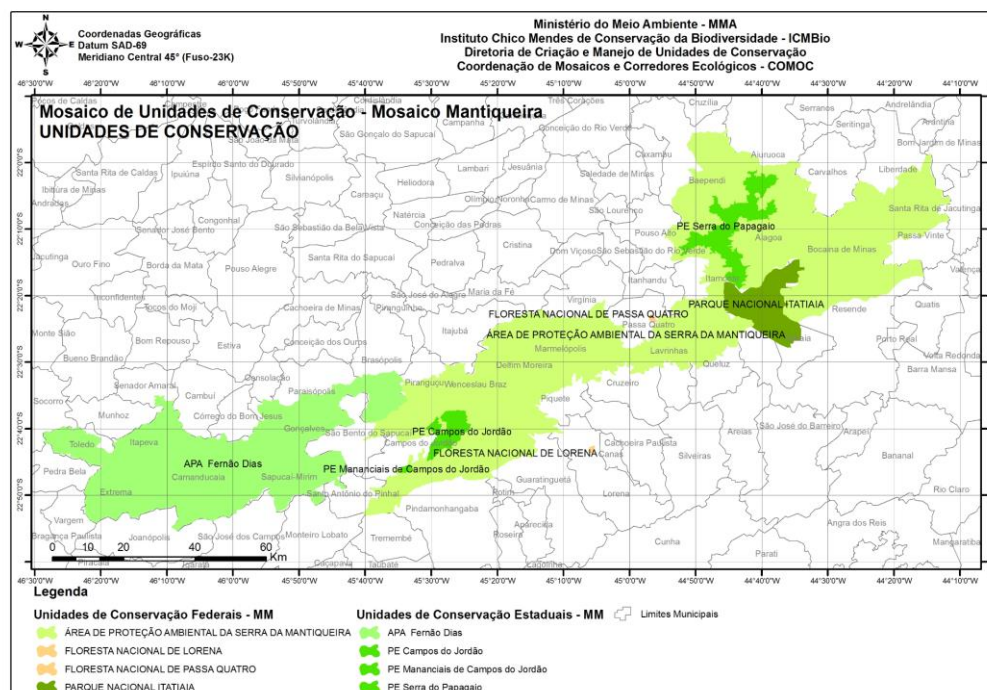
Figura 1 - PELD-CCM: Pesquisa Ecológica de Longa Duração - Corredor Ecológico Cantareira Mantiqueira, mapa de localização das paisagens e fragmentos



Fonte: Elaborado pela autora

Na **Figura 1** acima está representada as paisagens no qual o projeto PELD-CCM está presente. Conforme pode ser visualizado são 20 paisagens com 10 pontos de estudo em cada uma delas. O objetivo desse projeto é analisar e estudar a região do corredor para auxiliar na conservação e preservação ambiental local. Já na **Figura 2**, podemos observar o mosaico Mantiqueira, região que se conecta e que abriga rica biodiversidade local.

Figura 2 - Região do Mosaico Mantiqueira, área que o PELD-CCM está relacionada.



Fonte: Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo.

O Parque Estadual da Cantareira é a principal Unidade de Conservação da região, com área de 7.916 ha de Floresta Ombrófila Densa em diferentes estágios de regeneração (PARQUE ESTADUAL DA CANTAREIRA, 2009). O clima característico na Cantareira é classificado como Cwa, mesotérmico úmido com verão chuvoso e inverno seco (KÖPPEN, 1936). Nos meses de janeiro e fevereiro possui temperaturas médias elevadas entre 23 °C e 28 °C e com médias reduzidas, entre 16,6 °C e 16,5 °C, nos meses de junho e julho (PARQUE ESTADUAL DA CANTAREIRA, 2009).

A região estudada apresenta gradientes ambientais variando entre paisagens dominadas por remanescentes florestais, silvicultura (i.e. *Eucalyptus*), pastagem, ambientes rurais e urbanos. As áreas em regeneração apresentam diferentes idades, e estão imersas em diferentes tipos de matrizes (MOSAICO DA MANTIQUEIRA, 2021). A vegetação predominante das paisagens das instalações das parcelas analisadas foi a Floresta Estacional Semidecidual.

3.2. Identificação de fragmentos

Os fragmentos foram escolhidos na região do Cantareira-Mantiqueira. Foram analisadas 40 parcelas dentro de 7 paisagens das 20 paisagens que constituem o projeto PELD-CCM. O projeto conta com 20 paisagens e 10 parcelas dentro de cada uma delas. Foi montado uma parcela dentro de cada um dos pontos de fragmento florestal inseridos dentro das 7 paisagens, totalizando 40 parcelas de 5m x 4m, para identificar os indivíduos regenerantes. Depois disso foi realizado um buffer de 250 m ao redor de cada fragmento para calcular a quantidade de cada tipo de matriz de uso do solo naquela região. Os dados de uso do solo da região foram obtidos a partir dos mapeamentos do projeto MapBiomias - Coleção 6 (MAPBIOMAS.ORG,2020).

Em relação às variáveis do fragmento, os mesmos foram delineados usando o Google Earth Pro, de maneira a formar os polígonos, para a obtenção do tamanho da área. Para quantificar a forma dos polígonos, utilizou-se o índice de circularidade (IC), conforme expresso a seguir (CHATURVEDI, 1926, citado em SANTANA et al. 2021):

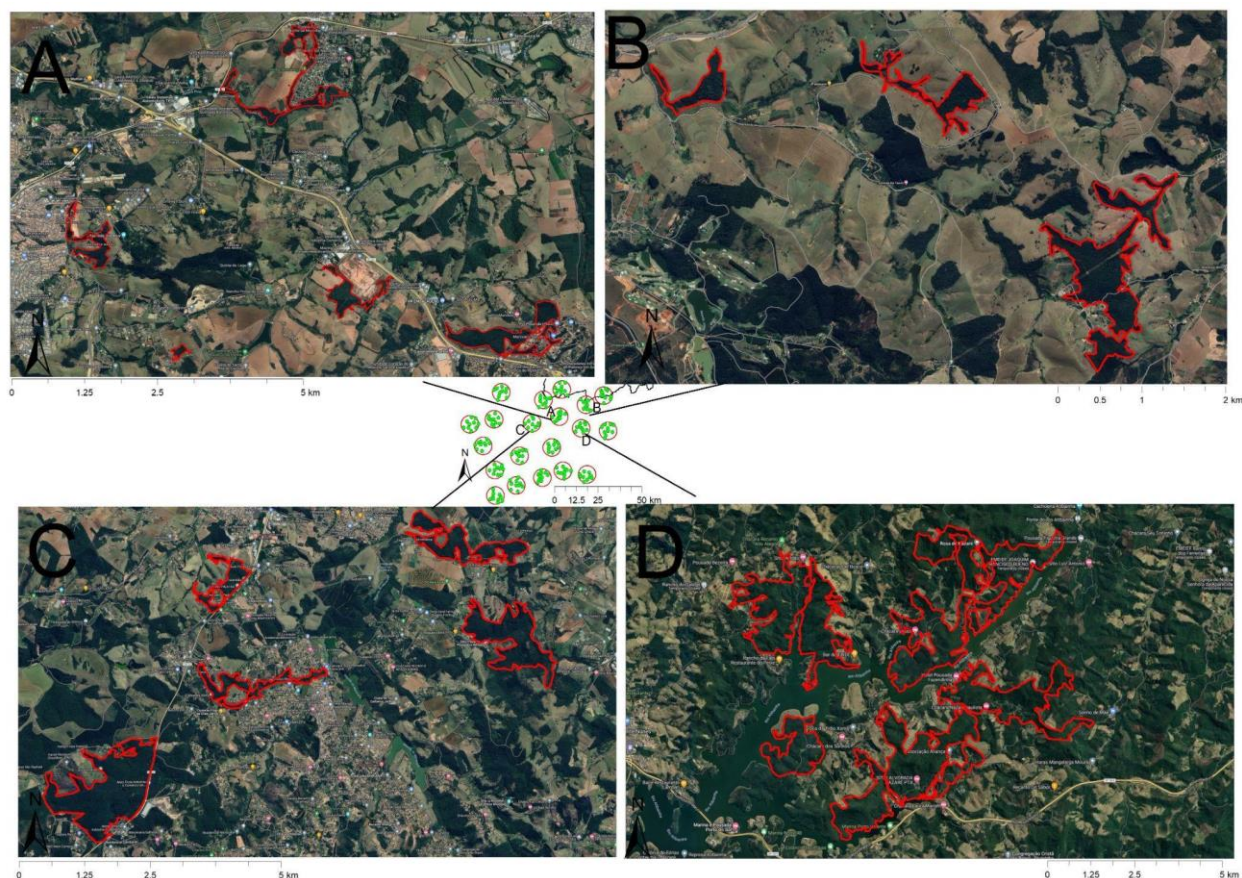
$$IC = 4000 \times \pi \times A / P^2$$

Nesta equação, "A" corresponde à área do polígono em hectares (ha) e "P" ao perímetro do polígono em metros (m). Portanto, quanto mais próximo o valor do IC estiver de 1, mais próxima a forma do polígono estará um círculo perfeito.

Em campo foram instaladas parcelas de 25 x 4 m para a mensuração dos indivíduos arbóreos e na região central das mesmas implantou-se uma subparcela de 5 x 4 m para a amostragem dos indivíduos arbóreos regenerantes. Os indivíduos arbóreos regenerantes foram morfotipados em campos. Os critérios utilizados para registro dos indivíduos regenerantes foram: diâmetro altura do peito (DAP) menor 5 cm; diâmetro altura do solo (DAS) maior ou igual 1 cm; altura maior ou igual 50 cm. Conforme dito anteriormente foram amostradas 40 parcelas em 7 paisagens (

Figura 3).

Figura 3 - Fragmentos selecionados dentro das 20 paisagens mapeadas do PELD-CCM



Legendas: A: Fragmento da região de Itatiba; B: Fragmento da região de Atibaia; C: Fragmento da região de Jarinu; D: Fragmento da região de Nazaré Paulista.

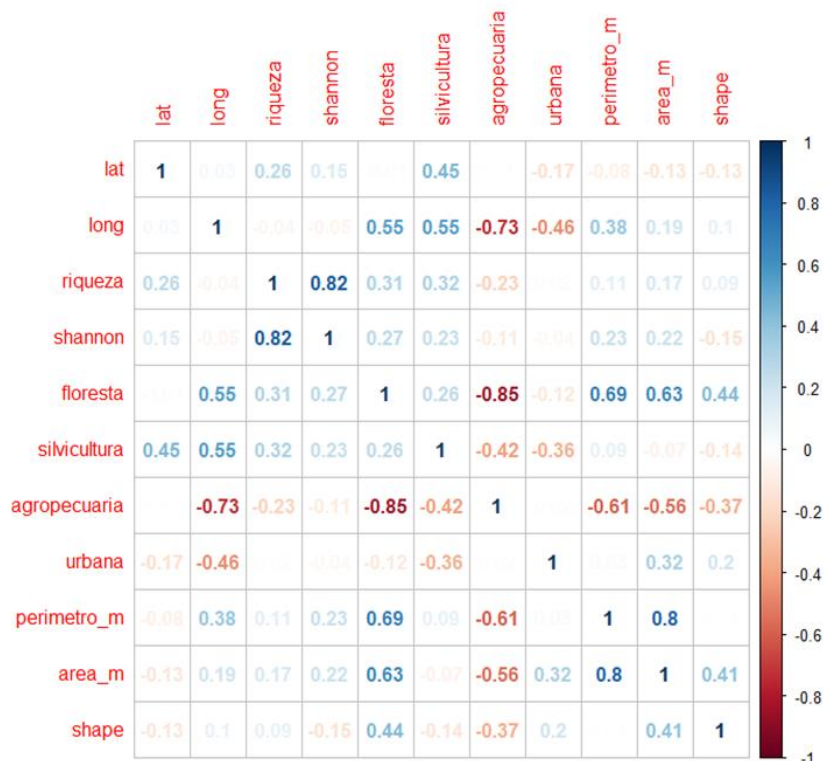
Fonte: Do autor.

3.3. Análise de dados

Para entender a correlação entre as variáveis preditoras, foi realizada a análise de correlação de Pearson (**Figura 4**). Essa análise serve para medir o coeficiente de relação linear entre as variáveis, com intervalo de valores entre +1 e -1. Ou seja, quando o coeficiente do valor é maior que 0, ele confirma a correlação entre as variáveis e quando ele é menor que 0, elas não possuem correlação e quando 0 pode se afirmar que não há relação linear (FIGUEIREDO FILHO e SILVA JUNIOR, 2009). Foi utilizado também nas análises

o VIF, valor de inflação da variância do fato, para medir a proporção em que a variância de um coeficiente de regressão é inflacionada pela presença de outra variável explicativa (SOARES-MACEDO,2023). No nosso trabalho os valores das análises ficaram no valor aceitável para resposta esperada, por isso foi mantido nos resultados, para explicar a correlação.

Figura 4 - Matriz de correlação entre as variáveis, sendo elas: cobertura do uso do solo que são: floresta, silvicultura, agropecuária, não vegetação (urbana); perímetro, área e índice de circularidade (shape).



Fonte: Dados da autora.

Utilizamos os valores de riqueza total (número de espécies) e o índice de diversidade de Shannon (H') (SHANNON & WIENER, 1949) para descrever a diversidade das áreas amostradas. Para avaliar se o tipo de matriz de entorno apresenta efeito significativo sobre as variáveis respostas (Riqueza de Regenerantes, Diversidade de Regenerantes) utilizamos a análise de variância do tipo GLMM, com distribuição de resíduos Poisson para riquezas, e distribuição de resíduos normal para diversidade. Assim, construímos os seguintes modelos globais:

Shannon ~ floresta + silvicultura + agropecuária + urbana + área + índice de circularidade (shape)

Riqueza ~ floresta + silvicultura + agropecuária + urbana + área + índice de circularidade (shape)

Todas as variáveis independentes foram normalizadas, tendo sua média centralizada em zero. A fim de avaliar o efeito individual de cada variável explicativa sobre cada variável de resposta, utilizou-se uma abordagem multimodal, seguindo a metodologia de Burnham, Anderson e Huyvaert (2011). O critério de Informação de Akaike de segunda ordem (AICc) (BURNHAM, ANDERSON E HUYVAERT, 2011) foi empregado para a seleção do modelo. Para Riqueza de Regenerantes e Diversidade de Regenerantes, identificamos um conjunto de melhores modelos ($\Delta AICc \leq 2$).

Calculamos a média dos coeficientes dos modelos selecionados e utilizamos os coeficientes médios condicionais como resultado final, adotando um nível de significância de 0,01 (BURNHAM, ANDERSON E HUYVAERT, 2011). Todas as análises foram conduzidas no ambiente R, versão 3.6.1 (R CORE TEAM, 2019), utilizando os seguintes pacotes: lme4 (Bates et al. 2015), lmerTest (KUZNETSOVA, BROCKHOFF E CHRISTENSEN, 2017), ncf (BJØRNSTAD, 2018) e MuMIn (BARTÓN, 2018). A criação dos gráficos foi realizada com os pacotes ggplot2, jtools, interactions e corplot (LONG, 2019b, 2019a; WEI E SIMKO, 2017; WICKHAM, 2016).

4. RESULTADO

Para diversidade de Shannon as variáveis explicativas cobertura florestal, silvicultura e índice de circularidade apresentaram $p < 0,1$ (**Tabela 1**).

Tabela 1 - Variáveis contidas no modelo médio, para a variável resposta diversidade de Shannon, e suas estimativas condicionais, erros padrão, valor e o R^2 do modelo global (variância explicada pelos efeitos fixos).

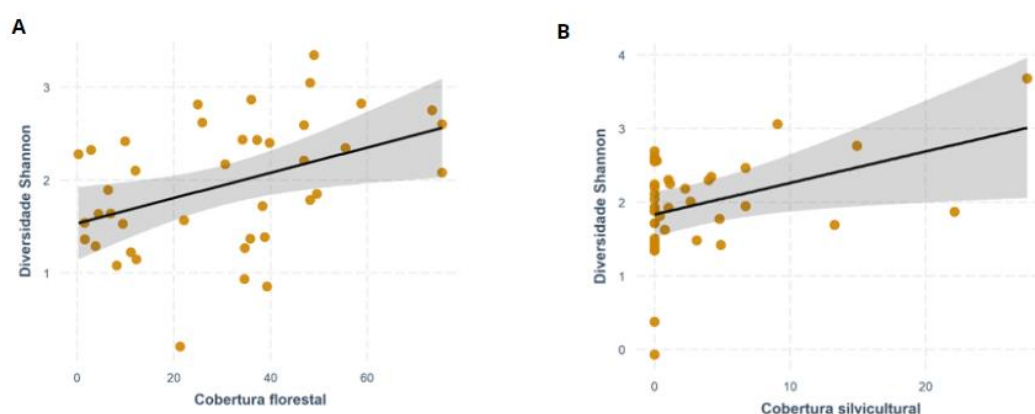
R ² = 17%			
Preditor	Estimativa	Erro padrão	p valor
Cobertura de floresta	0,36	0,20	0,07

Índice de Circularidade	-0,21	0,11	0,07
Cobertura de agropecuária	0,34	0,20	0,10
Cobertura de silvicultural	0,23	0,11	0,05
Área	0,16	0,11	0,14

Fonte: Dados do autor

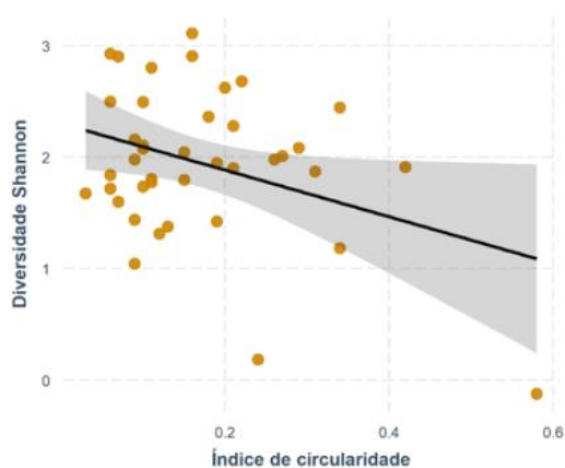
A diversidade de Shannon foi influenciada positivamente pela cobertura florestal e silvicultural (**Figura 5A, 5B**). Entretanto, o índice de circularidade teve efeito negativo para a mesma (**Figura 6**).

Figura 5 - Efeito isolado da cobertura florestal (A) e da cobertura silvicultural (B) na diversidade de Shannon.



Fonte: Dados autora

Figura 6 - Efeito do índice de circularidade na diversidade de Shannon



Fonte: Dados da autora

Já para riqueza dentre as variáveis explicativas apenas cobertura silvicultural apresentou valor de $p < 0,05$ (**Tabela 2**), sendo esse efeito negativo (**Figura 6**).

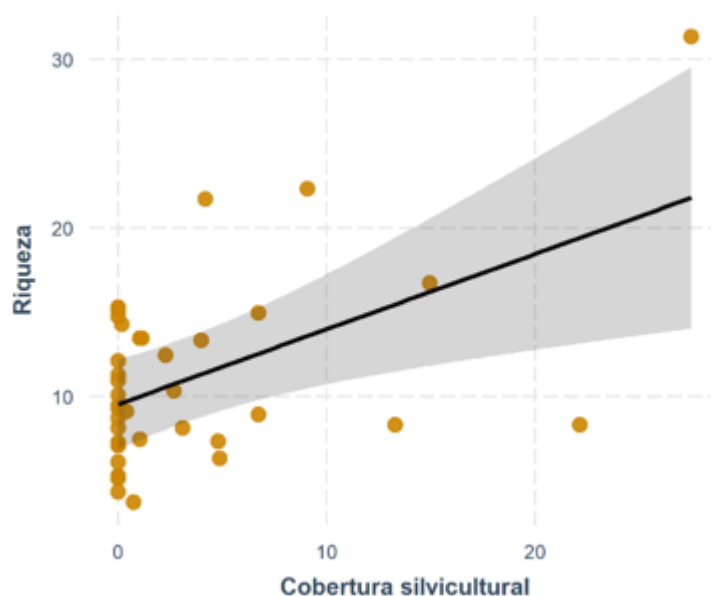
Tabela 2 - Variáveis contidas no modelo médio, para a variável resposta riqueza, e suas estimativas condicionais, erros padrão, p valor e o R^2 do modelo global (variância explicada pelos efeitos fixos).

$R^2 = 17\%$			
Preditor	Estimativa	Erro padrão	p valor
Cobertura de silvicultural	0,20	0,09	0,03
Cobertura de florestal	0,15	0,09	0,13
Área	0,07	0,08	0,40
Cobertura de agropecuária	-0,08	0,10	0,44

Fonte: Dados da autora.

Abaixo temos um gráfico (**Figura 7**) que mostra o efeito positivo da cobertura silvicultural na riqueza.

Figura 7 -- Efeito isolado da Cobertura Silvicultural na riqueza de espécies



Fonte: Dados da autora

5. DISCUSSÃO

Os efeitos positivos da cobertura florestal e silvicultural (**Figura 5A e 5B**) na diversidade de Shannon podem ser explicados por conta da estrutura florestal formada ao entorno do fragmento florestal por esses ambientes. Fragmentos imersos em matrizes florestais apresentam maior conectividade entre áreas, ou seja, possibilidade de constante interação entre os meios, promovendo a diversidade dentro desses ambientes (FONSECA *et al.* 2009; TABARELLI *et al.* 2012) uma vez que há fluxo gênico e espaço para colonização

de novos indivíduos. Em fragmentos inseridos em matrizes silviculturais, esse comportamento se repete, uma vez que as mesmas podem ser consideradas floresta secundária de uso antrópico, conservando condições ambientais que propiciam a entrada de outras espécies de plantas (ARROYO- RODRÍGUEZ *et al*, 2013,2009), como banco de sementes do ambiente, estabelecimento da plântula, a estrutura do dossel e a regeneração do sub-bosque que esse local proporciona (**Figura 8**), MARANGON *et al.* 2008; FERNANDES & BRAGA, 2018).

Alguns estudos apontam também para dívida de extinção e crédito de colonização, isso acontece devido as grandes alterações antrópicas que afetam direta e indiretamente, além os grandes eventos climáticos, tornando o meio e os indivíduos mais suscetíveis (RUMPF *et al.*2019; ALCOCER-RODRIGUEZ *et.al.* 2020). Dívida de extinção é resposta local das espécies após grande perda e fragmentação de seu habitat florestal, elas continuam existindo localmente, porém com o tempo as futuras gerações elas não existiram mais, isso pode ocorrer devido falta de adaptação ao meio com temperaturas mais quentes, falta de algum polinizador ou dispersor afetando o fragmento (ALCOCER-RODRIGUEZ *et.al.* 2020). Enquanto que o crédito de colonização está relacionado na substituição dos indivíduos nativos pelos exóticos devido a interferências antrópicas no meio, (TROTTA *et al.* 2023). Um estudo revelou ainda que não é possível inferir que o sucesso das espécies exóticas em uma área perturbada e sua riqueza não possuem relação com os indivíduos nativos, pois muitas vezes o mesmo também possui uma alta taxa de riqueza nessas áreas ou dificuldade para se adaptarem as novas condições (TROTTA *et al.* 2023).

Figura 8 - Foto registrada em campo, do projeto PELD- CCM



Fonte: Tainá Cirne, 2022.

Já o efeito negativo do índice de circularidade na diversidade de Shannon (**Figura 6**), pode ser apontado pela fragmentação. A fragmentação é a retirada da floresta para uso antrópico (pasto, pecuária, monocultura e outros usos) que ocasiona proliferação de borda, pois afeta a temperatura o clima e a flora que como consequência influencia no ecossistema e nas respectivas comunidades (LAURANCE & VASCONCELOS, 2009), isto é, tais impactos podem propiciar a homogeneização biótica, podendo acarretar no declínio de espécies especialistas e raras e no predomínio de espécies generalistas (LOBO *et al.* 2011) esse efeito não se restringem apenas à borda mas também pode chegar a áreas mais centralizadas, dependendo do tamanho do fragmento (LAURENCE, 2000; RODRIGUES & NASCIMENTO, 2006; LAURANCE & VASCONCELOS, 2009; LOBO *et al.* 2011).

Já, o efeito positivo da cobertura do solo silvicultural na riqueza (**Figura 7**) pode ser atribuído a fatores como presença de sub-bosque, o que acontece em áreas nas quais há o abandono da cultura, favorecendo o estabelecimento de plântulas de estágio primário, uma vez que ainda há uma abundância de incidência solar dentro desses fragmentos (FERNANDES; BRAGA, 2018). Estudos sobre florestas tropicais e subtropicais apontam que em diferentes áreas de clareiras em florestas de silvicultural, possibilite a coexistência

de espécies arbóreas-arbustivas com diferentes tolerâncias a iluminação, acarretando na distribuição dessas espécies em diferentes locais nesses fragmentos (ex: dossel, sub-bosque, clareira etc) (RODRIGUES *et al.* 2009). Mas essa riqueza também pode estar relacionada com espécies mais generalistas, que por vezes persistem mais em ambiente perturbados, uma vez que o ambiente silvicultural é um conector de habitat, auxiliando na movimentação de animais e consequentemente auxiliando no fluxo biológico e dispersão de semente (LAURANCE & VASCONCELOS, 2009; LOBO *et al.* 2011; SANTOS, 2019).

6. CONCLUSÃO

A partir dos dados obtidos no presente estudo, podemos concluir que o tipo de uso e cobertura do solo pode influenciar na diversidade e riqueza de espécies em áreas fragmentadas em regeneração, esse fato pode ser explicado por muitos fatores abióticos e bióticos como: perda de espécies específicas e colonização de espécies generalistas e as climáticas. Esse estudo assim como muitos outros pode contribuir para arcabouço científico para fins de projetos e manejo de restauração florestal. Para que haja uma sensibilização com relação a criação de corredores ecológicos e uma maior área de fragmentos dentro de quais quer culturas para preservação da diversidade local daquele meio.

REFERÊNCIA

- ALCOCER-RODRÍGUEZ, M., ARROYO-RODRÍGUEZ, V., GALÁN-ACEDO, C., CRISTÓBAL-AZKARATE, J., ASENSIO, N., RITO, K.F., HAWES, J.E., VEÀ, J.J. AND DUNN, J.C., Evaluating extinction debt in fragmented forests: the rapid recovery of a critically endangered primate. **Anim Conserv**, 24: 432-444. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/acv.12648> Acesso em: 26 set 2023.
- ALVEY A.A., Promoting and preserving biodiversity in the urban forest, **Urban Forestry & Urban Greening**, ELSEVIER, v.5 ed. 4, p. 195 - 201, 2006.
- ARAÚJO M.B., The coincidence of people and biodiversity in Europe, **Global Ecology & Biogeography**, v. 12 p. 05-12, 2003.
- BARTÓN, K MUMIN: Multi-Model Inference. R package version 1.42.1. Retrieved from <https://cran.r-project.org/package=MumIn>. 2018.
- BATES, D. *et al.* Fitting linear mixed-effects models using lme4. **Journal of Statistical Software**, Cornell, v. 67, n. 1, 2015.
- BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R.; HUYVAERT, K. P. Aic model selection and multimodel inference in behavioral ecology: some background, observations, and comparisons. **Behavioral ecology and sociobiology**, [s.l.], v. 65, n. 1, p. 23-35, 2011. Disponível em <https://doi.org/10.1007/s00265-010-1029-6> Acesso em 26 out 2023.
- BJØRNSTAD, O. N. ncf: Spatial Covariance Functions. R package version 1.2-6. Retrieved from <https://cran.r-project.org/package=ncf>. 2018.
- BROOKER, L., M. BROOKER, AND P. CALE. Animal dispersal in fragmented habitat: measuring habitat connectivity, corridor use, and dispersal mortality. **Conservation Ecology**, 1999 [online] 3(1): 4. Disponível em <http://www.consecol.org/vol3/iss1/art4/> Acesso em: 09 mar 2021.
- CABRAL, D. DE C. E CESCO, S., Notas para uma história da exploração madeireira na Mata Atlântica do sul-sudeste. **Ambiente & Sociedade** [online]. 2008, v. 11, n. 1, pp. 33-48. Epub 28 Jan 2010. ISSN 1809-4422. Disponível em <https://doi.org/10.1590/S1414-753X2008000100004>. Acesso em: 16 out 2022
- CALEBE P. M., RIBEIRO M.C., GALETTI M., Patch size, shape and edge distance influence seed predation on a palm species in the Atlantic forest, **ECOGRAPHY**, v.39, p. 465-475, 2015.
- CHAZDON R.L., Regeneração de florestas tropicais. Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. **Ciências Naturais** 7(3): 195-218, 2012.
- COLLEVATTI R.G. *et al.* Multi-scale Landscape Influences on Genetic Diversity and Adaptive Traits in a Neotropical Savanna Tree, **Frontiers in Genetics**, v. 11, p. 1-14, 2020.

COSTA- ARAUJO R., *et al.* Occurrence and conservation of the Vulnerable titi monkey *Callicebus melanochir* in fragmented landscape of Atlantic Forest hotspot. **The International Journal of Conservation Fauna & Flora**, 2021

COSTA, J. R.; MITJA, D.; LEAL FILHO, N. Bancos de sementes do solo em pastagens na Amazônia Central. **Pesquisa Florestal Brasileira, Colombo**, v. 33, n. 74, p. 115-125, 2013.

CORDEIRO, N. J.; HOWE, H. F. Forest fragmentation severs mutualism between seed dispersers and an endemic African tree. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **Washington**, v. 100, p. 14052-14056, 2003.

DIAS-FILHO, M.B. Competição e Sucessão Vegetal em Paisagem. **Embrapa Amazônia Oriental**, Belém PA, 2006.

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, 2017.

FARNEDA F.Z. *et al.* Trait-related responses to habitat fragmentation in Amazonian bats **J. Appl. Ecol.**, 52,p. 1381-1391, 2015.

FARNEDA F.Z. *et al.* Functional recovery of Amazonian bat assemblages following secondary forest succession, **Biological Conservation, ELSEVIER** v. 218, p.192-199, 2018.

FERNANDES G.S., BRAGA, F. DE A., Avaliação Da Regeneração Natural Como Indicativo Da Consolidação Da Restauração Florestal Em Área De Reflorestamento Misto. **IBEAS – Instituto Brasileiro de Estudos Ambientais**, IX Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental São Bernardo do Campo/SP, 2018.

FIGUEREDO FILHO, D.B. e JUNIOR SILVA, J.A., Desvendando os Mistérios do Coeficiente de Correlação de Pearson (r), **Revista Política Hoje**, p. 115 – 146, v.18, 2009.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: período 2019/2020, relatório técnico. São Paulo: **Fundação SOS Mata Atlântica**, p. 73, 2021.

FRAGOSO, ROSIMERI DE OLIVEIRA et al. Barreiras Ao Estabelecimento Da Regeneração Natural Em Áreas De Pastagens Abandonadas. **Ciênc. Florest.**, Santa Maria , v. 27, n. 4, p. 1451-1464, Dec. 2017. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1980-50982017000401451&lng=en&nrm=iso. Acesso em: 27 mar 2021.

GALINDO-LEAL, C. & CÂMARA, I.G, (eds.). Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas. **Fundação SOS Mata Atlântica, São Paulo, Conservação Internacional, Belo Horizonte**. p. 3-11, 2005.

GEOCIÊNCIA, 2014, Mata Atlântica era o bioma com maior número de espécies ameaçadas de extinção, **IBGE**, 2020. Disponível em

<https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-sala-de-imprensa/2013-agencia-de-noticias/releases/29367-em-2014-mata-atlantica-era-o-bioma-com-maior-numero-de-especies-ameacadas-de-extincao> > Acesso em 05 abr 2021.

GESTICH C.C. *et al.* Unraveling the scales of effect of landscape structure on primate species richness and density of titi monkeys (*Callicebus nigrifrons*), **Ecological Research**, v. 34, no. 1, p. 150-159, 2019.

GIUBBINA F.F. *et al.* Temporal variation of ethanol in rainwater from the sugar cane belt of São Paulo (Brazil), **Atmospheric Environment**, v.216, p. 1 - 8, 2019.

GUARIGUATA, M.R. & Ostertag, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management** **148**: 185-206, 2001.

GUIMARÃES H.de B. *et al.* Evolução da condição ambiental em fragmentos de mata atlântica na região metropolitana do Recife-PE, **Rev. Bras. Ciênc. Agrár. Recife**, v.7, n.2, p. 306-314, 2012

GÜNTHER, S. *et al.* Influence of distance to forest edges on natural regeneration of abandoned pastures: a case study in the tropical mountain rainforest of Southern Ecuador. **European Journal of Forest Research, Freising**, v. 126, n. 1, p. 67-75, 2007.

KUZNETSOVA, A.; BROCKHOFF, P. B.; CHRISTENSEN, R. H. lmerTest package: tests in linear mixed effects models. **Journal of Statistical Software**, Cornell, v. 82, n. 13, p. 1-26, 2017.

LAURANCE, W.F., P. DELAMÔNICA, S.G. LAURANCE, H.L. VASCONCELOS & T.E. LOVEJOY., Rainforest fragmentation kills big trees. **Nature** 404: 836, 2000.

LAURANCE F.W. & VASCONCELOS H.L., Consequências Ecológicas Da Fragmentação Florestal Na Amazônia , **Oecologia Brasiliensis**, 13(3): 434-451, Setembro 2009 doi:10.4257/oeco.2009.1303.03.

LIBONI, A.P., FLORESTAS SECUNDÁRIAS EM PAISAGENS AGRÍCOLAS COM MATRIZ DE CANA-DE-AÇÚCAR: DIVERSIDADE FLORÍSTICA E IMPLICAÇÕES PARA ESTRATÉGIAS DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE, Tese apresentada ao Instituto de Biologia da **Universidade Estadual de Campinas**, como parte dos requisitos exigidos para a obtenção do título de Doutor na Área de Biologia Vegetal, 2018.

LINDENMAYER D.B. *et al.* Richness is not all: how changes in avian functional diversity reflect major landscape modification caused by pine plantations, **Divers. Distrib.**, v. 21 , p. 836-847, 2015.

LOBO, D. *et al.* Forest fragmentation drives Atlantic forest of northeastern Brazil to biotic homogenization. **Diversity and Distributions**, [s.l.], v. 17, n. 2, p. 287-296, 2011. Disponível em <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00739.x> Acesso em 26 set 2023..

LONG, J. A., Interactions: Comprehensive, User-Friendly Toolkit For Probing Interactions. R Package Version 1.1.0, 2019.

LONG, J. A. (2019b). Jtools: Analysis And Presentation Of Social Scientific Data. R Package Version 2.0.1. Disponível em <https://cran.r-project.org/package=jtools> Acesso em 26 set 2023.

MARANGON, L. C. et al. Regeneração natural em um fragmento de floresta estacional semidecidual em Viçosa, Minas Gerais. **Revista Árvore**, v.32, n.1, p.183-191, 2008.

MARTELLO F., ANDRIOLLI, F., DE SOUZA, T.B. *et al.* Edge and land use effects on dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) in Brazilian cerrado vegetation, **Journal Insect Conserv**, v. 20, p. 957-970, 2016.

MARTENSEN A.C. *et al.* Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: implications for conservation, **Biological Conservation**, v. 141, p. 2184–2192, 2008.

MARTENSEN A.C. *et al.* Associations of Forest Cover, Fragment Area, and Connectivity with Neotropical Understory Bird Species Richness and Abundance, **Conservation Biology**, v. 26, no. 6, p. 1100 - 111, 2012.

MITTERMEIER, R.A., MYERS, N. & MITTERMEIER, C.G. Hotspots: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. **Mexico City: CEMEX**. p.431, 1999.

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

MOSAICO MANTIQUEIRA, Parque Estadual da Cantareira, Resumo Executivo, **Fundação Florestal Do Estado De São Paulo Núcleo Planos De Manejo, Equipe de Elaboração do Plano de Manejo do Parque Estadual Da Cantareira**, Disponível em <http://www.mosaicomantiqueira.org.br/site/o-mosaico/> Acesso em: 20 abr. 2021.

OLIVEIRA, R.E.; ENGEL, V.L. A restauração florestal na Mata Atlântica, **Revista Ciencia, Tecnologia & Ciencia**, p.40-48, v.. 5, no. 1,2017.

REZENDE C.L. *et al.* From the hotspot to hotspot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest, **Perspective in Ecology and Conservation, ELSEVIER**, v. 16, p. 208 - 214, 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, Essex**, v. 142, p. 1141-1153,2009.

RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. Pacto pela restauração de Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. **São Paulo: USP/ESALQ/LERF**, 2009.

RODRIGUES, P.J.FP. & NASCIMENTO, M.T., FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL: BREVES CONSIDERAÇÕES TEÓRICAS SOBRE EFEITOS DE BORDA., Parte da tese do primeiro autor desenvolvida no Curso de Doutorado em Biociências e Biotecnologia da **Universidade Estadual do Norte Fluminense** (fevereiro de 2004). Rodriguésia [online]. 2006, v. 57, n. 1 pp. 67-74. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/2175-7860200657105>. ISSN 2175-7860. Acesso em: 16 out 2022.

RUMPF, SB, HÜLBER, K., WESSELY, J. et al. Extinction debts and colonization credits of non-forest plants in the European Alps. **Nat Commun** 10 , 4293 (2019). Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41467-019-12343-x> Acesso em: 26 set 2023

TABARELLI, M; VENCESLAU A.A.; RIBEIRO, M.C.,; METZGER, J. P., A conversão da floresta atlântica em paisagens antrópicas: lições para a conservação da diversidade biológica das florestas tropicais **Interciencia**, Asociación, Venezuela, pp. 88-92, vol. 37, núm. 2, , 2012.

TABARELLI, M; GASCON, C., Lições da pesquisa sobre fragmentação: aperfeiçoando políticas e diretrizes de manejo para a conservação da biodiversidade, **Megadiversidade**, p. 181-188, v.1, n.1, Julho, 2005.

TROTTA G., *et al.* There is room for everyone: Invasion credit cannot be inferred from the species–area relationship in fragmented forests, **Applied Vegetation Science**, Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/avsc.12745> Acesso 05 dez 2023.

SANTOS, M.E. DE A., Relações entre a estrutura da paisagem e a diversidade da vegetação em florestas secundárias na região das cuestas, Charqueada e São Pedro, Estado de São Paulo, Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestre em Ciências, Programa: Recursos Florestais. Opção em: Conservação de Ecossistemas Florestais. **Universidade de São Paulo Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**, 2019.

SILVA LG, RIBEIRO MC, HASUI É, DA COSTA CA, DA CUNHA RGT., Patch Size, Functional Isolation, Visibility and Matrix Permeability Influences Neotropical Primate Occurrence within Highly Fragmented Landscapes. **PLOS ONE** 10(2): e0114025, 2015 Disponível em <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0114025> Acesso em: 18 abr 2021.

STOUFFER *et al.* Understory Bird Communities in Amazonian Rainforest Fragments: **Species Turnover through 25 Years Post-Isolation in Recovering Landscapes**. **PLoS ONE** 6(6): e20543 <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0020543> Acesso 16 mar 2021.

WEI, T.; SIMKO, V. R package “corrplot”: Visualization of a Correlation Matrix (Version 0.84). Retrieved from <https://github.com/taiyun/corrplot>. 2017.

WICKHAM, H. ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. Springer-Verlag New York. ISBN 978-3-319-24277-4, <https://ggplot2.tidyverse.org>. 2016.

WILLSON, M. F.; IRVINE, A. K.; WALSH, N. G. Vertebrate dispersal syndromes in some Australian and New Zealand plant communities, with geographic comparisons. **Biotropica** , Malden, v. 21, p. 133-147, 1989.

WORDLEY, C.F.R. *et al.* Bats in the ghats: agricultural intensification reduces functional diversity and increases trait filtering in a biodiversity hotspot in India, *Biol. Conserv.* v. 210, p. 48 - 55, 2017.