

**VICTOR SEIJI OYAMADA**

**Docentes:**

**Orientadora: Prof<sup>a</sup>. Renata Cristina Batista Fonseca**

**Supervisor: Prof<sup>o</sup>. Felipe Wanderley de Amorim**

**Análise temporal da mastofauna terrestre associada a uma área em restauração  
florestal**

**BOTUCATU - SP**

**2025**

Victor Seiji Oyamada

**Análise temporal da mastofauna terrestre associada a uma área em  
restauração florestal**

Trabalho de Conclusão de Curso,  
apresentado a Universidade Estadual  
Paulista (UNESP), Instituto de  
Biociências  
de Botucatu, como parte das exigências  
para obtenção do título de Bacharelado  
do curso de Graduação em Ciências  
Biológicas.

Orientador: Prof. Dra.  
Renata Cristina Batista Fonseca  
Supervisor: Prof. Dr.  
Felipe Wanderley de Amorim

Botucatu

2025

O98a Oyamada, Victor Seiji  
Análise temporal da mastofauna terrestre associada a uma  
área em restauração florestal / Victor Seiji Oyamada.  
-- Botucatu, 2025  
25 p. : tabs., fotos, mapas

Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado - Ciências  
Biológicas) - Universidade Estadual Paulista (UNESP),  
Instituto de Biociências, Botucatu  
Orientadora: Renata Cristina Batista Fonseca

1. Restauração ecológica. 2. Sucessão secundária.  
3. Mamíferos. 4. Ecologia. 5. Fragmentação florestal. I. Título.

Victor Seiji Oyamada

**Análise temporal da mastofauna terrestre associada a uma área em  
restauração florestal**

Trabalho de Conclusão de Curso,  
apresentado à Universidade Estadual  
Paulista, como parte das exigências para  
a obtenção do título de Bacharel em  
Ciências Biológicas.

Botucatu, 05 de dezembro de 2025.

BANCA EXAMINADORA

**Felipe Wanderley de**

Amorim:056878796 09

by Felipe Wanderley de Amorim:05687879609  
DN: cn=Felipe Wanderley de

Amorim:05687879609, ou=UNESP -  
Universidade Estadual Paulista Julio  
de Mesquita Filho, o=ICPEdu, c=BR  
Date: 2025.12.05 16:13:12 -03'00'

Prof. Dr. Felipe Wanderley de Amorim  
Departamento de Biodiversidade e Bioestatística  
Instituto de Biociências de Botucatu  
Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”  
Campus de Botucatu

Documento assinado digitalmente



RENATA CRISTINA BATISTA FONSECA  
Data: 08/12/2025 08:38:43-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dra. Renata Cristina Batista Fonseca  
Departamento de Ciência Florestal, Solos e Ambiente  
Faculdade de Ciências Agrônômicas  
Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”  
Campus de Botucatu

Documento assinado digitalmente



VAGNER APARECIDO CAVAZERE JUNIOR  
Data: 05/12/2025 17:03:08-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Vagner Aparecido Cavarzere Junior  
Departamento de Biodiversidade e Bioestatística  
Instituto de Biociências de Botucatu  
Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”  
Campus de Botucatu

## **Agradecimentos:**

Eu gostaria de agradecer:

À minha família, por todo o apoio financeiro e educacional que tive durante todos os meus vinte e dois anos, sem eles eu não teria chegado até aqui;

À minha orientadora, a Professora Doutora Renata Cristina Batista Fonseca, pela orientação e acompanhamento durante todo o meu projeto de conclusão de curso;

Ao meu supervisor, o Professor Doutor Felipe Wanderley de Amorim, pela supervisão deste trabalho, além de auxiliar no desenvolvimento final do mesmo;

Ao Professor Mestre José Roberto Silveira Mello Júnior, pelo auxílio durante o desenvolvimento da estatística do projeto;

Ao Laboratório de Conservação da Natureza e seus membros, pelo conhecimento compartilhado durante as reuniões mensais;

À minha namorada, estudante de Engenharia de Bioprocessos e Biotecnologia, Isabella Ferreira Ventaja, pelo apoio durante o andamento do projeto;

Aos biólogos e engenheiros florestais: Gilberto Vieira, Renato Martins e Victor Antonelli, Gabriel Gumiero e Gustavo Bertuolo, respectivamente, pelo acompanhamento de campo durante o desenvolvimento do projeto;

À turma 57 de Ciências Biológicas, que durante seis anos, foi a minha turma onde pude trabalhar meus conhecimentos junto com alunos excepcionais;

À República Monte Olimpo, que foi minha casa por cinco anos, tendo conhecido diversas pessoas de diversos cursos, e foi onde eu trabalhei minhas habilidades sociais;

Ao Instituto de Biociências de Botucatu e à Faculdade de Ciências Agrônômicas pelos recursos disponibilizados para realização do projeto;

Aos funcionários da UNESP, principalmente da Fazenda Experimental Edgardia;

## **SUMÁRIO:**

|                                        |           |
|----------------------------------------|-----------|
| <b>Resumo .....</b>                    | <b>06</b> |
| <b>Abstract .....</b>                  | <b>07</b> |
| <b>Introdução .....</b>                | <b>08</b> |
| <b>Objetivos.....</b>                  | <b>09</b> |
| <b>Material e Métodos.....</b>         | <b>09</b> |
| <b>Resultados.....</b>                 | <b>12</b> |
| <b>Discussão.....</b>                  | <b>16</b> |
| <b>Referências Bibliográficas.....</b> | <b>19</b> |

## Resumo:

O Estado de São Paulo, apesar de ser o principal centro econômico do Brasil, enfrenta desafios socioambientais intensos, especialmente relacionados ao desmatamento e à fragmentação de habitats. Esses processos comprometem a biodiversidade e a estabilidade ecológica, exigindo estratégias de restauração florestal que integrem aspectos ecológicos e faunísticos. O presente estudo teve como objetivo caracterizar a comunidade de mamíferos de médio e grande porte associada a uma área em processo de restauração ecológica na Fazenda Experimental Edgárdia, Botucatu (SP), bem como avaliar as mudanças na composição dessa comunidade ao longo do tempo. A área de estudo, implantada entre 1997 e 1998, foi monitorada por meio de parcelas de areia e armadilhas fotográficas, totalizando 45 dias de esforço amostral. Os dados foram analisados com base em índices de diversidade alfa (Shannon e Simpson) e beta (turn-over, nestedness e dissimilaridade de Jaccard).. Os resultados indicaram aumento na riqueza e diversidade de espécies entre 2009 e 2025, refletindo avanços nos processos sucessionais e na estabilidade ecológica da área restaurada. Observou-se também a presença de espécies invasoras, como *Sus scrofa* (javali), e de predadores de topo, como *Puma concolor* e *Leopardus pardalis*, sugerindo a reestruturação trófica da comunidade. Contudo, fatores externos, como incêndios recentes, períodos de seca intensa e atividade de caçadores, interferiram nas coletas e podem ter influenciado a presença e a frequência das espécies registradas. Conclui-se que a área apresenta sinais positivos de restauração ecológica, embora o monitoramento contínuo e medidas de controle de distúrbios antrópicos sejam essenciais para consolidar o equilíbrio ecológico local.

**Palavras-chave:** restauração ecológica; sucessão secundária; mamíferos silvestres; diversidade; fragmentação florestal.

## **Abstract:**

Despite its status as Brazil's economic hub, the State of São Paulo faces severe socio-environmental challenges, specifically deforestation and habitat fragmentation. These processes compromise biodiversity and ecosystem stability, underscoring the need for restoration strategies that effectively integrate habitat recovery with faunal conservation. This study characterized the medium- and large-sized mammal community in an area undergoing restoration at Fazenda Experimental Edgardia (Botucatu, São Paulo, Brazil) and evaluated temporal variations in community composition. Monitoring was conducted using sand plots and camera traps over a 45-day sampling period. Alpha diversity (Shannon and Simpson indices) and beta diversity metrics (turnover, nestedness, and Jaccard dissimilarity) were analyzed within the R environment. Results indicate an increase in species richness and diversity between 2009 and 2025. The recording of invasive species, such as *Sus scrofa*, alongside apex and mesopredators like *Puma concolor* and *Leopardus pardalis*, suggests a trophic restructuring of the community. Nevertheless, environmental stressors—including recent fires, droughts, and hunting pressure—may have influenced detection rates. We conclude that while the area exhibits positive signs of ecological restoration, continuous monitoring and the mitigation of anthropogenic disturbances are essential to ensure long-term ecological integrity.

**Keywords:** ecological restoration; secondary succession; wild mammals; diversity; forest fragmentation.

## **Introdução:**

O Estado de São Paulo consolida-se historicamente como o centro econômico do Brasil. Contudo, esse protagonismo no cenário agropecuário — que confere à nação o título de "fazenda do mundo" e a posiciona entre as maiores exportadoras de commodities (THÉRY, 2019) — apresenta um contraponto crítico às questões socioambientais contemporâneas. O modelo de desenvolvimento econômico acelerado resultou em uma severa supressão da vegetação nativa, particularmente no bioma Mata Atlântica, hoje reduzido a fragmentos esparsos. Para ilustrar a magnitude desta perda histórica, municípios como Viçosa (CE) sofreram reduções drásticas, restando apenas frações de sua cobertura original em poucas décadas (SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2015). Em escala nacional, o Brasil preserva apenas cerca de 28% da fitofisionomia original da Mata Atlântica (SOS MATA ATLÂNTICA, 2019), um cenário que agrava a vulnerabilidade de espécies endêmicas e reduz a resiliência ecossistêmica frente às mudanças climáticas globais e à crise de biodiversidade (PRIMACK; RODRIGUES, 2001).

Como consequência direta do desmatamento histórico, o processo de fragmentação de habitats tornou-se uma das principais ameaças à biodiversidade tropical. No Estado de São Paulo, os remanescentes florestais cobrem cerca de 13,94% do território (CAES, 2009), encontrando-se muitas vezes isolados em uma matriz antropizada de pastagens e monoculturas. A fragmentação não apenas reduz a área disponível, mas altera a configuração da paisagem, criando o chamado "efeito de borda", que modifica o microclima e a estrutura da vegetação nas margens dos fragmentos (MURCIA, 1995). Esse processo compromete a conectividade ecológica e a mobilidade das espécies, expondo a fauna a pressões externas como caça predatória, atropelamentos e isolamento reprodutivo (MACARTHUR; WILSON, 1967; FAHRIG, 2003; LAURANCE et al., 2011). A persistência desse isolamento pode levar à defaunação, culminando no fenômeno da "floresta vazia", onde a estrutura vegetal persiste, mas as interações ecológicas funcionais são drasticamente reduzidas ou extintas (REDFORD, 1992; DIRZO et al., 2014).

Diante desse antagonismo entre expansão econômica e conservação, a restauração ecológica emerge como uma estratégia fundamental de mitigação. Definida como a ciência e a prática que auxiliam a recuperação de ecossistemas degradados, a restauração visa restabelecer não apenas a cobertura vegetal, mas a integridade ecológica e a sustentabilidade ambiental (ENGEL; PARROTTA, 2003). O sucesso dessas iniciativas depende intrinsecamente da compreensão dos processos de sucessão ecológica secundária. Segundo Begon e Townsend (2023), a sucessão é um padrão direcional de colonização e extinção de populações. Contudo, diferentemente da visão clássica de "monoclímax" estável de Clements (1916), a ecologia moderna reconhece que a sucessão em áreas tropicais é frequentemente interrompida ou desviada por distúrbios recorrentes, como fogo e invasão biológica (TANSLEY, 1939; PAGLIA et al., 2012). Nesses cenários, a regeneração natural torna-se lenta e dependente da chegada de propágulos oriundos de fragmentos vizinhos (CHAZDON, 2008; ANDRESEN, 2000).

Nesse contexto de recuperação, as interações animal-plantas assumem um papel central. A mastofauna de médio e grande porte desempenha funções ecossistêmicas insubstituíveis. Espécies frugívoras, como a anta (*Tapirus terrestris*) e o lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*), atuam como dispersores de sementes de longa distância, conectando fragmentos isolados e promovendo o fluxo gênico vegetal (GALETTI et al., 2001; REIS et al., 2023). Além disso, a presença de predadores de topo, como a onça-parda (*Puma concolor*), é crucial para o controle populacional de herbívoros e mesopredadores, evitando o pastoreio excessivo que poderia impedir o crescimento de plântulas em áreas de restauração, um fenômeno conhecido como controle "top-down" ou cascata trófica (TERBORGH et al., 2001; ALVES, 2009). Por outro lado, a ausência desses animais ou a presença de espécies exóticas invasoras, como o javali (*Sus scrofa*), pode comprometer o recrutamento vegetal e desestabilizar a comunidade nativa (GALETTI; DIRZO, 2013).

Para compreender a dinâmica dessas comunidades em áreas de restauração, o monitoramento contínuo é essencial. A Fazenda Experimental Edgardia, localizada em Botucatu-SP, tem sido objeto de diversos levantamentos de fauna nas últimas décadas, permitindo uma análise temporal valiosa. Estudos pioneiros de Maragno e Lourenço (2000) registraram a presença de predadores de topo e grandes roedores. Posteriormente, Alves (2009) e Caes (2009) aprofundaram a caracterização da mastofauna local, identificando uma rica diversidade que incluía desde marsupiais até grandes carnívoros, além de primatas como *Sapajus* sp. (anteriormente registrado como *Cebus apella*). Almeida (2013) observou que fragmentos maduros ainda sustentam maior riqueza do que áreas em restauração recente, corroborando a hipótese de que a recuperação da fauna é um processo lento que acompanha a maturação da floresta.

Passados mais de dez anos desde os últimos levantamentos sistemáticos na área, torna-se imperativo avaliar as mudanças ocorridas na comunidade de mamíferos. Portanto, este estudo visa atualizar e avaliar a composição da mastofauna de médio e grande porte associada à área de restauração da Fazenda Experimental Edgardia. Espera-se que, com o avanço dos processos sucessionais e a maturação do habitat, ocorram alterações na riqueza e abundância de espécies,, fornecendo dados cruciais para o manejo adaptativo e a consolidação das estratégias de restauração ecológica.

## **Objetivos:**

O presente trabalho estudou os efeitos de um processo de restauração florestal iniciado em 1997, utilizando diferentes métodos de plantio na Fazenda Experimental Edgardia, localizada na cidade de Botucatu, São Paulo. É esperado que após quase 30 anos desde o início da restauração, haja uma estabilidade ecológica, onde as interações das populações corroborem os processos sucessionais, onde as espécies vegetais de estágios secundários mais tardios condizem com a abundância e riqueza de animais.

- a) Caracterizar a comunidade de mamíferos de médio e grande porte associada à área em processos de restauração;
- b) Testar se houve mudanças na comunidade de mamíferos ao longo do tempo.

## **Material e Métodos:**

## 1. Local do estudo

O estudo foi realizado em uma área de 3,75 hectares em processo de restauração florestal implantada em 1997-1998, inserida em uma região de Floresta Estacional Semidecidual (IBGE, 2004), na Fazenda Experimental Edgardia. A temperatura média anual é de 21,34 °C e a pluviosidade média é de 1.534,47 mm por ano, com uma precipitação máxima em um período chuvoso (dezembro) e um período seco (agosto) de 200,15 mm e 38,60 mm, respectivamente (Franco et al., 2023). A paisagem é composta por áreas agrícolas, pastagens e áreas naturais modificadas por extração madeireira e alterada por ocorrências de incêndio (Ortega e Engel, 1992).



Figura 1. Imagem via Google Earth da Fazenda Experimental Edgardia junto com a localização da área em restauração florestal.

O solo da área de estudo é classificado como Argissolo Vermelho-Amarelo, sendo inicialmente área de pastagem para criação de gado e próximo a ela um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual pouco modificada com extrações restritas de madeira até os anos 70 (Machado, 2016).

## 2. Metodologia

A metodologia do estudo foi baseada em uma pesquisa já realizada em 2007-2008, utilizando o método de uso de parcelas de areia (Pardini et al., 2003) e armadilhas fotográficas (Tomas e Miranda, 2003). O uso é baseado nos hábitos noturnos que dificultam sua observação direta (Pardini et al., 2003).

No total, foram utilizadas 30 parcelas de areia para a área de restauração florestal. A distribuição se deu com base na distância entre as parcelas, sendo colocadas a cada 10 metros de distância. As parcelas apresentaram 50 cm de comprimento e 50 cm de largura, feitas de areia fina com 3 cm de espessura.

Foram utilizados pedaços de banana como isca para atrair os animais às parcelas de areia, que foram verificadas diariamente, e as iscas não ingeridas foram removidas e recolocadas. A matéria orgânica vegetal também foi retirada e a areia remexida para tirar as

pegadas e voltar ao estado uniforme que era inicialmente determinado. A identificação foi com base nos estudos de Becker e Dalponte (1991) e Borges e Tomas (2004). A confecção de formas de gesso também foi realizada em caso de dificuldades na identificação local.

O esforço amostral do estudo foi inicialmente estabelecido por 30 dias, porém os números não foram satisfatórios. Por isso, foi prorrogado por mais 15 dias de coleta, para sim ter dados conclusivos.

Para complementar a riqueza caracterizada por meio das parcelas de areia, foi utilizada uma armadilha fotográfica, posicionada em troncos de árvores e ativada após o período de coleta das parcelas.

A caracterização da estrutura da comunidade de mamíferos baseou-se na partição da diversidade biológica em componentes alfa, beta e gama, conforme proposto por Whittaker (1972). Todas as análises estatísticas e ecológicas foram conduzidas no ambiente computacional R, versão 2024 (R CORE TEAM, 2024), utilizando um conjunto de pacotes específicos para ecologia de comunidades e manipulação de dados, detalhados a seguir.

Para a organização inicial, limpeza e estruturação do banco de dados, foram utilizados os pacotes *readr* e *dplyr*. O pacote *readr* foi empregado para a importação eficiente dos dados brutos (registros de pegadas e armadilhas fotográficas), garantindo a integridade da leitura de grandes volumes de dados textuais. Já o pacote *dplyr* foi fundamental para a manipulação dos *data frames*, permitindo a filtragem de registros, padronização taxonômica e a sumarização das abundâncias por espécie e por local de amostragem (WICKHAM et al., 2019).

Dada a variação na abundância total de registros entre os anos amostrados, a comparação direta da riqueza observada poderia incorrer em vieses estatísticos. Para corrigir essa distorção e padronizar as amostras com base na cobertura (completude) do inventário, utilizou-se o pacote *iNEXT* (*Interpolation and Extrapolation for Species Diversity*). Esta ferramenta implementa a metodologia proposta por Chao et al. (2014), permitindo o cálculo de curvas de rarefação e extrapolação para os números de Hill ( $q = 0, 1, 2$ ) com intervalos de confiança de 95% baseados em *bootstrap* (HSIEH; MA; CHAO, 2016).

Para a confecção das figuras e representação visual dos dados, empregou-se o pacote *ggplot2*. Baseado na "Gramática dos Gráficos", este pacote permite a construção de visualizações complexas e esteticamente refinadas através da sobreposição de camadas de dados, geometrias e escalas, garantindo a clareza e a qualidade editorial das curvas de diversidade geradas (WICKHAM, 2016).

## 2.1. Diversidade Alfa

A diversidade alfa, definida como a diversidade local de uma comunidade (TUOMISTO, 2010), foi quantificada através de métricas que consideram tanto a riqueza (número de espécies) quanto à equabilidade (distribuição da abundância). Para o cálculo destes índices, utilizou-se o pacote *vegan* (OKSANEN et al., 2020), uma das principais bibliotecas para análises de ecologia de comunidades no R.

Foram calculados: i) Índice de Shannon-Wiener: Métrica sensível a espécies raras, calculada pela equação:

$$H' = -\sum p_i \cdot \ln(p_i)$$

Onde  $p_i$  representa a proporção de indivíduos da  $i$ -ésima espécie em relação ao total da amostra.

ii) Índice de Simpson Inverso: Medida de dominância que, em sua forma invertida (números de Hill), representa a diversidade em termos de "número efetivo de espécies" (JOST, 2006). É calculado como:

$$1/D = 1/\sum p_i^2$$

Essa transformação facilita a interpretação biológica, onde valores maiores indicam maior diversidade e menor dominância de uma única espécie.

## 2.2. Diversidade Beta e Decomposição

A diversidade beta, que mensura a variação na composição de espécies entre diferentes locais ou tempos (SHEN, 2025), foi analisada utilizando o índice de dissimilaridade de Jaccard. A análise foi aprofundada através da decomposição da diversidade beta proposta por Baselga (2010), utilizando o pacote *betapart*. Este pacote permite particionar a dissimilaridade total em dois componentes aditivos distintos:

1. Turnover (Substituição): Reflete a substituição de espécies entre comunidades, onde espécies presentes em um local são trocadas por diferentes espécies em outro.
2. Nestedness (Aninhamento): Reflete a perda ou ganho de espécies, onde comunidades com menor riqueza são subconjuntos de comunidades mais ricas (BASELGA; LEPRIEUR, 2015).

A fórmula geral da dissimilaridade de Jaccard aplicada é:

$$\beta_{jac} = b+c/a+b+c$$

Onde:

- $a$  = número de espécies compartilhadas entre os dois locais;
- $b$  = número de espécies exclusivas do primeiro local;
- $c$  = número de espécies exclusivas do segundo local.

Por fim, o pacote *adespatial* foi incluído na rotina de análise para investigar potenciais estruturas espaciais nos dados ecológicos, permitindo avaliações multiescalares da comunidade quando necessário (DRAY et al., 2023).

## Resultados

O esforço amostral total resultou na obtenção de registros de mamíferos de médio e grande porte com uma diferença expressiva de abundância entre os períodos: foram

contabilizados 97 registros em 2009 e 14 registros em 2025. Devido a essa disparidade na abundância absoluta, a comparação direta apenas pelos números brutos poderia enviesar a interpretação da diversidade real.

Para corrigir o viés amostral e permitir uma comparação robusta, aplicou-se o método de interpolação e extrapolação baseado nos números de Hill (CHAO et al., 2014). As curvas de rarefação baseadas no número de indivíduos (Figura 2) demonstram comportamentos distintos entre os anos.

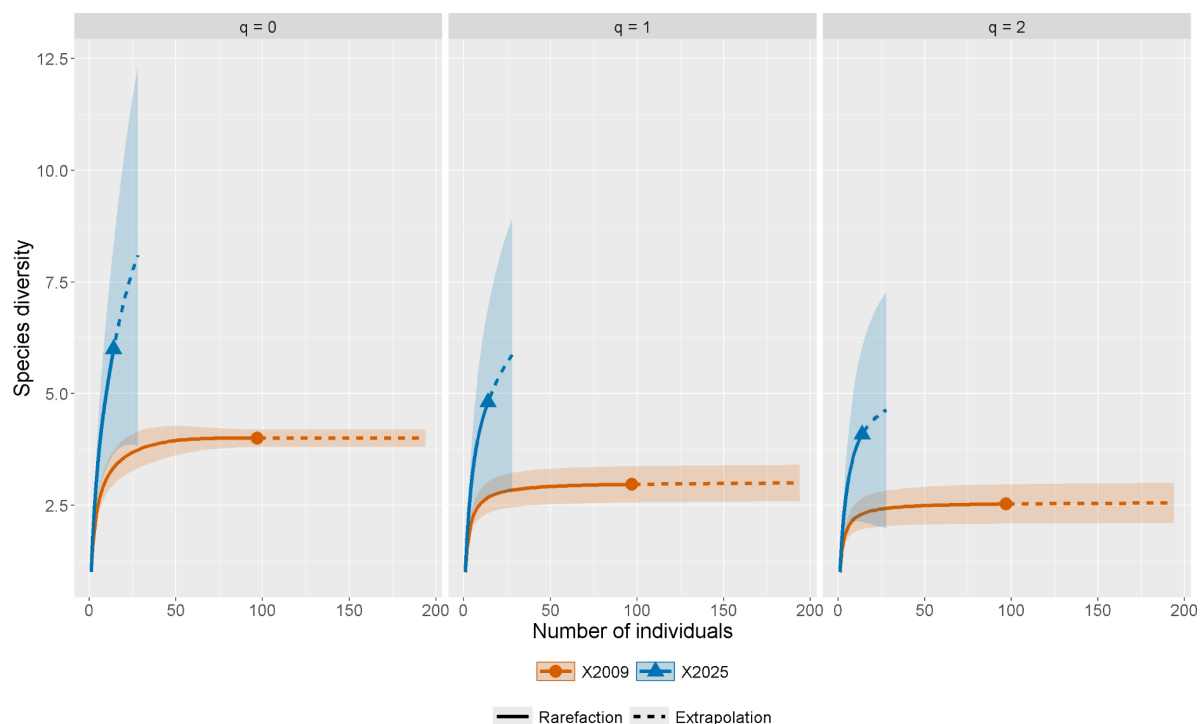


Figura 2. Curvas de rarefação (linha contínua) e extrapolação (linha tracejada) para a diversidade de mamíferos, comparando os anos de 2009 (laranja) e 2025 (azul) com base no número de indivíduos. As áreas sombreadas representam o intervalo de confiança de 95%. Observou-se um incremento na riqueza específica ao longo do período monitorado: enquanto em 2009 foram registradas 4 espécies, o levantamento de 2025 identificou a presença de 6 espécies (Tabela 1). Nota-se, no período mais recente, o registro de espécies de topo de cadeia e a ocorrência de espécies exóticas invasoras, especificamente o javali (*Sus scrofa*) e suas formas híbridas ("javaporco").

Tabela 1. Tabela referente à caracterização da riqueza de espécies entre as observações dos anos de 2009 e 2025. Legenda: Forma de Registro - P: Pegada; V: Visualização direta; AF: Armadilha Fotográfica.

| CLASSIFICAÇÃO                                       | NOME COMUM             | FORMA DE REGISTRO | CATEGORIA TRÓFICA   | CATEGORIA DE AMEAÇA        |              | ANO DE OBSERVAÇÃO |
|-----------------------------------------------------|------------------------|-------------------|---------------------|----------------------------|--------------|-------------------|
| <b>Ordem Rodentia - Família Dasyproctidae</b>       |                        |                   |                     | <b>ESTADO DE SÃO PAULO</b> | <b>IBAMA</b> |                   |
| <i>Dasyprocta azarae</i> , Lichtenstein, 1823       | Cutia                  | P & V             | Frugívoro/Herbívoro | Ameaçada / Vulnerável      | Não ameaçada | 2009              |
| <b>Ordem Carnívora - Família Mustelidae</b>         |                        |                   |                     |                            |              |                   |
| <i>Eira barbara</i> , Linnaeus, 1758                | Irara                  | P & AF            | Frugívoro/Onívoro   | Não ameaçada               | Não ameaçada | 2009 / 2025       |
| <b>Ordem Carnívora - Família Canidae</b>            |                        |                   |                     |                            |              |                   |
| <i>Cercopithecus thous</i> , Linnaeus, 1766         | Cachorro-do-mato       | P                 | Insetívoro/Onívoro  | Não ameaçada               | Não ameaçada | 2009              |
| <b>Ordem Carnívora - Família Felidae</b>            |                        |                   |                     |                            |              |                   |
| <i>Leopardus pardalis</i> , Linnaeus, 1758          | Jaguaritica            | P                 | Carnívoro           | Ameaçada / Vulnerável      | Ameaçada     | 2025              |
| <i>Puma concolor</i> , Linnaeus, 1771               | Onça-parda             | P                 | Carnívoro           | Ameaçada / Vulnerável      | Ameaçada     | 2025              |
| <i>Herpailurus yagouaroundi</i> , Geoffroy, 1803    | Gato-mourisco          | AF                | Onívoro             | Vulnerável                 | Vulnerável   | 2025              |
| <b>Ordem Carnívora - Família Procyonidae</b>        |                        |                   |                     |                            |              |                   |
| <i>Nasua nasua</i> , Linnaeus, 1766                 | Quati                  | P & V             | Frugívoro/Onívoro   | Não ameaçada               | Não ameaçada | 2009              |
| <b>Ordem Artiodactyla - Família Suidae</b>          |                        |                   |                     |                            |              |                   |
| <i>Sus scrofa</i> , Linnaeus, 1758                  | Javali                 | P & AF            | Onívoro             | Não ameaçada               | Não ameaçada | 2025              |
| <b>Ordem Didelphimorphia - Família Didelphiidae</b> |                        |                   |                     |                            |              |                   |
| <i>Didelphis albiventris</i> , Lund, 1840           | Gambá-de-orelha-branca | AF                | Onívoro             | Não ameaçada               | Não ameaçada | 2025              |

Para o ano de 2009 (linha laranja), a curva atingiu a assíntota rapidamente, indicando que o esforço amostral foi suficiente para registrar a totalidade da riqueza estimada para aquela comunidade, caracterizada por baixa riqueza e alta dominância da espécie *Nasua nasua* (n=53). Em contraste, a curva de 2025 (linha azul) apresenta uma inclinação acentuada e ascendente, sem atingir a assíntota. Isso indica que a riqueza real da área em 2025 é significativamente superior à observada, sugerindo que um aumento no esforço amostral revelaria ainda mais espécies.

A análise de completude da amostra (*Sample Coverage*, Figura 3) confirma essa saturação diferencial. O inventário de 2009 atingiu uma cobertura próxima a 100% (1.0), enquanto 2025 permaneceu abaixo de 90%, refletindo uma comunidade mais complexa e com maior proporção de espécies raras (singletons) não detectadas.

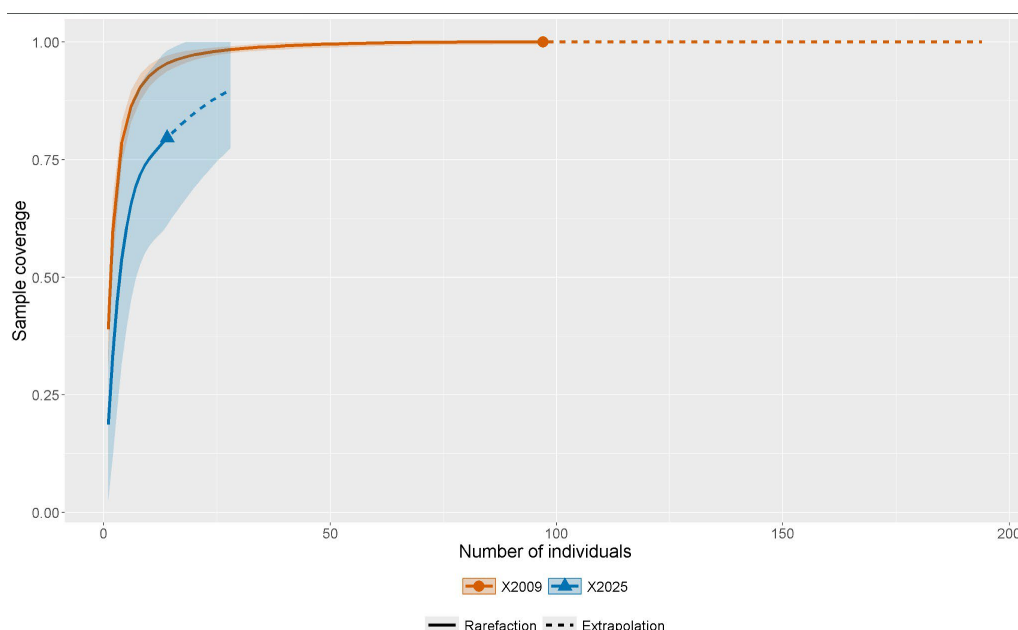


Figura 3. Completude da amostra (*Sample Coverage*) em função do número de indivíduos para os anos de 2009 e 2025.

Ao padronizar a comparação pela cobertura da amostra (Figura 4), a comunidade de 2025 apresentou índices de diversidade superiores aos de 2009 para todas as ordens de diversidade ( $q$ ). Em  $q=0$  (Riqueza),  $q=1$  (Shannon - equitabilidade) e  $q=2$  (Simpson - dominância), as curvas de 2025 mantêm-se acima das de 2009, confirmando que a

comunidade atual é intrinsecamente mais diversa e ecologicamente estruturada, superando a dominância acentuada de mesopredadores observada no passado.

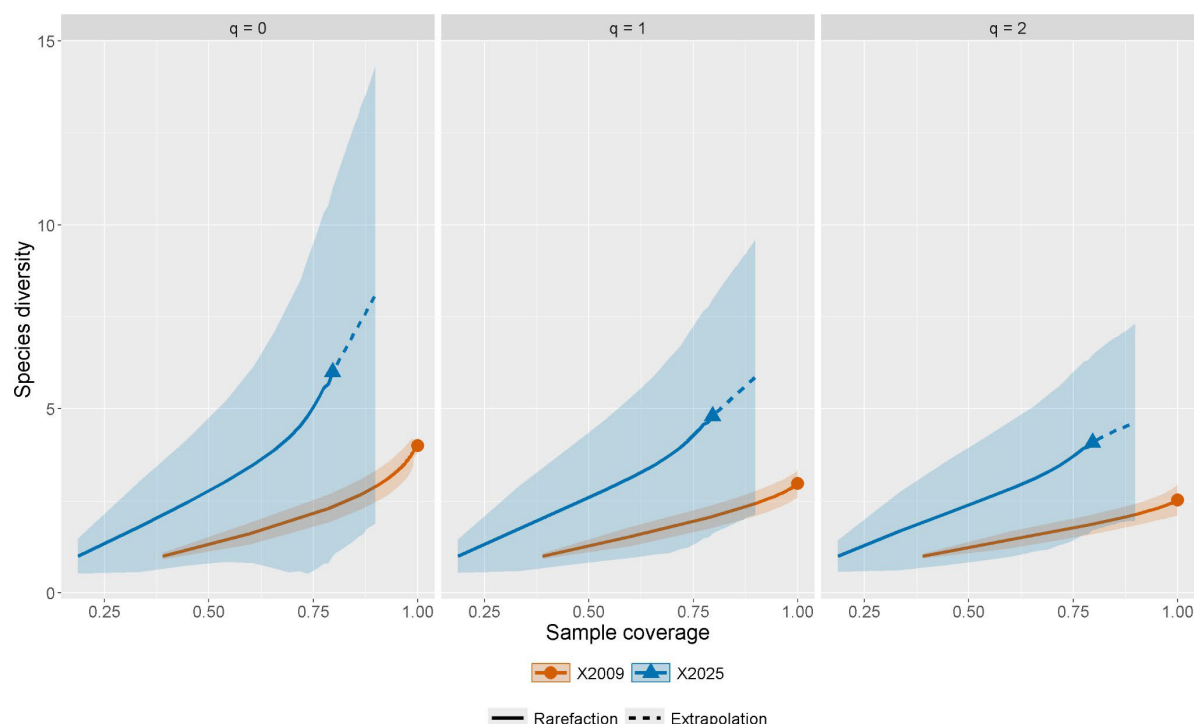


Figura 4. Comparação da diversidade baseada na cobertura da amostra para as ordens  $q=0$  (riqueza),  $q=1$  (Shannon) e  $q=2$  (Simpson).

A análise dos índices de diversidade alfa (Tabela 2) demonstrou valores superiores para o ano de 2025 em comparação a 2009, tanto para o Índice de Shannon ( $H'$ ) quanto para o Índice de Simpson ( $1/D$ ). Isso indica que, na amostragem atual, a comunidade apresenta maior diversidade e menor dominância de uma única espécie em relação ao cenário anterior (Figuras 5 e 6).

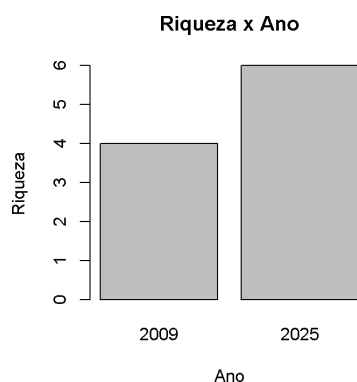


Figura 5. Gráfico representando a riqueza de espécies encontrada em função do ano de coleta.

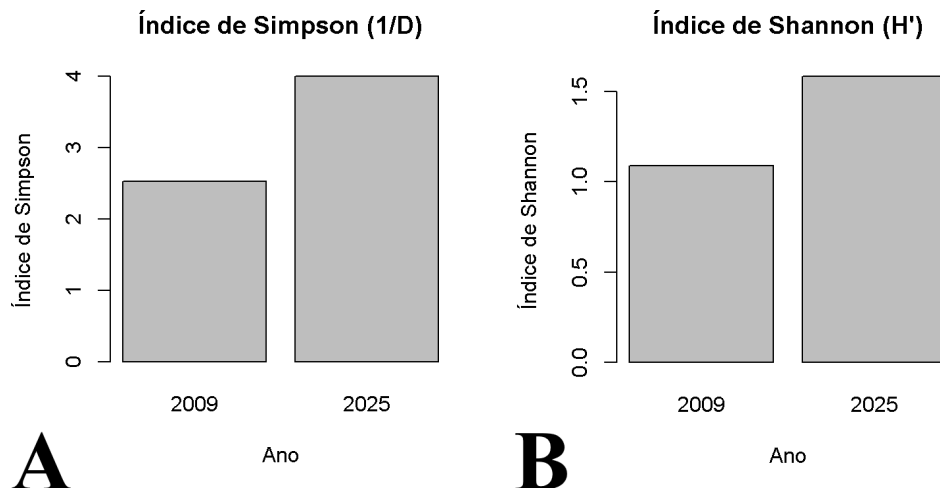


Figura 6. Gráficos representando os valores de diversidade alfa (índice de Simpson - A; índice de Shannon - B) em função dos anos de amostragem.

No que tange à diversidade beta (Tabela 2), a decomposição da dissimilaridade revelou que a diferença entre as comunidades temporais é explicada majoritariamente pelo componente de substituição (*turnover*), que apresentou valores elevados. Em contrapartida, o componente de aninhamento (*nestedness*) mostrou-se baixo. O índice de dissimilaridade de Jaccard confirmou que a composição de espécies de 2025 guarda baixa similaridade com a de 2009.

Tabela 2. Tabela representativa dos valores da diversidade alfa e da diversidade beta

|      | Shannon (H') | Simpson (1/λ) | Turn-over | Nestedness | Jaccard |
|------|--------------|---------------|-----------|------------|---------|
| 2009 | 1,087055     | 2,527263      | ~         | ~          | ~       |
| 2025 | 1,583258     | 4,000000      | 0,964     | 0,036      | 0,889   |

## Discussão

A interpretação dos resultados obtidos deve, primariamente, considerar as interferências estocásticas e antrópicas que marcaram o período de estudo. Em outubro de 2024, a Fazenda Experimental Edgardia sofreu um incêndio de grandes proporções que afetou diretamente a área original do experimento, exigindo o deslocamento para um novo sítio amostral. Este evento impõe limitações à comparabilidade temporal, visto que o fogo altera drasticamente a fisionomia da vegetação, a disponibilidade de recursos e o comportamento da fauna (PIVELLO, 2011; SILVA et al., 2020). O incêndio pode provocar a diminuição da riqueza e abundância mas pode aumentar a riqueza e abundância em áreas próximas ao incêndio por conta do deslocamento temporário da fauna.

Adicionalmente, o cenário de mudanças climáticas, caracterizado por secas prolongadas na região, aliado à pressão de caça observada na região, atua como um filtro ambiental severo. A presença humana compromete a detectabilidade das espécies, que tendem a alterar seus padrões de atividade e uso do espaço para evitar a predação humana

(GALETTI et al., 2017). Tais fatores explicam, em parte, o baixo número absoluto de registros (n=12), configurando um desafio para o monitoramento da mastofauna local.

Contudo, a análise das curvas de rarefação (Figura 2 e 3) permitiu superar essa limitação amostral e revelou uma tendência ecológica positiva. O fato de a curva de 2025 não ter atingido a assíntota — apresentando uma inclinação íngreme (*steep slope*) — é um forte indicador biológico. Diferentemente de 2009, onde a comunidade parecia simplificada e dominada por bandos de quatis (*Nasua nasua*), a comunidade atual apresenta uma estrutura latente muito mais rica. A alta taxa de *turnover* e a elevação dos índices de Shannon e Simpson (visualizados nas curvas de ordem  $q=1$  e  $q=2$ ) sugerem que a área está suportando uma teia trófica mais complexa, capaz de manter predadores de topo como a onça-parda (*Puma concolor*) e a jaguatirica (*Leopardus pardalis*).

Apesar dessas limitações, a análise temporal revela uma tendência positiva no processo de restauração ecológica. O aumento da diversidade alfa e a alta taxa de *turnover* indicam que a comunidade não está apenas acumulando espécies (*nestedness*), mas sim substituindo grupos pioneiros e generalistas por uma fauna mais complexa. Essa reestruturação da comunidade é compatível com os processos de sucessão ecológica secundária avançada: à medida que a vegetação avança em direção ao clímax, espera-se o aumento da complexidade das interações biológicas (ODUM, 1988; BEGON; TOWNSEND, 2023).

Entretanto, um ponto de alerta crítico evidenciado neste estudo é a alta frequência de *Sus scrofa* (javali) (Figura 7 - A e B). Introduzida na América do Sul em meados do século XX (DACIUK, 1978; NAVAS, 1987), esta espécie exótica invasora expandiu-se agressivamente, atingindo mais de 60% dos municípios da Mata Atlântica (HEGEL et al, 2022).



Figura 7. Imagens de javalis (*Sus scrofa*) obtidas pelas armadilhas fotográficas<sup>1</sup>.

A presença do javali representa uma dupla ameaça. No âmbito socioeconômico, causa prejuízos à agricultura, afetando plantações de milho e cana-de-açúcar (BERCÊ, 2018). No âmbito ecológico, sua competição com espécies nativas, como o cateto (*Pecari tajacu*) e o queixada (*Tayassu pecari*), é preocupante. Devido ao seu porte avantajado (superando 100 kg) e alta plasticidade alimentar, o javali pode deslocar competitivamente os taiassuídeos nativos — já vulneráveis pela caça —, alterando as funções de revolvimento do solo e predação de sementes no ecossistema (DE OLIVEIRA, 2012; GARCIA et al., 2011).

Conclui-se, portanto, que a aplicação dos números de Hill e das curvas de rarefação permitiu demonstrar que, a despeito da menor abundância de registros causada por fatores externos (fogo e caça), a área de restauração da Fazenda Experimental Edgardia apresenta hoje uma biodiversidade significativamente maior e mais equitativa do que há 16 anos,

evidenciados pelo aumento da riqueza, diversidade e pelo retorno de predadores de topo. A alta dissimilaridade e o elevado *turnover* confirmam uma reestruturação profunda da comunidade, compatível com processos sucessionais avançados. Contudo, a integridade desse processo está ameaçada pela invasão biológica de *Sus scrofa*, que pode induzir desequilíbrios ecológicos e suprimir populações nativas funcionais.

Para monitoramentos futuros, recomenda-se a substituição ou complementação das parcelas de areia por um esforço amostral intensivo com armadilhas fotográficas modernas, que oferecem maior precisão taxonômica e eficácia na detecção, permitindo um acompanhamento mais refinado tanto da recuperação da fauna nativa quanto da expansão das espécies invasoras.

## Referências Bibliográficas

- ALVES, T. R. **Diversidade de mamíferos de médio e grande porte e sua relação com o mosaico vegetacional na fazenda experimental Edgárdia, UNESP, Botucatu/SP**. 2009. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2009.
- ALVES, T. R.; FONSECA, R. C.; ENGEL, V. L. Mamíferos de médio e grande porte e sua relação com o mosaico de habitats na cuesta de Botucatu, Estado de São Paulo, Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, Porto Alegre, v. 102, n. 2, p. 150-158, 2012.
- ANDRESEN, E. Seed dispersal by monkeys and the fate of dispersed seeds in a Peruvian rainforest. **Biotropica**, v. 32, n. 1, p. 145-158, 2000.
- BASELGA, A. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography**, v. 19, n. 1, p. 134–143, 2010.
- BASELGA, A.; LEPRIEUR, F. Comparing methods to separate components of beta diversity. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 6, n. 9, p. 1069-1079, 2015.
- BECKER, M.; DALPONTE, J. C. **Rastros de mamíferos silvestres brasileiros: um guia de campo**. Brasília: Edunb, 1991. 173 p.
- BEGON, M.; TOWNSEND, C. R. **Ecologia: de indivíduos a ecossistemas**. 5. ed. Porto Alegre: Artmed, 2023. E-book. Disponível em: <https://app.minhabiblioteca.com.br/reader/books/9786558821083/>. Acesso em: 17 dez. 2024.
- BERCÊ, W. **Dieta do exótico invasor *Sus scrofa* na região de Rio Claro, São Paulo**. 2018. 22 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2018.
- BORGES, P. A. L.; TOMAS, W. M. **Guia de rastros e outros vestígios de mamíferos do Pantanal**. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2004. 148 p.
- CÁCERES, N. C.; HANNIBAL, W.; MONTEIRO-FILHO, E. L. A. Seed dispersal by frugivorous marsupials in the Atlantic Forest. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 59, n. 1, p. 37–45, 1999.
- CAES, B. R. M. **Mastofauna terrestre associada a áreas em processo de restauração na fazenda experimental Edgárdia, Botucatu–SP**. 2009. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2009.

CARDOSO DA SILVA, J. M.; BATES, J. M. Biogeographic patterns and conservation in the South American Cerrado: a tropical savanna hotspot. **BioScience**, v. 52, n. 3, p. 225-234, 2002.

CARVALHO, F. M. V.; CÁCERES, N. C.; LACHER, T. E. Fruit consumption and seed dispersal by marsupials in Brazil. **Mammalia**, v. 69, n. 1, p. 19–28, 2005.

CHAO, A. et al. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. **Ecological Monographs**, v. 84, n. 1, p. 45–67, 2014. DOI: 10.1890/13-0133.1.

CHAZDON, R. L. Chance and determinism in tropical forest succession. In: CARSON, W. P.; SCHNITZER, S. A. (org.). **Tropical Forest Community Ecology**. Chichester: Wiley-Blackwell, 2008. p. 384–408.

CLEMENTS, F. E. **Plant succession**: an analysis of the development of vegetation. Washington: Carnegie Institution of Washington, 1916.

CROOKS, K. R. et al. Quantification of habitat fragmentation reveals extinction risk in terrestrial mammals. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 114, n. 29, p. 7635-7640, 2017.

DACIUK, J. Estado actual de las especies de mamíferos introducidos en la Subregión Aracuana (Rep. Argentina) y grado de coacción ejercido en algunos ecosistemas surcordilleranos. **Anales de Parques Nacionales**, Buenos Aires, v. 14, p. 105–130, 1978.

DE GIACOMETTI, K.; DOMINSCHKE, D. L. Ações antrópicas e impactos ambientais: industrialização e globalização. **Caderno Intersaberes**, v. 7, n. 10, p. 56-69, 2018.

DE GÓES, C. G. **Dispersão de sementes pela anta brasileira *Tapirus terrestris* (Linnaeus, 1758) em paisagem fragmentada na Mata Atlântica**. 2016. Tese (Doutorado) – Instituto de Pesquisas Ecológicas, Nazaré Paulista, 2016.

DIRZO, R. et al. Defaunation in the Anthropocene. **Science**, v. 345, n. 6195, p. 401-406, 2014.

DRAY, S. et al. **adespatial**: Multivariate Multiscale Spatial Analysis. R package version 0.3-23. 2023. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=adespatial>. Acesso em: 20 nov. 2024.

ENGEL, V. L.; PARROTTA, J. A. Defined contribution of plantations to the restoration of biodiversity in the Brazilian Atlantic Forest. **Restoration Ecology**, v. 11, n. 1, p. 51–57, 2003.

ENGEL, V. L.; PARROTTA, J. A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P. Y. et al. (org.). **Restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais**. Botucatu: FEPAF, 2003. p. 1-26.

FERRAZ, K. M. P. M. B. et al. Conservação de mamíferos ameaçados de extinção no Corredor de Biodiversidade da Serra do Mar: integrando ecologia e dimensões humanas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE MASTOZOOLOGIA, 10., 2019, Águas de Lindóia. **Anais [...]**. Águas de Lindóia: SBMz, 2019.

FRANCO, J. R. et al. Atualização da normal climatológica e classificação climática de Köppen para o município de Botucatu-SP. **Irriga**, Botucatu, v. 28, n. 1, p. 77–92, 2023.

FREIRE, M. C. et al. Corredores ecológicos: a estrutura ecológica enquanto instrumento de sustentabilidade ecológica. In: RIBEIRO, S. C. et al. (org.). **Ecologia da paisagem no contexto luso-brasileiro**. Curitiba: Appris, 2021. v. 2, p. 137-165.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (Brasil). **Atlas dos Municípios da Mata Atlântica**: ano base 2014. São Paulo: SOS Mata Atlântica; INPE, 2015.

GALETTI, M.; DIRZO, R. Ecological and evolutionary consequences of living in a defaunated world. **Biological Conservation**, v. 163, p. 1–6, 2013.

GALETTI, M.; KEUROGHLIAN, A.; HANADA, L.; MORATO, M. I. Frugivory and seed dispersal by the lowland tapir (*Tapirus terrestris*) in southeast Brazil. **Biotropica**, v. 33, n. 4, p. 723–726, 2001.

GALETTI, M. et al. Defaunation and biomass collapse of mammals in the largest Atlantic forest remnant. **Animal Conservation**, v. 20, n. 3, p. 270-281, 2017.

GARCÍA, G.; VERGARA, J.; LOMBARDI, R. Genetic characterization and phylogeography of the wild boar *Sus scrofa* introduced into Uruguay. **Genetics and Molecular Biology**, v. 34, n. 2, p. 329–337, 2011.

GARDNER, A. L. **Mammals of South America**. Volume 1: Marsupials, Xenarthrans, Shrews, and Bats. Chicago: The University of Chicago Press, 2005.

GUARIGUATA, M. R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, v. 148, n. 1-3, p. 185–206, 2001.

GUIMARÃES, P. R. et al. Interaction intimacy affects structure and coevolutionary dynamics in mutualistic networks. **Current Biology**, v. 17, n. 20, p. 1797-1803, 2007.

HADDAD, N. M. et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, v. 1, n. 2, e1500052, 2015.

HEGEL, C. G. Z. et al. Invasion and spatial distribution of wild pigs (*Sus scrofa* L.) in Brazil. **Biological Invasions**, v. 24, n. 12, p. 3681-3692, 2022.

- HOFFMANN, P. et al. Capybara ride: evidence of whole aquatic plant dispersal. **Biota Neotropica**, v. 24, n. 3, e20241629, 2024.
- HOLL, K. D.; AIDE, T. M. When and where to actively restore ecosystems? **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p. 1558–1563, 2011.
- HOWE, H. F.; SMALLWOOD, J. Ecology of seed dispersal. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 13, p. 201–228, 1982.
- HSIEH, T. C.; MA, K. H.; CHAO, A. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). **Methods in Ecology and Evolution**, v. 7, n. 12, p. 1451–1456, 2016. DOI: 10.1111/2041-210X.12613.
- IBGE. **Mapa de Vegetação do Brasil**. Rio de Janeiro: IBGE, 2004.
- JORDANO, P. Fruits and frugivory. In: FENNER, M. (ed.). **Seeds: the ecology of regeneration in plant communities**. 2. ed. Wallingford: CAB International, 2000. p. 125–166.
- JOST, L. Entropy and diversity. **Oikos**, v. 113, n. 2, p. 363–375, 2006.
- LAURANCE, W. F. et al. Habitat fragmentation and the structure of tropical ecosystems. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 42, p. 1–23, 2011.
- MALAVASI, D. et al. Large mammals as seed dispersers: differences between wild boar (*Sus scrofa*) and brown bear (*Ursus arctos*). **BMC Ecology**, v. 20, n. 3, p. 1–11, 2020.
- MARAGNO, T.; LOURENÇO, S. C. **Levantamento de mamíferos silvestres da Fazenda Edgárdia, em Botucatu – SP**. 2000. Relatório de Estágio (Graduação em Agronomia) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2000.
- MARENGO, J. A. et al. Extreme drought in the Brazilian Pantanal in 2019–2020: characterization, causes, and impacts. **Frontiers in Water**, v. 3, p. 13, 2021. (Corrigendum in v. 4, 2022).
- MORRIS, E. K. et al. Choosing and using diversity indices: insights for ecological applications. **Ecology and Evolution**, v. 4, n. 18, p. 3514–3525, 2014.
- MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 10, n. 2, p. 58–62, 1995.
- NAVAS, J. R. Los vertebrados exóticos introducidos en la Argentina. **Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales**, v. 14, p. 7–37, 1987.
- ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 1988.
- OKSANEN, J. et al. **vegan: Community Ecology Package**. R package version 2.5-7. 2020. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>. Acesso em: 20 nov. 2024.

- ORTEGA, V. R.; ENGEL, V. L. Conservação da biodiversidade em remanescentes de Mata Atlântica na região de Botucatu, SP. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 4, n. 3, p. 839–852, 1992.
- PAGLIA, A. P. et al. **Lista anotada dos mamíferos do Brasil**. 2. ed. Arlington: Conservation International, 2012. (Occasional Papers in Conservation Biology, n. 6).
- PAINE, R. T. A note on trophic complexity and community stability. **The American Naturalist**, v. 103, n. 929, p. 91–93, 1969.
- PARDINI, R. et al. Levantamento rápido de mamíferos terrestres de médio e grande porte. In: CULLEN JR., L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. (org.). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: UFPR; Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2003. p. 181-201.
- PEDROSO, R. F.; ROSA, C.; PASSAMANI, M. Landscape composition matters for mammals in agricultural ecosystems: a multiscale study in southeastern Brazil. **Sustainability**, v. 16, n. 12, p. 5066, 2024.
- PERES, C. A. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. **Conservation Biology**, v. 14, n. 1, p. 240–253, 2000.
- PIVELLO, V. R. The use of fire in the cerrado and Amazonian rainforests of Brazil: past and present. **Fire Ecology**, v. 7, n. 1, p. 24–39, 2011.
- PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina: E. Rodrigues, 2001.
- R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2024. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso em: 20 nov. 2024.
- REDFORD, K. H. The empty forest. **BioScience**, v. 42, n. 6, p. 412–422, 1992.
- REIS, A.; BECHARA, F. C.; TRES, D. R. Nucleation in tropical ecological restoration. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 67, n. 2, p. 244-250, 2010.
- REIS, S. C. et al. Germination of fruits eaten by the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*) (Illiger, 1815) (Carnivora, Canidae). **Biota Neotropica**, v. 23, n. 3, e20221413, 2023.
- RICKLEFS, R. E. **A economia da natureza**. 7. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2016.
- ROSWELL, M. A conceptual guide to measuring species diversity. **Oikos**, v. 130, n. 2, p. 321-338, 2021.

SAGUA, M. I. et al. Inferring the origin and genetic diversity of the introduced wild boar (*Sus scrofa*) populations in Argentina: an approach from mitochondrial markers. **Mammal Research**, v. 63, n. 4, p. 467–476, 2018.

SOS MATA ATLÂNTICA. **Qual é a área de cobertura da Mata Atlântica?** 2019.

Disponível em:

<https://www.sosma.org.br/artigos/qual-e-area-de-cobertura-da-mata-atlantica/>. Acesso em: 29 out. 2025.

TANSLEY, A. G. The use and abuse of vegetational concepts and terms. **Ecology**, v. 16, n. 3, p. 284-307, 1935.

TERBORGH, J. et al. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. **Science**, v. 294, n. 5548, p. 1923-1926, 2001.

THÉRY, H. Le Brésil: la ferme du monde? Puissance des agricultures brésiliennes. **Diplomatie**, n. 49, p. 76-79, fev./mar. 2019.

TOMAS, W. M.; MIRANDA, G. H. B. Uso de armadilhas fotográficas em levantamentos populacionais. In: CULLEN JR., L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. (org.). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: UFPR; Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2003. p. 243-267.

TUOMISTO, H. A diversity of beta diversities: straightening up a concept gone awry. Part 1. Defining beta diversity as a function of alpha and gamma diversity. **Ecography**, v. 33, n. 1, p. 2–22, 2010.

TUOMISTO, H. A diversity of beta diversities: straightening up a concept gone awry. Part 2. Quantifying beta diversity and related phenomena. **Ecography**, v. 33, n. 1, p. 23-45, 2010.

WERSCHITZ, I. A. S. **Effect of habitat and landscape fragmentation on the medium and large mammalian communities in the southeastern Atlantic Forest in Minas Gerais**. 2023. Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2023.

WHITTAKER, R. H. A consideration of climax theory: the climax as a population and pattern. **Ecological Monographs**, v. 23, n. 1, p. 41-78, 1953.

WHITTAKER, R. H. Evolution and measurement of species diversity. **Taxon**, v. 21, n. 2/3, p. 213-251, 1972.

WICKHAM, H. et al. **dplyr: A Grammar of Data Manipulation**. R package version 1.0.0. 2019. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=dplyr>. Acesso em: 20 nov. 2025.

WICKHAM, H. **ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis**. New York: Springer-Verlag, 2016.

<sup>1</sup> [Drive compartilhado com as fotos das armadilhas fotográficas.](#)