

**UNIVERSIDADE DE SOROCABA**  
**PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO, PESQUISA, EXTENSÃO E INOVAÇÃO**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM PROCESSOS TECNOLÓGICOS E**  
**AMBIENTAIS**

**Ronnie Von Mateus Ferreira**

**RELAÇÕES TRÓFICAS DE PEQUENOS MAMÍFEROS EM**  
**PAISAGENS AGRÍCOLAS**

**Sorocaba/SP**

**2025**

**Ronnie Von Mateus Ferreira**

**RELAÇÕES TRÓFICAS DE PEQUENOS MAMÍFEROS EM  
PAISAGENS AGRÍCOLAS**

Dissertação apresentada à Banca Examinadora do Programa de Pós-Graduação em Processos Tecnológicos e Ambientais da Universidade de Sorocaba, como exigência parcial para obtenção do título de Mestre em Processos Tecnológicos e Ambientais.

Orientador: Prof. Dr. Thiago Simon Marques

**Sorocaba/SP**

**2025**

### Ficha Catalográfica

F443r Ferreira, Ronnie Von Mateus  
Relações tróficas de pequenos mamíferos em paisagens agrícolas / Ronnie Von Mateus Ferreira. – 2025.  
55 f. : il.

Orientador: Prof. Dr. Thiago Simon Marques.  
Dissertação (Mestrado em Processos Tecnológicos e Ambientais) –  
Universidade de Sorocaba, Sorocaba, SP, 2025.

1. Ecologia. 2. Mamíferos. 3. Carbono. 4. Nitrogênio. I. Marques, Thiago Simon, orient. II. Universidade de Sorocaba. III. Título.

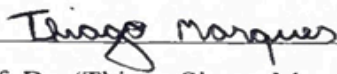
**RONNIE VON MATEUS FERREIRA**

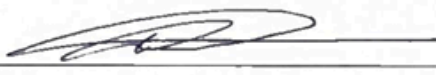
**“RELAÇÕES TROFICAS DE PEQUENOS MAMIFEROS EM PAISAGENS  
AGRICOLAS”**

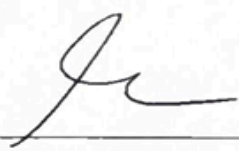
Dissertação apresentada à  
Banca Examinadora do  
Programa de Pós-Graduação  
em Processos Tecnológicos e  
Ambientais da Universidade  
de Sorocaba, como exigência  
parcial para obtenção do  
título de Mestre em Processos  
Tecnológicos e Ambientais.

Aprovado: (05/08/2025)

**BANCA EXAMINADORA**

  
Prof. Dr. (Thiago Simon Marques)  
Universidade de Sorocaba

  
Prof. Dr. (Daniel Bertoli Gonçalves)  
Universidade de Sorocaba

  
Prof. Dr. (Nobel Penteado de Freitas)  
Universidade de Sorocaba

## **DEDICATÓRIA**

Dedico este trabalho, em primeiro lugar, a Deus, fonte de inspiração e bênção nesta jornada rumo ao mestrado. Ao meu orientador, Prof. Thiago Simon Marques, cuja dedicação incansável foi fundamental para a conclusão desta tese.

À minha amada esposa, Cristina Konig Ferreira, e aos meus filhos, Kurt José Konig Ferreira e Maria Luiza Konig Ferreira, meu alicerce. Uma menção especial à nossa caçula, Emily Elizabeth Konig Ferreira, cuja chegada no último semestre trouxe um novo e desafiador impulso à reta final.

À minha amada mãe, Maria das Graças Mateus Ferreira, pelo apoio constante nos momentos mais desafiadores.

Ao amigo Prof. Marcelo Fernandes Castro, cujo incentivo e amizade foram um apoio essencial para perseverar.

E uma menção especial à Profa. Ana Carolina Rusca Correa Porto, cuja sugestão em conversa foi o impulso inicial para esta experiência transformadora do mestrado.

## **AGRADECIMENTOS**

Minha gratidão primeiramente a Deus, por ter me permitido trilhar este caminho e alcançar esta conquista.

Ao meu orientador, Professor Dr. Thiago Simon Marques, expresso meu sincero agradecimento pela inestimável paciência, pelo apoio constante e pelos valiosos conhecimentos transmitidos que foram fundamentais para a realização deste trabalho.

Ao Professor Dr. Daniel Bertoli Gonçalves, minha gratidão por ter me acolhido tão gentilmente como coordenador do PPGPTA da Universidade de Sorocaba, marcando o início desta jornada. Estendo meu reconhecimento à Professora Valquíria Miwa Hanai Yoshida, atual coordenadora do PPGPTA, pelo auxílio com seu conhecimento ímpar e dedicação exemplar.

Agradeço imensamente à minha colega e amiga, Márcia, por sua ajuda e incentivo incondicionais ao longo desta caminhada.

À minha esposa muito amada e aos meus três filhos, sou grato por todo o apoio nos momentos de ausência e dificuldade. À minha mãe, um agradecimento especial pelo incentivo que me trouxe até aqui.

Por fim, agradeço ao Projeto Fauna em Paisagens Agrícolas: Padrões e Processos, apoiado pela FAPESP (FAPESP/Programa BIOTA - Temático - Processo n. 17/01304-4) coordenado por Luciano Martins Verdade, do Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA). Universidade de São Paulo (USP) pelo suporte essencial a esta pesquisa.

"Como faróis que guiam navegantes no vasto oceano da existência, a amizade, a Ecologia e o estudo do comportamento dos seres vivos iluminam o nosso caminho. Ao compreendermos os processos ecossistêmicos e priorizarmos a conservação da biodiversidade das paisagens agrícolas e naturais garantimos que a vida em sua plenitude permaneça viável para todas as espécies."

(Ferreira 2025)

## RESUMO

O histórico de ocupação e exploração dos recursos naturais pelo homem tem se mostrado como um dos principais fatores responsáveis pela alteração dos habitats naturais. Este processo proporcionou a conversão de grande parte da vegetação nativa em agroecossistemas. O aumento da área cultivada de silvicultura no estado de São Paulo, em função de sua relevância econômica, tem resultado no aumento de sua importância ambiental. Neste contexto, a conservação da biodiversidade em paisagens agrícolas depende do levantamento de informações sobre as estratégias que as espécies silvestres utilizam para se adaptar a tais alterações antrópicas. O objetivo geral deste estudo é examinar as relações tróficas de espécies de pequenos mamíferos em paisagem agrícola, aplicando-se a metodologia que se baseia na determinação dos isótopos estáveis do carbono e nitrogênio. A coleta das amostras foi realizada em uma fazenda de silvicultura, situada no município de Angatuba, Estado de São Paulo, Brasil. A amostragem dos pequenos mamíferos ocorreu por meio de armadilhas de *pitfall traps*. Amostras de pêlos de pequenos mamíferos foram coletadas e armazenadas pelo projeto do Projeto Fauna em Paisagens Agrícolas: Padrões e Processos, apoiado pela FAPESP (2015-2016). Estas amostras de tecidos foram processadas no laboratório e suas composições isotópicas foram determinadas. Métricas isotópicas quantitativas baseadas na posição dos dados no espaço  $\delta^{15}\text{N}$ - $\delta^{13}\text{C}$  foram utilizadas para revelar aspectos tróficos das populações. Foram registradas 11 espécies de pequenos mamíferos, com predominância de *Oligoryzomys nigripes*, *O. flavescens* e *Calomys tener*. A análise isotópica revelou que a composição trófica variou significativamente entre grupos funcionais: frugívoros-onívoros (*Fr/On*) apresentaram os maiores valores de  $\delta^{15}\text{N}$ , indicando uma dieta mais carnívora, enquanto frugívoros-granívoros (*Fr/Gr*) e insetívoros-onívoros (*In/On*) exibiram assinaturas distintas conforme o habitat. Áreas de vegetação nativa sustentaram dietas baseadas em plantas  $\text{C}_3$ , enquanto eucaliptais e pastagens mostraram maior influência de recursos  $\text{C}_4$ . A condição corporal foi influenciada pela interação entre sazonalidade, uso do solo e guildas tróficas. Conclui-se que a persistência de pequenos mamíferos em agroecossistemas depende da manutenção de fragmentos nativos e da complexidade trófica, reforçando a necessidade de práticas agrícolas que integrem conservação e produção. Nossos resultados demonstraram que a diversidade de pequenos mamíferos é beneficiada por ambientes mais variados e com mais recursos, o que é proporcionado pela presença de fragmentos nativos e pela heterogeneidade das paisagens.

**Palavras-chave:** mamíferos; carbono; nitrogênio; ecologia; nicho.

## ABSTRACT

The history of human occupation and exploitation of natural resources has been one of the main factors responsible for the alteration of natural habitats. This process has led to the conversion of much of the native vegetation into agroecosystems. The increase in the cultivated area of silviculture in the state of São Paulo, due to its economic relevance, has resulted in an increase in its environmental importance. In this context, the conservation of biodiversity in agricultural landscapes depends on gathering information about the strategies that wild species use to adapt to such anthropogenic changes. The general objective of this study is to examine the trophic relationships of small mammal species in an agricultural landscape, applying a methodology based on determining the stable isotopes of carbon and nitrogen. Sample collection was carried out on a silviculture farm located in the municipality of Angatuba, State of São Paulo, Brazil. The small mammals were sampled using pitfall traps. Small mammal hair samples were collected and stored by the "Fauna in Agricultural Landscapes: Patterns and Processes" project, supported by FAPESP (2015-2016). These tissue samples were processed in the laboratory, and their isotopic compositions were determined. Quantitative isotopic metrics based on the position of data in the  $\delta^{15}\text{N}$ - $\delta^{13}\text{C}$  space were used to reveal the trophic aspects of the populations. Eleven species of small mammals were recorded, with a predominance of *Oligoryzomys nigripes*, *O. flavescens*, and *Calomys tener*. Isotopic analysis revealed that the trophic composition varied significantly among functional groups: frugivore-omnivores (Fr/On) showed the highest  $\delta^{15}\text{N}$  values, indicating a more carnivorous diet, while frugivore-granivores (Fr/Gr) and insectivore-omnivores (In/On) exhibited distinct signatures according to the habitat. Areas of native vegetation sustained diets based on C3 plants, while eucalyptus plantations and pastures showed a greater influence of C4 resources. Body condition was influenced by the interaction between seasonality, land use, and trophic guilds. In conclusion, the persistence of small mammals in agroecosystems depends on the maintenance of native fragments and trophic complexity, reinforcing the need for agricultural practices that integrate conservation and production. Our results demonstrated that the diversity of small mammals benefits from more varied environments with more resources, which is provided by the presence of native fragments and landscape heterogeneity.

**Keywords:** mammals; carbon; nitrogen; ecology; niche.

## LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

- AICc - Akaike corrigido
- AIE - Análise de Isótopos Estáveis
- AIR - Ar atmosférico
- APP - Áreas de Proteção Permanente
- CAM - Metabolismo Ácido das Crassuláceas
- C3 - Três Carbonos
- C4 - Quatro Carbonos
- CR - Amplitude de  $\delta^{13}\text{C}$
- CD - Distância média ao centróide
- CPI - Climate Policy Initiative
- DNA - Ácido Desoxirribonucleico
- FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations
- FAPESP - Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo.
- Fr/Gr - Frugívoros/Granívoros
- Fr/On - Frugívoros/Onívoros
- FSC - Forest Stewardship Council (Conselho de Manejo Florestal)
- Grp.Fun - Grupo Funcional
- GLMM - Modelos Lineares Mistos Generalizados
- IBA - Indústria Brasileira de Árvores
- In/On - Insetívoros/Onívoros
- IRMS - Espectrômetros de Massa de Razão Isotópica (Isotope Ratio Mass Spectrometers)
- Li - Comprimento total do indivíduo
- $L_0$  - Valor médio do comprimento corporal
- Mi - Massa corporal
- Mi - Índice de condição corporal
- NR - Amplitude de  $\delta^{15}\text{N}$
- NND - Distância média ao vizinho mais próximo
- PPBio - Programa de Pesquisa em Biodiversidade
- PDB - Pee Dee Belemnite
- RI - Importância Relativa
- R - Razão molar

RL - Reserva Legal

SDNND - Desvio Padrão da Distância ao Vizinho Mais Próximo

SEA<sub>C</sub> - Elipse padrão corrigida

SEA<sub>B</sub> - Elipse padrão bayesiana

SIBER - Stable Isotope Bayesian Ellipses in R

SMI - Índice de Massa Escalonado]

SMA - Standardized Major Axis (Eixo principal padronizado)

TA - Área Total

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

<b>Figura 1.</b> Área de estudo.....	23
<b>Figura 2.</b> Armadilha de interceptação e queda (pitfall traps) instaladas na área de estudo...	24
<b>Figura 3.</b> Pesagem das amostras de pelo em balança de precisão.....	25
<b>Tabela 1.</b> Composição de espécies de pequenos mamíferos capturados em área agrícola no sudeste do Brasil.....	29
<b>Tabela 2.</b> Modelos mais bem ajustados para a composição isotópica de nitrogênio com base no AICc .....	31
<b>Tabela 3.</b> Estimativas dos parâmetros médias ponderadas dos modelos relacionados à composição isotópica de nitrogênio.....	32
<b>Figura 4.</b> Interações entre os fatores fixos grupo funcional, uso do solo e estação do ano em relação à composição isotópica de nitrogênio .....	33
<b>Tabela 4.</b> Modelos mais bem ajustados para a composição isotópica de carbono com base no AICc .....	35
<b>Tabela 5.</b> Estimativas dos parâmetros médias ponderadas dos modelos relacionadas à composição isotópica de carbono.....	36
<b>Figura 5.</b> Interações entre os fatores fixos grupo funcional, uso do solo e estação do ano em relação à composição isotópica de carbono.....	36
<b>Tabela 6.</b> Modelos mais bem ajustados para a condição corporal com base no AICc.....	39
<b>Tabela 7.</b> Estimativas dos parâmetros médias ponderadas dos modelos relacionadas à condição corporal.....	39
<b>Figura 6.</b> Interações entre os fatores fixos grupo funcional, uso do solo e estação do ano em relação à condição corporal .....	40
<b>Tabela 8.</b> Métricas isotópicas e sobreposição de nicho isotópico de pequenos mamíferos agrupados por uso do solo, grupo funcional e estação do ano.....	43

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	12
<b>2 REVISÃO DE LITERATURA</b> .....	14
<b>2.1 Paisagens Agrícolas e Fragmentação do Habitat</b> .....	14
<b>2.2 Pequenos Mamíferos e Ambientes Antrópicos</b> .....	16
<b>2.3 Isótopos Estáveis na Ecologia Trófica</b> .....	18
<b>3 OBJETIVOS</b> .....	21
<b>3.1 Objetivo Geral</b> .....	21
<b>3.2 Objetivos Específicos</b> .....	21
<b>4 HIPÓTESES DA PESQUISA</b> .....	21
<b>5 METODOLOGIA</b> .....	22
<b>5.1 Área de estudo</b> .....	22
<b>5.2 Metodologia de amostragem</b> .....	24
<b>5.3 Metodologia laboratorial</b> .....	25
<b>5.4 Metodologia analítica</b> .....	26
5.4.1 Modelos Lineares Mistos Generalizados.....	26
5.4.2 Métricas de Nicho Isotópico.....	27
<b>6 RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	29
<b>6.1 Composição de espécies</b> .....	29
<b>6.2 Modelos Lineares Mistos Generalizados – Nitrogênio</b> .....	30
<b>6.3 Modelos Lineares Mistos Generalizados – Carbono</b> .....	35
<b>6.4 Modelos Lineares Mistos Gerais – Condição Corporal</b> .....	38
<b>6.5 Métricas de Nicho Isotópico</b> .....	42
<b>7 CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	45
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	46

## 1 INTRODUÇÃO

A expansão das atividades socioeconômicas tem se mostrado um dos principais fatores responsáveis pela alteração e destruição de habitats naturais (Rocha *et al.*, 2006). O modelo de desenvolvimento econômico adotado no estado de São Paulo, na região Sudeste do Brasil, provocou profundas transformações na vegetação original, gradualmente substituída por agroecossistemas (Victor *et al.*, 2005). Os solos produtivos do estado favorecem o domínio de monoculturas de cana-de-açúcar, eucalipto e pastagens exóticas (Olivette *et al.*, 2011). No entanto, as plantações florestais têm se expandido nas últimas quatro décadas por razões econômicas, principalmente sobre áreas de pastagem de baixa produtividade (Vianna *et al.*, 2007).

Em 2024, observou-se uma consolidação no avanço da implementação do Código Florestal (Lei nº 12.651/2012) no Brasil, com notável progresso em diversos estados. São Paulo reforça sua liderança com progresso abrangente em todas as fases da implementação da legislação florestal. O estado de São Paulo demonstrou um avanço substancial, registrando um aumento superior a 100 vezes no número de propriedades em processo de regularização ambiental. Este progresso é evidenciado pela assinatura de aproximadamente 250 Termos de Certificação, que abrangem a recomposição de 13.000 hectares de Áreas de Preservação Permanente (APP) e 27.000 hectares de Reserva Legal (RL). Estes avanços indicam uma fase de maior maturidade na aplicação do Código Florestal, com implicações positivas para a governança ambiental e a conservação da biodiversidade em paisagens agrícolas (CPI, 2024).

A expansão das áreas de silvicultura introduz novos elementos na composição da paisagem, os quais influenciam diretamente a dinâmica das populações de animais (Saunders *et al.*, 1991; Threlfall *et al.*, 2012). Dessa forma, a conservação da biodiversidade em paisagens agrícolas depende de informações básicas sobre como as espécies são afetadas pela conversão de habitats nativos em ambientes antrópicos (Gheler-Costa *et al.*, 2012). Nesse contexto, pequenos mamíferos constituem modelos apropriados para o estudo das influências antrópicas sobre populações silvestres e dos mecanismos que possibilitam sua sobrevivência em paisagens silviculturais. Esses animais desempenham papel ecológico fundamental em paisagens agrícolas neotropicais, pois estão na base da cadeia alimentar (Verdade *et al.*, 2011). Além disso, apresentam alta capacidade reprodutiva e ciclo de vida curto, o que os torna sensíveis e responsivos a mudanças ambientais (MacDonald *et al.*, 2007). Entretanto, informações sobre a dieta da maioria dessas espécies ainda são escassas, devido à sua eficiente mastigação, que resulta em fragmentos alimentares de difícil identificação (Hansson,

1970; Cox *et al.*, 2012). A aplicação da análise de isótopos estáveis em estudos de reconstrução de dieta tem aumentado nas últimas décadas, impulsionada pelo desenvolvimento tecnológico da área e pela riqueza de informações que essa metodologia pode oferecer (Gannes *et al.*, 1997; Ramos; González, 2012). Essa abordagem representa uma alternativa promissora aos métodos tradicionais para compreender a dieta de pequenos mamíferos, Isso ocorre porque os isótopos incorporados nesses tecidos refletem uma média da dieta ao longo do tempo, superando as limitações de estudos que capturam apenas momentos pontuais da alimentação. Fundamenta-se no princípio de que os tecidos animais refletem as razões isotópicas dos alimentos consumidos (DeNiro; Epstein, 1978, 1981; Crawford *et al.*, 2008). Assim, é possível identificar as diferentes fontes alimentares que contribuíram para a formação dos tecidos (Fry, 2006). As razões isotópicas estáveis (por exemplo,  $\delta^{13}\text{C}$ :  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ;  $\delta^{15}\text{N}$ :  $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ ) devem ser expressas em notação delta ( $\delta$ ) e reportadas em partes por mil (‰), em relação a padrões internacionais.

A análise de isótopos estáveis em tecidos de crescimento contínuo (como pelos, penas ou garras) oferece uma alternativa robusta aos métodos dietéticos convencionais, pois permite obter um registro cronológico da alimentação do animal (Bearhop *et al.* 2004; Schwertl *et al.* 2004).

Este trabalho teve como objetivo compreender as estratégias alimentares utilizadas por pequenos mamíferos para sobreviver em ambientes antrópicos, utilizando a metodologia de isótopos estáveis. Para isso, foram testadas as seguintes hipóteses nulas: (1) não há diferença na dieta de pequenos mamíferos entre os diferentes usos do solo (plantações de eucalipto, pastagens abandonadas e vegetação nativa), estações do ano (chuvosa e seca) e grupos funcionais (frugívoros/granívoros, frugívoros/onívoros e insetívoros/onívoros); (2) não há influência do uso do solo, das estações e dos grupos funcionais na condição corporal dos pequenos mamíferos; (3) não há diferença na largura do nicho isotópico entre os diferentes usos do solo, estações do ano e grupos funcionais

Para o desenvolvimento desta dissertação, foram utilizadas amostras de pelos de pequenos mamíferos em sua maioria roedores, provenientes do Projeto Fauna em Paisagens Agrícolas: Padrões e Processos, apoiado pela FAPESP (FAPESP/Programa BIOTA - Temático - Processo n. 17/01304-4) coordenado por Luciano Martins Verdade, do Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA). Universidade de São Paulo (USP), que foram coletadas e armazenadas previamente e, então, processadas.

## 2 REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1 Paisagens Agrícolas e Fragmentação do Habitat

A compreensão do conceito de paisagem varia entre diferentes áreas do conhecimento, como a Geografia, Física, Ciências do Solo, Ecologia e Arquitetura, dificultando comparações diretas. A paisagem é entendida como um sistema que integra múltiplos níveis hierárquicos, desde o relevo até os ecossistemas naturais e os moldados pela ação humana (Martins *et al.*, 2004). Historicamente, o interesse científico pelas paisagens emergiu no final do século XIX com as expedições de Alexander von Humboldt, que contribuíram significativamente para os campos da biogeografia, botânica e zoologia (Perillo, 2022). Humboldt foi pioneiro ao integrar dimensões subjetivas e objetivas da paisagem em sua análise científica (Millán, 2014). Posteriormente, o termo "ecologia de paisagem" foi cunhado por Carl Troll (1899–1975), fortalecendo essa abordagem interdisciplinar.

A ecologia de paisagem é definida como o estudo da estrutura, função e dinâmica de áreas heterogêneas compostas por ecossistemas interativos (Forman; Godron, 1986; Pojar *et al.*, 1994). Ela enfoca escalas espaciais amplas, destacando os efeitos ecológicos dos padrões de distribuição dos ecossistemas (Turner, 1989), e busca compreender a complexidade espacial e temporal das paisagens heterogêneas (Risser *et al.*, 1984; Wiens *et al.*, 1993). Além disso, considera as interações entre sociedade e meio ambiente, natural ou construído (Wu, 2006). Segundo Ribeiro H, *et al.* (2019), a ecologia de paisagem utiliza teorias como biogeografia de ilhas e metapopulações para investigar como a configuração espacial afeta os processos ecológicos. Wiens (2002) ressalta que a ecologia de paisagens investiga as conexões entre organização espacial e processos ecológicos. Desde sua consolidação nos anos 1980, essa disciplina evoluiu em conceitos, teorias e metodologias. Paisagens são entendidas como mosaicos compostos por diferentes ecossistemas e usos do solo (Forman *et al.*, 1981; Turner, 2001), sendo a heterogeneidade espacial um princípio fundamental.

As paisagens desempenham múltiplos papéis ecológicos e culturais, como a provisão de serviços ecossistêmicos, a manutenção da biodiversidade e a valorização cultural (Ogorevc; Slabe-Erker, 2018; Newman *et al.*, 2019). Os ecossistemas fornecem inúmeros serviços essenciais, como alimentos, fibras, combustíveis e materiais para abrigo, além de benefícios intangíveis que sustentam a vida e o bem-estar humano (Daily *et al.*, 1997; National Research Council, 2005). Florestas preservadas mitigam inundações, regulam o

clima, sequestram carbono e regeneram solos férteis, essenciais para práticas agrícolas sustentáveis (Nye; Greenland, 1960).

Turner (2005) destacou que a ecologia de paisagem está bem integrada à ecologia em geral, devendo manter o foco nas relações entre padrão e processo. Wu (2013) reforça que os temas centrais incluem complexidade, escala, modelagem, uso da terra e conservação. A escolha de métricas adequadas é essencial para captar a heterogeneidade das paisagens, como tamanho de manchas, conectividade e capacidade de dispersão dos organismos (Larsen; Hargreaves, 2020).

A ecologia da paisagem está associada à ecologia da restauração, que ainda em processo de amadurecimento, enfrenta desafios quanto à sua implementação e monitoramento (Kittipalawattanapol *et al.*, 2022). Seu objetivo é auxiliar na recuperação de ecossistemas degradados (Gan *et al.*, 2011). Estudos indicam que a restauração de habitats favorece a recolonização por comunidades alvo, desde que as estruturas vegetacionais sejam restabelecidas adequadamente (Wortley *et al.*, 2013). A ecologia de paisagens, conforme Metzger (2001), compreende mosaicos heterogêneos cuja análise depende da escala e do observador. A alteração da paisagem influencia a disponibilidade de recursos para a fauna, afetando suas estratégias de sobrevivência (Saunders *et al.*, 1991; Threlfall *et al.*, 2012; Gheler-Costa *et al.*, 2012). A restauração de paisagens é fundamental para reverter perdas de biodiversidade e sustentar a produtividade agrícola (Bustamante *et al.*, 2019; Gann *et al.*, 2019).

A ocupação e distribuição de espécies são influenciadas pela qualidade e configuração espacial dos habitats (Holt; Keitt, 2000; Holt *et al.*, 2005). Paisagens são sistemas complexos com propriedades emergentes que afetam diretamente a biodiversidade e os sistemas humanos (Newman, 2019). A expansão agrícola global, impulsionada pelo aumento populacional, exerce pressão sobre os ecossistemas, reduzindo habitats naturais e comprometendo os serviços ecossistêmicos (Tilman *et al.*, 2002; Balmford *et al.*, 2005). As práticas agrícolas, em sua essência, detêm o potencial de comprometer a capacidade intrínseca dos ecossistemas em prover bens e serviços essenciais (Cassman, 1999)

Acreditamos que a ciência deve nos ajudar a avaliar os compromissos entre produtividade agrícola, serviços ecossistêmicos e o bem-estar humano de forma mais eficaz do que tem ocorrido no passado. Precisamos de uma ciência que avalie as externalidades da biodiversidade de instituições, estruturas de mercado e regimes de direitos de propriedade específicos. Precisamos de uma ciência que reconheça a interdependência entre o

comportamento humano e os processos ecossistêmicos e de uma Biologia da Conservação que forneça uma compreensão mais profunda do valor da biodiversidade para nossos serviços de suporte à vida a longo prazo. Como a perda de habitat devido à expansão e intensificação da agricultura e da silvicultura é atualmente considerada a principal ameaça à biodiversidade em áreas selvagens, a conservação da biodiversidade em paisagens agrícolas pode ser a melhor solução tanto para a proteção das espécies em todo o mundo quanto para o crescimento da produção de alimentos, combustíveis e fibras. Precisamos de uma ciência da biodiversidade em paisagens agrícolas que seja, no mínimo, capaz de testar essa hipótese. (Perrings 2006)

As práticas agrícolas, como o uso excessivo de fertilizantes e pesticidas, impactam negativamente a saúde pública e os ecossistemas aquáticos (Loreau *et al.*, 2001). Assim, é fundamental desenvolver uma ciência que integre produtividade, serviços ecossistêmicos e bem-estar humano (Perrings, 2006). Em paisagens agrícolas, quatro categorias principais de elementos são destacadas: (1) geomorfológicos, (2) vegetacionais, (3) hídricos e (4) construídos, que frequentemente atuam como corredores ecológicos e áreas de compensação (Duelli, 1997).

No Brasil, a substituição da vegetação nativa por monoculturas e pastagens compromete a biodiversidade (Rocha *et al.*, 2006; Diamond, 1997; Norris, 2008). Estima-se que 420 milhões de hectares de florestas foram convertidos para outros usos entre 1990 e 2020 (FAO, 2024). Esse cenário reforça a urgência de integrar as paisagens agrícolas ao debate da conservação (Rosalino; Gheler-Costa, 2011). Além disso, a silvicultura brasileira cobre 7,6 milhões de hectares, sendo o eucalipto predominante (IBA, 2023). No estado de São Paulo, monoculturas de cana-de-açúcar, eucalipto e pastagens exóticas dominam a paisagem (Olivette *et al.*, 2011). A silvicultura tem avançado sobre pastagens, gerando mosaicos que, sob regulamentação ambiental e certificação *Forest Stewardship Council* (FSC), podem oferecer valor de conservação para mamíferos e suas redes tróficas (Burger *et al.*, 2005; Martin *et al.*, 2012; Timo *et al.*, 2015; Verdade *et al.*, 2011, 2014a).

## **2.2 Pequenos Mamíferos e Ambientes Antrópicos**

Pequenos mamíferos são espécies de mamíferos de porte reduzido, geralmente com menos de 1 kg, incluindo principalmente roedores e marsupiais. Eles são considerados organismos particularmente adequados para o estudo das influências antrópicas sobre populações silvestres e dos mecanismos que permitem sua sobrevivência em paisagens

silviculturais. Esses mamíferos desempenham papel fundamental nas paisagens agrícolas neotropicais, pois constituem a base da cadeia trófica (Verdade *et al.*, 2011). Sua alta capacidade reprodutiva e o ciclo de vida curto permitem respostas rápidas às mudanças ambientais (Macdonald *et al.*, 2007), tornando-os modelos eficazes para estudos ecológicos.

Apesar de sua importância, há uma escassez de informações sobre as interações tróficas de espécies de pequenos mamíferos, especialmente em paisagens agrícolas. O entendimento dos mecanismos que possibilitam a coexistência dessas espécies é essencial para compreender a dinâmica de suas comunidades, sendo diretamente relacionado ao conceito de nicho ecológico, tradicionalmente definido como o espaço multidimensional de recursos explorados por um organismo (Hutchinson, 1957).

A fragmentação e destruição de paisagens naturais para fins econômicos, como agricultura e pecuária, alteram os habitats, impactando a composição de espécies e a dinâmica populacional. Esse processo tende a favorecer espécies oportunistas ou generalistas (Bonecker *et al.*, 2009), promovendo a competição por recursos ou o compartilhamento de nichos, possibilitando a coexistência de múltiplas espécies. Dessa forma, o estudo dos nichos tróficos é essencial para compreender a estrutura das cadeias alimentares, a utilização de recursos e as interações tróficas nos ecossistemas (Chen *et al.*, 2011). O tamanho corporal dos pequenos mamíferos é uma característica ecológica chave, pois influencia o uso de recursos e as necessidades energéticas, afetando a interação dos organismos com o ambiente e seu sucesso adaptativo (Bonner, 2024). Para Dammhahn *et al.* (2014), pequenos mamíferos são sistemas ideais para o estudo das interações alimentares em ecossistemas tropicais, dada sua diversidade, diferenças morfológicas e dietas variadas, o que os torna modelos valiosos para investigar dinâmicas tróficas em comunidades complexas.

Pequenos mamíferos são fundamentais para a fauna, atuando como dispersores de sementes e constituindo elo vital na cadeia alimentar, ao consumir plantas e invertebrados e servir de presa para predadores como serpentes, aves de rapina e mamíferos carnívoros. Por isso, são frequentemente capturados e monitorados para compreender sua abundância, distribuição e relação com o habitat (Cook *et al.*, 2006). Devido ao seu pequeno porte, curta expectativa de vida e facilidade de captura, pequenos mamíferos podem ser marcados e recapturados ao longo de várias gerações em curtos períodos. Isso permite obter informações sobre demografia, história de vida e dinâmica populacional, facilitando estudos multigeracionais que avaliem os principais fatores que afetam essas populações e suas consequências de longo prazo (Ferreira *et al.*, 2023).

Estudos de longo prazo são fundamentais para compreender os fatores que afetam populações ao longo do tempo, sendo cruciais para o desenvolvimento da ecologia populacional. Eles permitem identificar causas de variação populacional, como interações tróficas e sazonalidade, em diferentes ambientes (Elton, 1924; Elton; Nicholson, 1942; Krebs, 2013). Pesquisas em desertos (Lima *et al.*, 2001) e pastagens (Aars; Ims, 2002) demonstraram que interações tróficas e sazonalidade são fatores-chave na dinâmica populacional de pequenos mamíferos em florestas temperadas. No entanto, a maioria dos estudos em ambientes tropicais permanece de curto prazo, limitando a compreensão completa desses padrões (Cerqueira *et al.*, 1993; Barros *et al.*, 2015). Um dos mais importantes estudos de monitoramento de longo prazo com pequenos mamíferos em floresta tropical foi conduzido por 22 anos no Brasil (Gentile; Kajin, 2015), no Garrafão, Parque Nacional da Serra dos Órgãos (Rio de Janeiro).

Marinho-Filho (2002) destacou a carência de estudos em áreas abertas, como campos limpos e sujos, ressaltando que a maioria dos mamíferos (aproximadamente 84,5%) ocorre em áreas florestais, enquanto 54,5% das espécies do Cerrado foram registradas tanto em florestas quanto em áreas abertas. Além disso, 29% das espécies eram exclusivas de florestas e 16% de áreas abertas, indicando uma distribuição diferenciada entre habitats. Cerqueira (2008) enfatiza que além da identificação das espécies, é imprescindível compreender como as populações variam em tamanho e distribuição ao longo do tempo. A coleta de dados em séries temporais permite identificar padrões e tendências, auxiliando na conservação das espécies e no manejo dos ecossistemas.

### **2.3 Isótopos Estáveis na Ecologia Trófica**

A análise de isótopos estáveis (AIE) na ecologia animal fundamenta-se no princípio de que a razão isotópica de um organismo consumidor reflete, de modo geral, a sua dieta (Gannes *et al.*, 1998). Essa razão isotópica é determinada por meio de espectrômetros de massa de razão isotópica (IRMS), que promovem a combustão das amostras em altas temperaturas, convertendo-as em compostos gasosos, como CO<sub>2</sub> e N<sub>2</sub>, posteriormente separados cromatograficamente e analisados, com a composição isotópica sendo comparada a padrões conhecidos (Peterson; Fry, 1987).

Os isótopos estáveis são átomos de um mesmo elemento com diferentes massas atômicas, devido à variação no número de nêutrons, embora compartilhem as mesmas propriedades químicas (Atkins; Jones, 2006; Tauhata *et al.*, 2003; Martinelli *et al.*, 2009).

Elementos como carbono, nitrogênio, oxigênio, hidrogênio e enxofre são amplamente empregados como marcadores ecológicos devido a essa propriedade (Dawson; Brooks, 2001).

Um dos principais atributos da AIE é sua capacidade de usar a abundância natural dos isótopos como marcadores de fluxos de matéria e energia entre organismos e ecossistemas (Michener; Lajtha, 2007). A análise permite rastrear padrões ecológicos desde o nível molecular até cadeias alimentares completas, bem como reconstruir paleoambientes e traçar rotas migratórias de organismos (Hobson, 1999; Michener; Lajtha, 2007; Rubenstein; Hobson, 2004).

Os isótopos de carbono ( $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ) e nitrogênio ( $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ ) são os mais utilizados na investigação de relações alimentares (Grey, 2006). O carbono apresenta baixa discriminação isotópica (0,5 a 1‰), permitindo correlacionar fontes alimentares aos consumidores. Já o nitrogênio sofre enriquecimento progressivo (2 a 4‰) a cada nível trófico, sendo útil para estimar a posição trófica dos organismos (Vanderklift; Ponsard, 2003).

As plantas de ciclo  $\text{C}_3$ , como as dicotiledôneas, discriminam mais intensamente o  $^{13}\text{C}$  e por isso apresentam variações na abundância isotópica de  $^{13}\text{C}$ , em plantas  $\text{C}_3$  os valores isotópicos de carbono são baixos (-35‰ a -22‰), representando plantas arbustivas e arbóreas predominantes em florestas, já as plantas de ciclo  $\text{C}_4$ , em sua maioria monocotiledôneas, discriminam menos o  $^{13}\text{C}$ , as plantas  $\text{C}_4$  apresentam valores isotópicos de carbono mais altos (-14‰ a -10‰), e representam as plantas herbáceas predominantes em áreas campestres, em particular as gramíneas (Alves *et al.*, 2005; Peterson e Fry 1987)

Isótopos de carbono são também essenciais para distinguir plantas com diferentes vias fotossintéticas ( $\text{C}_3$ ,  $\text{C}_4$  e CAM), uma vez que as rotas  $\text{C}_4$  e CAM resultam em menor fracionamento do carbono em relação à via  $\text{C}_3$  (Karasov; Martínez del Rio, 2007). Essa característica possibilita, por exemplo, a reconstrução de rotas migratórias (Hobson, 1999), como demonstrado inicialmente em morcegos (Fleming *et al.*, 1993) e, posteriormente, em aves como os gansos-da-neve (*Chen caerulescens*) (Alisauskas *et al.*, 1993). A diferenciação isotópica nas plantas está relacionada às enzimas de fixação do  $\text{CO}_2$  e aos processos de difusão nas folhas (Farquhar *et al.*, 1989; Oliveira *et al.*, 2002). O fracionamento isotópico pelas plantas  $\text{C}_3$  ocorre principalmente no ciclo de Calvin-Benson, enquanto nas plantas  $\text{C}_4$ , o ciclo de Hatch-Slack é predominante (Farquhar, 1983; Oliveira *et al.*, 2002; Silva *et al.*, 1999).

A aplicação da AIE tem se expandido para o rastreamento de movimentos e dietas em aves, fornecendo informações valiosas sobre estrutura trófica e escolha alimentar (Inger; Bearhop, 2008). Além disso, a AIE pode ser combinada a métodos não invasivos, como

monitoramento acústico, imagens de câmeras e DNA ambiental, fortalecendo o estudo da ecologia espacial da fauna (Rabinowitz; Nottingham, 1986; Silver *et al.*, 2004; Bohmann *et al.*, 2014).

A análise isotópica propiciou também a adaptação do conceito de nicho ecológico para o nicho isotópico, definido como um hipervolume n-dimensional, no qual os eixos correspondem às composições isotópicas (Newsome *et al.*, 2007; 2012). A avaliação do nicho isotópico permite uma visão mais abrangente das dimensões tróficas das espécies (Bearhop *et al.*, 2004), possibilitando ainda a identificação de tendências ecológicas de longo prazo, úteis para planos de manejo e conservação (Dalerum; Angerbjörn, 2005; Newsome *et al.*, 2007). De acordo (Newsome *et al.*, 2007), a largura de nicho isotópico é a representação da diversidade de recursos utilizados por um organismo ou população, inferida a partir de suas assinaturas de isótopos estáveis.

Na ecologia trófica, a definição clássica de nicho como espaço multidimensional de recursos explorados por um organismo (Hutchinson, 1957) é complementada por análises isotópicas, que permitem quantificar a dimensão trófica do nicho, frequentemente associada ao espectro de recursos consumidos (Colwell; Futuyma, 1971).

A análise isotópica de carbono, nitrogênio e enxofre pode ser realizada em amostras sólidas, líquidas ou gasosas, após conversão para a forma gasosa adequada, sendo o CO<sub>2</sub> a mais comum para o carbono (Martinelli *et al.*, 2009; Meier-Augenstein, 1999). A metodologia isotópica se destaca como ferramenta essencial para mapear fluxos de energia e nutrientes entre organismos e ecossistemas (Pereira, 2007).

Em ambientes agrícolas, a AIE tem demonstrado sua aplicabilidade, como no estudo da ave *Calidris alpina pacifica*, que obtém grande parte de sua dieta nessas áreas em condições climáticas severas (Ogden *et al.*, 2004), e no porco feral (*Sus scrofa*), espécie invasora cujo uso da paisagem foi elucidado por análises isotópicas (Wurster *et al.*, 2012). Apesar do crescente uso da AIE, poucos estudos investigaram a influência de culturas agrícolas sobre a dieta e o uso do espaço por animais silvestres. A análise isotópica permite integrar informações espaço-temporais sobre as relações tróficas (Layman *et al.*, 2012), contribuindo significativamente para o entendimento da estrutura e dinâmica das cadeias alimentares, bem como para a elaboração de estratégias de conservação.

### 3 OBJETIVOS

#### 3.1 Objetivo Geral

O objetivo geral deste estudo foi examinar as interações tróficas de espécies de pequenos mamíferos em paisagens agrícolas, aplicando-se a metodologia que se baseia na determinação dos isótopos estáveis do carbono e nitrogênio, com o intuito de obter uma maior compreensão das funções ecológicas desempenhadas pelas espécies em seus ambientes naturais.

#### 3.2 Objetivos Específicos

Os objetivos específicos deste estudo são:

- a) Avaliar as variações na dieta de pequenos mamíferos entre diferentes usos do solo (plantações de eucalipto, pastagens abandonadas e vegetação nativa), estações do ano (seca e chuvosa) e grupos funcionais (frugívoros/granívoros, frugívoros/onívoros e insetívoros/onívoros), com base em composições isotópicas;
- b) Verificar se o uso do solo, a estação do ano e o grupo funcional influenciam a condição corporal dos pequenos mamíferos, expressa por meio do índice de massa escalonado (SMI);
- c) Comparar a largura do nicho isotópico ( $\delta^{13}\text{C}$  -  $\delta^{15}\text{N}$ ) dos pequenos mamíferos entre os diferentes usos do solo, estações e grupos funcionais, a fim de inferir padrões de amplitude de nicho e sobreposição trófica.

### 4 HIPÓTESES DA PESQUISA

As hipóteses nulas de pesquisa deste estudo são:

- H1:** Não há diferença na dieta dos pequenos mamíferos entre os distintos usos do solo, estações do ano e grupos funcionais tróficos;
- H2:** Os usos do solo, as estações do ano e os grupos funcionais não exercem influência sobre a condição corporal dos pequenos mamíferos;
- H3:** Não há diferença na largura do nicho isotópico entre os diferentes usos do solo, estações e grupos funcionais de pequenos mamíferos.

## 5 METODOLOGIA

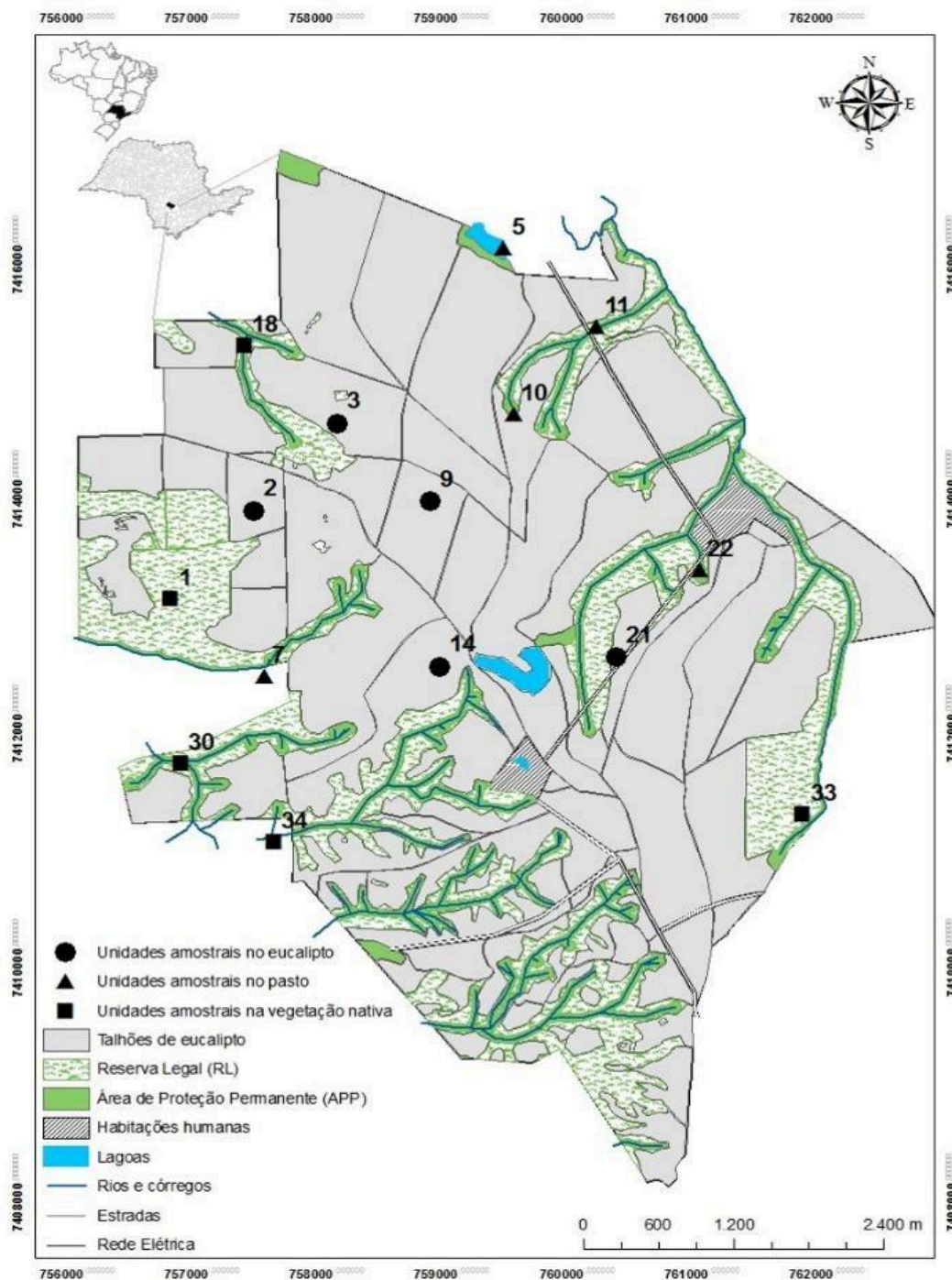
Para esta dissertação de mestrado, foi utilizado amostras de pelos de pequenos mamíferos em sua maioria roedores, provenientes do Projeto Fauna em Paisagens Agrícolas: Padrões e Processos, apoiado pela FAPESP (FAPESP/Programa BIOTA - Temático - Processo n. 17/01304-4) coordenado por Luciano Martins Verdade, do Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA). Universidade de São Paulo (USP), que foram coletadas e armazenadas previamente e, então, processadas.

### 5.1 Área de estudo

O presente estudo foi realizado em uma fazenda de silvicultura, fazenda Três Lagoas (3200 ha; 23°20'41''S/48°27'57''O; Figura 1), situada no município de Angatuba, centro-sul do Estado de São Paulo, Brasil. A fazenda Três Lagoas detém área total de 3.242 ha e a composição da paisagem na fazenda é um mosaico formado pela matriz de silvicultura, fragmentos de vegetação nativa, pastos abandonados e corpos d'água.

Entre os anos 1870 e 1930, a vegetação nativa da região de Angatuba foi substituída por plantações de algodão e café. A crise econômica de 1929 levou ao colapso da agricultura, o que facilitou a recuperação natural da vegetação nativa. Nos anos 1970, houve um grande desmatamento para criar pastagens com gramíneas africanas (*Urochloa* spp., Syn. *Brachiaria* spp.) (Lisboa; Prado, 2019). Nos anos 2000, a região passou de pastagens para a silvicultura com espécies exóticas para a produção de celulose. Entre agosto de 2006 e novembro de 2007, 2224 hectares de pastagens exóticas na Fazenda Três Lagoas foram convertidos em florestas de eucalipto, enquanto a área restante (896 ha) foi deixada para revegetação natural, conforme o Código Florestal Brasileiro (Athayde, 2012; Martin *et al.*, 2012; Metzger *et al.*, 2010; Rosalino *et al.*, 2014). Atualmente, o local de estudo abrange cerca de 70% de plantações de eucalipto (*Eucalyptus urophylla*, *E. grandis* e o híbrido *E. urograndis*) e 30% de Áreas de Proteção Permanente (APP) e Reserva Legal (RL), incluindo pastagens abandonadas em processo de revegetação natural e remanescentes de Cerrado transicional para Mata Atlântica semidecidual (caracterizada por elementos florísticos de cerradão e cerrado *stricto sensu*) (Martin *et al.*, 2012; Millan *et al.*, 2015). A primeira colheita de eucalipto aconteceu em 2013, e as mesmas espécies foram replantadas em 2014.

**Figura 1.** Área de estudo - fazenda Três Lagoas, município de Angatuba, região do Alto Paranapanema, Estado de São Paulo. Localização das unidades amostrais (5 em áreas de silvicultura, 5 em vegetação nativa e 5 em pastos abandonados) instaladas na área de estudo.



Fonte: Vazquez. *et al.*, 2021

## 5.2 Metodologia de amostragem

A amostragem dos pequenos mamíferos foi realizada por meio de armadilhas de interceptação e queda com cercas-guias (pitfall traps; Mengak; Guynn-Jr, 1987; Umetsu; Naxara; Pardini, 2006). A unidade amostral foi uma armadilha composta de quatro baldes plásticos de 100L dispostos radialmente em forma de “Y” com 15 m de distância entre si (um balde central e os outros nas extremidades), enterrados até a boca e interligados por cerca-guia (tela plástica) (Figura 2). No total foram instaladas 15 unidades amostrais na área de estudo, 5 em áreas de silvicultura, 5 em vegetação nativa e 5 em pastos abandonados.

**Figura 2.** Armadilha de interceptação e queda (pitfall traps) instaladas na área de estudo.



Fonte: Imagem cedida por Marques. Thiago S.

A amostragem de pequenos mamíferos foi realizada em campanhas de campo bimestrais entre fevereiro de 2015 e janeiro de 2016, conforme Vasques *et al.*, (2021), este período é considerado o início do segundo ciclo comercial de 7 anos, considerando os três primeiros anos de idade. Os baldes utilizados para a captura dos pequenos mamíferos permaneceram abertos durante quatro noites consecutivas. Neste período, as armadilhas foram vistoriadas diariamente, sendo que os baldes permaneceram abertos durante quatro noites

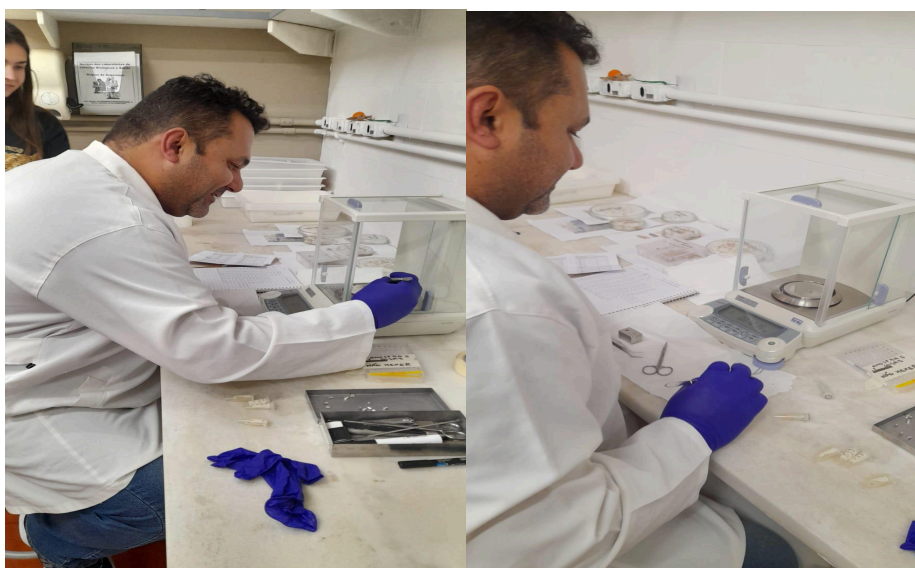
consecutivas. Neste período, as armadilhas foram vistoriadas diariamente. No interior de cada balde foi mantido um pequeno recipiente contendo água e uma pequena placa de isopor visando evitar a desidratação ou afogamento dos animais capturados.

As espécies de pequenos mamíferos capturadas foram identificadas, marcadas com microchips subcutâneos e as seguintes informações são coletadas: data, unidade amostral, espécie, sexo, massa corpórea e comprimento do corpo, cauda, orelha esquerda e pé esquerdo. A identificação das espécies foi baseada em características morfométricas (Gardner, 2007; Paglia *et al.*, 2012; Patton *et al.*, 2015). Fragmentos de pelos foram coletados para as análises isotópicas.

### 5.3 Metodologia laboratorial

As amostras de tecidos coletados foram limpas, secas em estufa a 50°C até atingir massas constantes e maceradas. O material resultante foi pesado (0,8-1,0 mg) e colocado em pequenas cápsulas de estanho (Figura 3).

**Figura 3.** Pesagem das amostras de pelo em balança de precisão para a determinação das composições isotópicas.



Fonte: Elaboração própria

As composições isotópicas de carbono e nitrogênio foram determinadas pela combustão “on-line” da amostra por CF-IRMS em um analisador elementar Carlo Erba

(CHN-1110) acoplado ao espectrômetro de massas Delta Plus. O cálculo das composições isotópicas foram feito por meio da equação:

$$\delta^{13}\text{C} \text{ ou } \delta^{15}\text{N} = \left( \frac{R_{amostra} - R_{padr\tilde{a}o}}{R_{padr\tilde{a}o}} \right) * 1000$$

Onde R é a razão molar  $\text{C}^{13}/\text{C}^{12}$  ou  $\text{N}^{15}/\text{N}^{14}$  na amostra e no padrão, sendo os resultados representados em delta ( $\delta$ ) por mil (‰). Os padrões usados para o carbono e nitrogênio foram o Pee Dee Belemnite (PDB) e o ar atmosférico (AIR), respectivamente. O erro analítico das medidas isotópicas foi estimado em 0,3 ‰ para o  $\delta^{13}\text{C}$  e 0,5 ‰ para o  $\delta^{15}\text{N}$  por meio de medidas repetidas do padrão interno (*sugarcane*).

## 5.4 Metodologia analítica

### 5.4.1 Modelos Lineares Mistos Generalizados

As composições isotópicas de nitrogênio e carbono, bem como a condição corporal dos indivíduos, foram consideradas variáveis dependentes nos modelos. A condição corporal foi expressa por meio do índice de massa escalonado (*Scaled Mass Index* – SMI; Peig; Green, 2009). Para obtenção do coeficiente ‘ $b_{\text{SMA}}$ ’, foi aplicada uma regressão de eixo maior padronizado (*Standardized Major Axis* – SMA) sobre os dados transformados em logaritmo natural da massa corporal e do comprimento total, utilizando o pacote ‘*smatr*’ no ambiente R (Warton *et al.*, 2012). O índice padronizado foi calculado da seguinte forma:

$$M_i = M_i \left[ \frac{L_0}{L_i} \right]^{b_{\text{SMA}}}$$

Onde  $M_i$  e  $L_i$  correspondem, respectivamente, à massa corporal e ao comprimento total do indivíduo;  $L_0$  representa o valor médio do comprimento corporal dos pequenos mamíferos da amostragem (162,8 mm); e  $M_i$  representa o índice de condição corporal previsto para o indivíduo  $i$ , quando o comprimento é padronizado para  $L_0$ .

Modelos lineares mistos generalizados (GLMM) foram empregados para avaliar o efeito de variáveis independentes sobre as composições isotópicas de nitrogênio e carbono e sobre a condição corporal dos pequenos mamíferos. A modelagem foi realizada com o pacote ‘lme4’ (Bates *et al.*, 2013) no software R (R CORE TEAM, 2012). Os fatores fixos incluídos nos modelos máximos foram: grupo funcional (Fr/Gr: frugívoros/granívoros; Fr/On: frugívoros/onívoros; In/On: insetívoros/onívoros, segundo Paglia *et al.*, 2012), uso do solo (plantações de eucalipto, pasto abandonado e vegetação nativa) e estação do ano (seca: abril a setembro; chuvosa: outubro a março, conforme Martin *et al.*, 2012; Lopes *et al.*, 2016). As interações entre esses fatores também foram consideradas na estrutura dos efeitos fixos. A unidade amostral (N = 15) foi incluída como efeito aleatório. Os valores de  $R^2_{GLMM(m)}$  ( $R^2$  marginal: indica a variância explicada apenas pelos efeitos fixos) e de  $R^2_{GLMM(c)}$  ( $R^2$  condicional: inclui os efeitos fixos e aleatórios) foram calculados com base no modelo global contendo todos os parâmetros, conforme metodologia proposta por Nakagawa: Schielzeth (2013).

O pacote ‘MuMIn’ (Barton, 2011) foi utilizado para gerar todos os subconjuntos de modelos a partir do modelo global e ranqueá-los com base no critério de informação de Akaike corrigido (AICc). A seleção de modelos foi conduzida com base na abordagem de inferência multimodelo (Burnham; Anderson, 2002; Grueber *et al.*, 2011), sendo considerados plausíveis os modelos com  $\Delta AICc < 6$  (Richards, 2008). Quando mais de um modelo foi considerado igualmente plausível, foram obtidas as estimativas médias dos parâmetros e a importância relativa (RI) de cada variável com base na média ponderada desses modelos (Burnham; Anderson, 2002).

#### 5.4.2 Métricas de Nicho Isotópico

Métricas quantitativas baseadas na posição dos indivíduos no espaço  $\delta^{15}N - \delta^{13}C$  foram utilizadas para inferir aspectos da estrutura trófica dos pequenos mamíferos em ambientes antropizados. Inicialmente descritas e aplicadas ao nível comunitário (média de  $\delta^{15}N$  e  $\delta^{13}C$  por espécie) por Layman *et al.* (2007a), essas métricas passaram a ser utilizadas também em nível populacional, permitindo análises sobre a exploração intraespecífica dos recursos alimentares (Layman *et al.*, 2007b; Quevedo *et al.*, 2009).

As métricas utilizadas foram:

- Amplitude de  $\delta^{15}N$  (NR): distância entre os valores máximo e mínimo de  $\delta^{15}N$ ;

- Amplitude de  $\delta^{13}\text{C}$  (CR): distância entre os valores máximo e mínimo de  $\delta^{13}\text{C}$ ;
- Distância média ao centroide (CD): distância euclidiana média entre cada indivíduo e o centroide do grupo;
- Distância média ao vizinho mais próximo (NND): média das distâncias euclidianas entre cada indivíduo e seu vizinho mais próximo;
- Desvio padrão da NND (SDNND): variação das distâncias aos vizinhos mais próximos no espaço isotópico.

A métrica de área total (TA), definida pela área do polígono convexo formado pelos indivíduos extremos, foi utilizada como uma medida da amplitude do nicho. No entanto, como essa métrica é sensível ao tamanho amostral, utilizou-se também a elipse padrão corrigida ( $\text{SEA}_C$ ), que fornece uma estimativa robusta da largura do nicho central ao considerar cerca de 40% dos dados centrais em um conjunto bivariado (Jackson *et al.*, 2011). Para comparações entre grupos, foi utilizada a elipse padrão bayesiana ( $\text{SEA}_B$ ), e as diferenças entre grupos foram avaliadas com base na proporção de simulações (10.000) em que um grupo apresentou elipse maior que o outro. Todas as métricas foram calculadas com o pacote ‘SIBER – versão atualizada’ (*Stable Isotope Bayesian Ellipses in R*, Jackson *et al.*, 2011).

## 6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 6.1 Composição de espécies

Foram registradas onze espécies de pequenos mamíferos na área de estudo, totalizando 278 indivíduos capturados (Tabela 1). Essas espécies estão distribuídas em duas ordens: *Rodentia* (6 espécies) e *Didelphimorphia* (5 espécies). A assembleia de pequenos mamíferos é composta predominantemente por *Oligoryzomys nigripes* (38,5%), *Oligoryzomys flavescens* (20,5%) e *Calomys tener* (18,7%). As espécies foram classificadas em grupos funcionais com base em sua dieta (Fr/Gr: frugívoros e carnívoros; Fr/On: frugívoros e onívoros; In/On: insetívoros e onívoros). O grupo funcional Fr/Gr foi o mais representativo em número de indivíduos. A assembleia da ordem *Didelphimorphia* representa 10,9% das espécies capturadas.

**Tabela 1.** Composição de espécies de pequenos mamíferos capturados em área agrícola no sudeste do Brasil.

Espécies	Grupo Funcional	Uso do Solo			Total
		Plantações <i>Eucalyptus</i>	de Pasto Abandonado	Vegetação Nativa	
<b>Ordem Rodentia</b>					
Família Cricetidae					
<i>Akodon montensis</i>	In/On	0	7	14	21
<i>Cerradomys subflavus</i>	Fr/Gr	0	0	2	2
<i>Calomys tener</i>	Fr/Gr	15	34	3	52
<i>Necromys lasiurus</i>	Fr/On	0	3	8	11
<i>Oligoryzomys nigripes</i>	Fr/Gr	29	36	42	107
<i>Oligoryzomys flavescens</i>	Fr/Gr	8	39	10	57
<b>Ordem Didelphimorphia</b>					
Family Didelphidae					
<i>Didelphis albiventris</i>	Fr/On	1	0	1	2
<i>Didelphis aurita</i>	Fr/On	1	0	7	8
<i>Cryptonanus agricolai</i>	In/On	8	1	1	9
<i>Gracilinanus microtarsus</i>	In/On	3	1	2	6
<i>Marmosa paraguayana</i>	In/On	0	2	1	3

Onde,  
 Grp/Fun = Grupo funcional.  
 Fr/Gr = frugívoros e granívoros.  
 Fr/On = frugívoros e onívoros.  
 In/On = insetívoros e onívoros.

**Fonte:** Elaboração própria

Esse padrão contrasta com os resultados obtidos por Martin *et al.*, (2012), cujos levantamentos foram realizados durante as fases iniciais de implantação de monoculturas de eucalipto. Naquele contexto, *O. flavescens* (39,8%) e *C. tener* (24,8%) foram mais abundantes, enquanto *O. nigripes* apresentou menor frequência relativa (17,9%). Tais discrepâncias podem ser atribuídas a diferentes estágios de sucessão vegetal e ao tempo de estabelecimento da matriz agrícola, sugerindo que a composição e estrutura funcional da assembleia de pequenos mamíferos respondem de forma dinâmica às mudanças no uso e cobertura da terra ao longo do tempo.

Além disso, Martin *et al.* (2012) destacaram que algumas espécies de roedores exibem preferências específicas quanto ao tipo de habitat. Espécies como *N. lasiurus* e *C. tener* tendem a ser mais associadas a ambientes antropizados, como plantações de eucalipto e pastagens abandonadas, ao passo que *A. montensis*, *O. nigripes* e *O. flavescens* são mais frequentemente encontradas em fragmentos de vegetação nativa. O predomínio de *O. nigripes* e *O. flavescens* em nosso levantamento pode refletir a presença de remanescentes de vegetação nativa ou a existência de áreas em estágio intermediário de regeneração, que oferecem recursos alimentares e condições estruturais favoráveis à manutenção dessas espécies.

## 6.2 Modelos Lineares Mistos Generalizados – Nitrogênio

O modelo global explicou 28% da variação nos dados ( $R^2$  GLMM(c) = 0,284), dos quais aproximadamente 16% foram explicados pelos efeitos fixos e suas interações ( $R^2$  GLMM(m) = 0,158). A abordagem de inferência multimodelo resultou em 11 modelos candidatos com  $\Delta AICc < 6$  (Tabela 2). Esses modelos foram utilizados para estimar os parâmetros médios ponderados.

**Tabela 2.** Modelos mais bem ajustados para a composição isotópica de nitrogênio com base no AICc (Critério de Informação de Akaike corrigido;  $\Delta AICc < 6$ ).

Intercepto	Modelo	df	logLik	AICc	$\Delta AICc$	weight
5,85	GrpFun + Estação + GrpFun*Estação	8	-499,3	1015,2	0,00	0,345
6,05	GrpFun	5	-503,0	1016,2	0,98	0,211
5,91	GrpFun + Estação	6	-502,4	1017,2	1,95	0,130
6,12	GrpFun + UsoSolo + Estação + GrpFun*Estação	10	-498,7	1018,2	3,00	0,07
6,05	GrpFun + UsoSolo + Estação + GrpFun*Estação + GrpFun*UsoSolo	14	-494,6	1018,8	3,54	0,05
6,31	GrpFun + UsoSolo	7	-502,4	1019,3	4,07	0,04
6,25	GrpFun + UsoSolo + GrpFun*UsoSolo	11	-498,4	1019,8	4,59	0,03
6,18	GrpFun + UsoSolo + Estação	8	-501,8	1020,2	4,97	0,02
6,10	GrpFun + UsoSolo + Estação + GrpFun*UsoSolo	12	-497,6	1020,5	5,27	0,02
6,03	GrpFun + UsoSolo + Estação + GrpFun*SEstação + UsoSolo*Estação	12	-497,7	1020,7	5,46	0,02
5,95	GrpFun + UsoSolo + Estação + GrpFun*UsoSolo + GrpFun*Estação + UsoSolo*Estação	16	-493,3	1020,8	5,53	0,02

Onde,

*df* = graus de liberdade.

*loglik* = log-verossimilhança.

*weight* = peso de Akaike.

*GrpFun* = Grupo Funcional.

**Fonte:** Elaboração própria

Os fatores grupo funcional, estação do ano e uso do solo foram presentes em 100% (RI = 1), 71% (RI = 0,71) e 72% (RI = 0,72) dos modelos mais bem ajustados, respectivamente. A interação entre grupo funcional e estação do ano permaneceu em 45% dos modelos, com um RI de 0,53, enquanto a interação entre grupo funcional e uso do solo foi observada em 36% dos modelos (RI = 0,14). Por fim, a interação entre uso do solo e estação do ano esteve presente em 18% dos modelos (RI = 0,04).

As estimativas médias dos parâmetros destacam que a composição isotópica de nitrogênio é fortemente influenciada pelo grupo funcional (Tabela 3; Figura 4), com os maiores valores observados no grupo frugívoro/onívoro (Fr/On), seguido pelos grupos insetívoro/onívoro (In/On) e frugívoro/granívoro (Fr/Gr). Não foram observadas variações estatisticamente significativas na composição isotópica de nitrogênio em função da estação do ano e do uso do solo.

**Tabela 3.** Estimativas dos parâmetros médias ponderadas dos modelos relacionados à composição isotópica de nitrogênio.

<b>Fator</b>	<b>Estimativa</b>	<b>Erro Padrão</b>	<b>CI Inferior</b>	<b>CI Superior</b>	<b>z</b>	<b>P</b>	
Intercepto	5,993	0,288	5,426	6,560	20,703	<0,001	***
GrpFunFr/On	2,637	1,240	0,200	5,073	2,122	0,033	*
GrpFunIn/On	1,239	0,413	0,426	2,052	2,988	0,002	**
Estação Chuvosa	0,395	0,219	-0,036	0,826	1,794	0,072	
GrpFunFr/On*	-1,991	1,075	-4,109	0,126	1,843	0,065	
Estação*Chuvosa							
GrpFunIn/On*	-0,391	0,500	-1,376	0,592	0,780	0,435	
Estação*Chuvosa							
Uso Solo Pasto	-0,244	0,461	-1,152	0,664	0,527	0,598	
Uso Solo Vegetação	-0,452	0,470	-1,379	0,473	0,958	0,338	
GrpFunFr/On*Uso Solo Pasto	1,580	1,348	-1,075	4,235	1,166	0,243	
GrpFunIn/On*Uso Solo Pasto	-0,713	0,687	-2,065	0,639	1,033	0,301	
GrpFunFr/On*Uso Solo Vegetação	0,809	1,129	-1,415	3,033	0,713	0,475	
GrpFunIn/On*Uso Solo Vegetação	-0,641	0,643	-1,908	0,625	0,992	0,321	
Uso Solo Pasto*Estação Chuvosa	-0,454	0,483	-1,338	0,429	0,209	0,313	
Uso Solo Vegetação* Estação Chuvosa	0,101	0,307	-0,850	1,054	1,935	0,834	.

Onde,

GrpFun = grupo funcional.

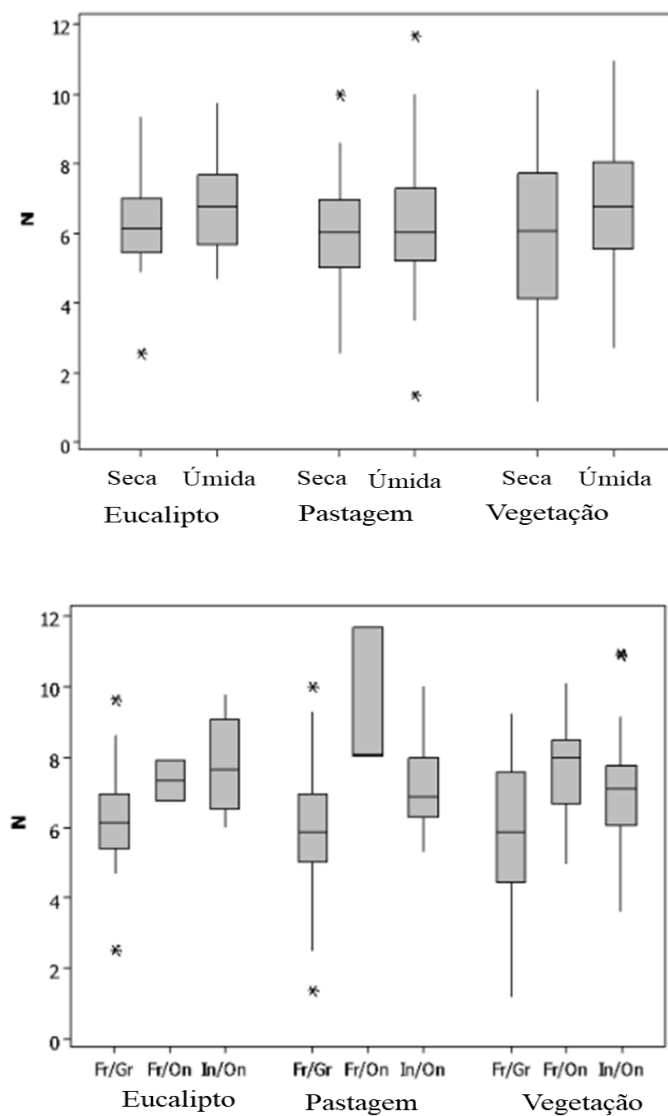
\*\*\* = significativo a 0,001.

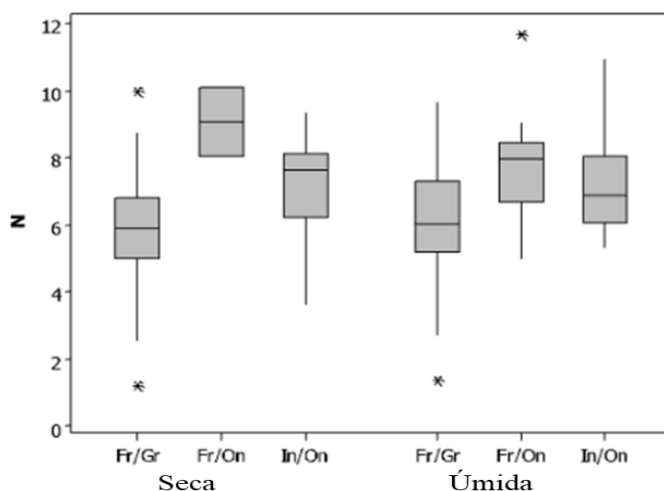
\*\* = significativo a 0

\* = significativo a 0,05.

**Fonte:** Elaboração própria

**Figura 4.** Interações entre os fatores fixos grupo funcional, uso do solo e estação do ano em relação à composição isotópica de nitrogênio de pequenos mamíferos capturados em área agrícola do sudeste do Brasil..





Onde,

Fr/Gr = frugívoros e granívoros.

Fr/On = frugívoros e onívoros.

In/On = insetívoros e onívoros.

— = linha mediana.

| = bigode.

\* = valores atípicos.

**Fonte:** Elaboração própria

As variações na razão isotópica de nitrogênio ( $\delta^{15}\text{N}$ ) entre estações e tipos de uso do solo fornecem importantes pistas sobre a plasticidade trófica de pequenos mamíferos. Tais variações podem refletir mudanças na disponibilidade de recursos alimentares ou na estrutura da comunidade de presas ao longo do tempo (sazonalidade) e do espaço (heterogeneidade de habitats).

O segundo painel da Figura 2 revela que a posição trófica inferida pelos valores de  $\delta^{15}\text{N}$  varia consideravelmente entre os grupos funcionais e os tipos de uso do solo. Especificamente, o grupo Frugívoro-Onívoro (Fr/On) em áreas de pastagem apresentou os maiores valores médios de  $\delta^{15}\text{N}$  e a menor variabilidade, sugerindo uma dieta mais especializada e baseada em fontes de nitrogênio mais enriquecidas. Isso pode indicar consumo de presas animais (ex. insetos) de níveis tróficos mais altos, ou até mesmo de recursos derivados de fontes tróficas superiores, como ovos ou pequenos vertebrados. De forma geral, o grupo Fr/On se destaca por sua posição trófica mais elevada, especialmente em áreas de pastagem e durante a estação seca, apontando para uma dieta mais carnívora ou enriquecida em  $^{15}\text{N}$ . Esses achados são coerentes com Juliana *et al.* (2019), que apontaram a onivoria como a categoria alimentar predominante entre pequenos mamíferos terrestres em savanas

brasileiras, embora com especializações tróficas detectáveis, como a frugivoria associada a espécies arbóreas em ambientes florestais.

Considerando o enriquecimento isotópico médio de ~3‰ por nível trófico (Vanderklift; Ponsard, 2003), os resultados observados neste estudo, bem como o de Dammhahn *et al.* (2013), sustentam a existência de uma estrutura trófica vertical com pelo menos três níveis dentro das comunidades de pequenos mamíferos. Essa diferenciação é fundamental para a compreensão das interações ecológicas em mosaicos agrícolas e naturais, indicando que, mesmo em paisagens antropizadas, a diversidade funcional e trófica pode se manter estruturada.

### 6.3 Modelos Lineares Mistos Generalizados – Carbono

O modelo global explicou 31% da variação nos dados ( $R^2$  GLMM(c) = 0,312), dos quais aproximadamente 30% foram explicados pelos efeitos fixos e suas interações ( $R^2$  GLMM(m) = 0,305). A abordagem de inferência multi modelo resultou em 2 modelos candidatos com  $\Delta AICc < 6$  (Tabela 4). Esses modelos foram utilizados para estimar os parâmetros médios ponderados.

**Tabela 4.** Modelos mais bem ajustados para a composição isotópica de carbono com base no AICc (Critério de Informação de Akaike corrigido;  $\Delta AICc < 6$ ).

Intercepto	Modelo	df	logLik	AICc	$\Delta AICc$	weight
-15,09	GrpFun + UsoSolo + Estação + GrpFun*UsoSolo + GrpFun*Estação + UsoSolo*Estação	16	-795,1	1624,4	0,00	0,72
-14,53	GrpFun + UsoSolo + Estação + GrpFun*UsoSolo + GrpFun*Estação	14	-798,3	1626,4	1,97	0,27

Onde,

*df* = graus de liberdade.

*loglik* = log-verossimilhança.

*weight* = peso de Akaike.

*GrpFun* = grupo funcional.

**Fonte:** Elaboração própria

Os fatores grupo funcional, estação do ano e uso do solo foram presentes em 100% (RI = 1) dos modelos mais bem ajustados. A interação entre grupo funcional e estação do ano também foi retida em 100% dos modelos, com RI = 1, padrão igualmente observado para a interação entre grupo funcional e uso do solo (RI = 1). Por fim, a interação entre uso do solo e estação do ano foi identificada em 50% dos modelos, com RI = 0,73. As estimativas médias

dos parâmetros indicam que a composição isotópica de carbono é influenciada pelos fatores grupo funcional, uso do solo e estação do ano (Tabela 5; Figura 5).

**Tabela 5.** Estimativas dos parâmetros médias ponderadas dos modelos relacionadas à composição isotópica de carbono.

Fator	Estimativa	Erro Padrão	CI		z	P	
			Inferior	Superior			
Intercepto	-14,936	0,860	-16,630	-13,241	17,277	<0,001	***
GrpFunFr/On	-3,389	4,886	-13,010	6,231	0,690	0,489	
GrpFunIn/On	-4,369	1,688	-7,693	-1,044	2,576	0,010	*
EstaçãoChuvosa	1,448	1,177	-0,866	3,764	1,226	0,220	
GrpFunFr/On*EstaçãoChuvosa	-6,468	3,579	-4,129	1,496	1,798	0,072	
GrpFunIn/On*EstaçãoChuvosa	-3,985	1,628	-5,008	1,125	2,436	0,014	*
UsoSoloPasto	-0,071	1,039	-2,118	1,975	0,068	0,945	
UsoSoloVegetação	-3,625	1,207	-6,000	-1,249	2,991	0,002	**
GrpFunFr/On*UsoSoloPasto	5,966	4,280	-2,462	14,395	1,387	0,165	
GrpFunIn/On*UsoSoloPasto	5,272	2,136	1,065	9,478	2,457	0,014	*
GrpFunFr/On*UsoSoloVegetação	5,226	3,629	-1,919	12,371	1,433	0,151	
GrpFunIn/On*UsoSoloVegetação	2,566	1,961	-1,296	6,428	1,302	0,192	
UsoSoloPasto*EstaçãoChuvosa	-1,316	1,428	-13,516	0,580	0,917	0,359	
UsoSoloVegetação*EstaçãoChuvosa	-1,941	1,557	-7,191	-0,778	1,241	0,214	

Onde,

GrpFun = grupo funcional.

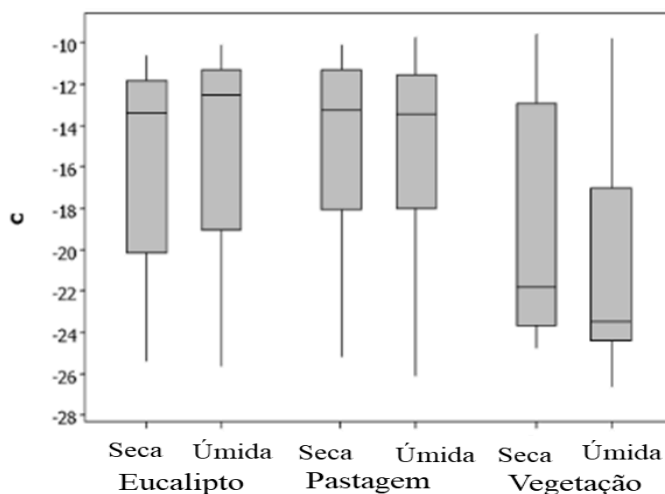
\*\*\* = significativo a 0,001.

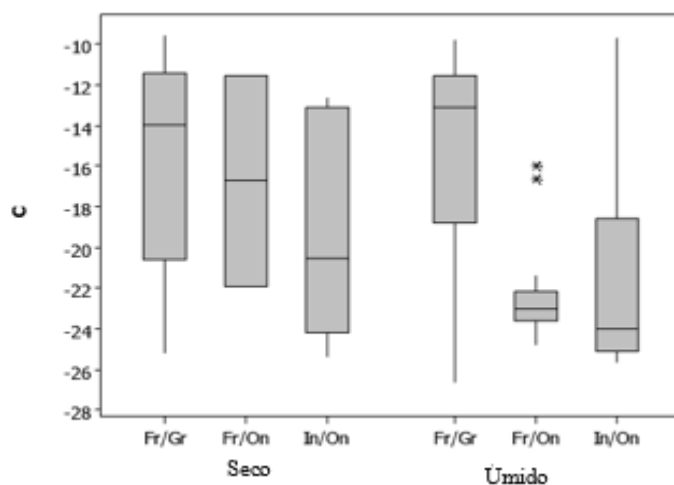
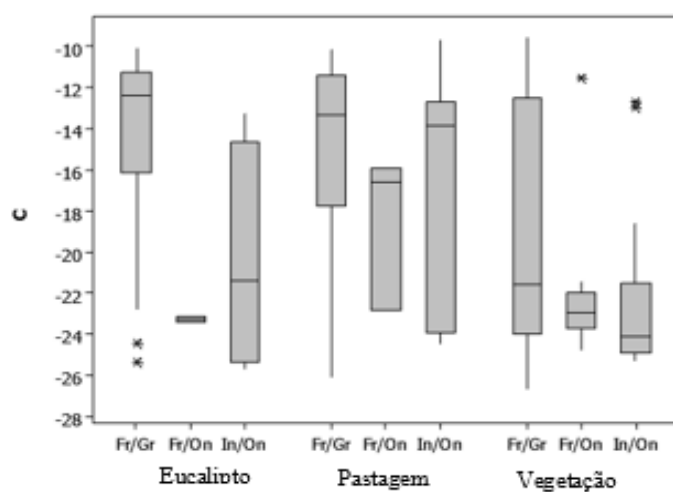
\*\* = significativo a 0,01.

\* = significativo a 0,05.

**Fonte:** Elaboração própria

**Figura 5.** Interações entre os fatores fixos grupo funcional, uso do solo e estação do ano em relação à composição isotópica de carbono de pequenos mamíferos capturados em área agrícola do sudeste do Brasil.





Onde,

Fr/Gr = frugívoros e granívoros.

Fr/On = frugívoros e onívoros.

In/On = insetívoros e onívoros.

— = linha mediana.

| = bigode.

\* = valores atípicos.

**Fonte:** Elaboração própria

A análise dos valores de  $\delta^{13}\text{C}$  revelou padrões na utilização de diferentes fontes de carbono pelos pequenos mamíferos, associados ao tipo de uso do solo, à estação do ano e aos grupos funcionais tróficos. O primeiro painel da Figura 5 demonstra que a maior diferença na composição isotópica de carbono ocorre nas áreas de vegetação nativa, onde os valores de  $\delta^{13}\text{C}$  são consistentemente mais negativos. Isso indica uma dieta fortemente baseada em

plantas do tipo fotossintético  $C_3$ . Essa tendência se intensifica durante a estação chuvosa, quando a disponibilidade de frutos e outros recursos  $C_3$  tende a aumentar, reforçando a associação entre vegetação nativa e dieta  $C_3$ .

Nas áreas de eucalipto e pastagem, as variações sazonais foram menos pronunciadas, e os valores de  $\delta^{13}C$  tenderam a ser menos negativos, sugerindo maior contribuição de recursos enriquecidos em  $^{13}C$ , potencialmente derivados de plantas  $C_4$  (ex. gramíneas) ou de recursos secundários associados ao sub-bosque dessas formações. A estabilidade desses valores entre estações pode refletir uma dieta mais homogênea ou uma limitação na diversidade de recursos alimentares nesses ambientes mais antropizados.

As análises evidenciaram variações nos valores de  $\delta^{13}C$  entre os grupos funcionais em diferentes usos do solo. Em eucaliptais e pastagens, os grupos Frugívoro-Granívoro (Fr/Gr) e Frugívoro-Onívoro (Fr/On) apresentaram valores menos negativos de  $\delta^{13}C$ , sugerindo o uso de fontes de carbono  $C_4$  ou fontes vegetais mais enriquecidas isotopicamente. No entanto, o grupo Insetívoro-Onívoro (In/On) em eucalipto, e o grupo Fr/On em pastagem, apresentaram valores mais negativos que os demais, indicando um maior consumo de recursos associados a plantas  $C_3$  nesses contextos. Nas áreas de vegetação nativa, todos os grupos funcionais apresentaram valores medianos de  $\delta^{13}C$  variando entre -22‰ e -24‰, compatíveis com uma dieta predominantemente baseada em recursos  $C_3$ .

As análises reforçam que a composição isotópica de carbono dos pequenos mamíferos varia de forma significativa em função do uso do solo, da estação e do grupo funcional, ver em Bubadué 2021. As diferenças observadas refletem a predominância de plantas  $C_3$  em ambientes de vegetação nativa e o uso combinado ou alternativo de recursos  $C_3$  e  $C_4$  em áreas de eucalipto e pastagem. Essa variação isotópica oferece importantes subsídios para a compreensão das estratégias de forrageamento e da estruturação trófica dessas comunidades em mosaicos paisagísticos, especialmente em cenários de uso intensivo da terra. Além disso, evidencia como a dieta dos pequenos mamíferos responde à heterogeneidade ambiental, com implicações diretas sobre a dinâmica de interações ecológicas e a funcionalidade dos ecossistemas agrícolas e naturais.

#### **6.4 Modelos Lineares Mistos Gerais – Condição Corporal**

O modelo global explicou 15% da variação nos dados ( $R^2$  GLMM(c) = 0,158), dos quais aproximadamente 15% foram explicados pelos efeitos fixos e suas interações ( $R^2$  GLMM(m) = 0,158). A abordagem de inferência multimodelo resultou em 2 modelos

candidatos com  $\Delta AICc < 6$  (Tabela 6). Esses modelos foram utilizados para estimar os parâmetros médios ponderados.

**Tabela 6.** Modelos mais bem ajustados para a condição corporal com base no AICc (Critério de Informação de Akaike corrigido;  $\Delta AICc < 6$ ).

Intercepto	Modelo	df	logLik	AICc	$\Delta AICc$	weight
15,31	GrpFun + UsoSolo + Estação + GrpFun*UsoSolo + GrpFun*Estação + UsoSolo*Estação	16	-880,5	1795,2	0,00	0,80
15,66	GrpFun + UsoSolo + Estação + GrpFun*UsoSolo + GrpFun*Estação	14	-884,3	1798,3	3,09	0,17

Onde,

*df* = graus de liberdade.

*loglik* = log-verossimilhança.

*weight* = peso de Akaike.

*GrpFun* = grupo funcional.

**Fonte:** Elaboração própria

Os fatores grupo funcional, estação do ano e uso do solo estiveram presentes em 100% (RI = 1) dos modelos mais bem ajustados. A interação entre grupo funcional e estação do ano também foi presente em 100% dos modelos (RI = 1), padrão igualmente observado para a interação entre grupo funcional e uso do solo (RI = 1). Por fim, a interação entre uso do solo e estação do ano foi identificada em 50% dos modelos, com RI = 0,82. As estimativas médias dos parâmetros indicam que a condição corporal é influenciada principalmente pelo grupo funcional e pelo uso do solo (Tabela 7; Figura 6).

**Tabela 7.** Estimativas dos parâmetros médias ponderadas dos modelos relacionadas à condição corporal.

Factor	Estimativa	Erro	CI	CI	z	P
		Padrão	Inferior	Superior		
Intercepto	15,369	1,283	12,842	17,897	11,918	<0,001 ***
GrpFunFr/On	18,063	7,651	2,996	33,130	2,350	0,018 *
FuncGrpIn/On	-4,072	2,624	-9,240	1,096	1,544	0,122
EstaçãoChuvosa	0,811	1,765	-2,664	4,286	0,457	0,647
GrpFun Fr/On*EstaçãoChuvosa	-1,616	2,247	-6,032	2,800	0,717	0,473
GrpFun In/On*EstaçãoChuvosa	0,236	2,449	-4,587	5,059	0,096	0,923
UsoSoloPasto	0,443	1,565	-2,638	3,526	0,282	0,777

Factor	Estimativa	Erro Padrão	CI		z	P	
			Inferior	Superior			
Intercepto	15,369	1,283	12,842	17,897	11,918	<0,001	***
GrpFunFr/On	18,063	7,651	2,996	33,130	2,350	0,018	*
FuncGrpIn/On	-4,072	2,624	-9,240	1,096	1,544	0,122	
EstaçãoChuvosa	0,811	1,765	-2,664	4,286	0,457	0,647	
UsoSoloVegetação	-2,046	1,748	-5,489	1,396	1,165	0,243	
GrpFunFr/On* UsoSoloPasto	-2,933	6,624	-15,979	10,111	0,441	0,659	
GrpFunIn/On* UsoSoloPasto	12,546	3,361	5,925	19,166	3,714	<0,001	***
GrpFunFr/On* UsoSoloVegetação	1,012	5,726	-10,265	12,290	0,176	0,860	
GrpFunIn/On* UsoSoloVegetação	10,474	3,083	4,402	16,546	3,381	<0,001	***
UsoSoloPasto*EstaçãoChuvosa	-10,046	5,697	-21,266	1,173	1,755	0,792	
UsoSoloVegetação*EstaçãoChuvosa	-2,066	2,605	-7,196	3,064	0,789	0,429	

Onde,

GrupFun = grupo funcional.

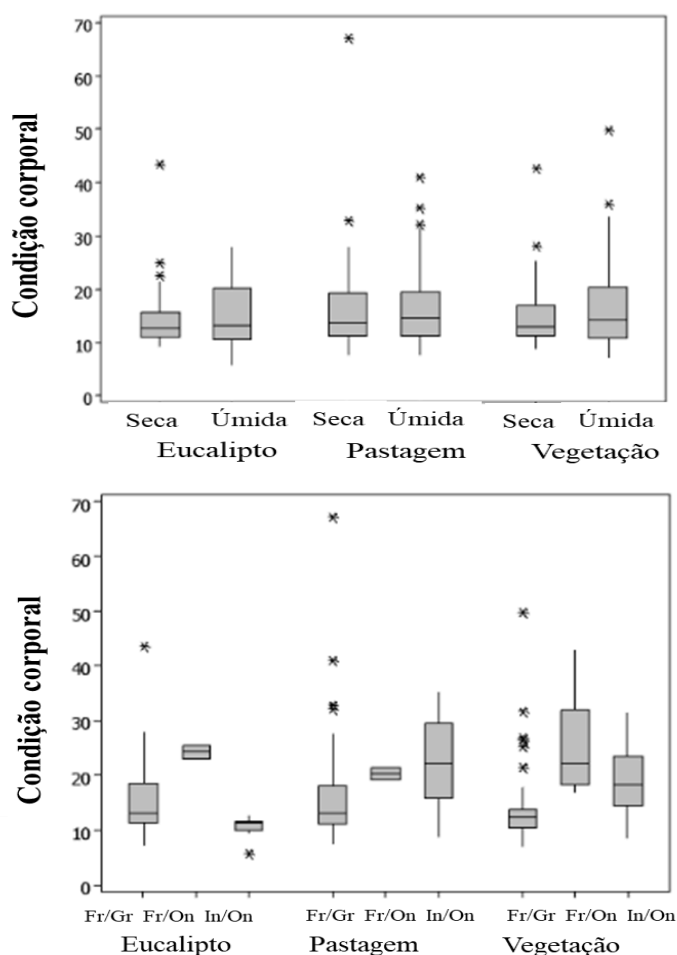
\*\*\* = significativo a 0,001.

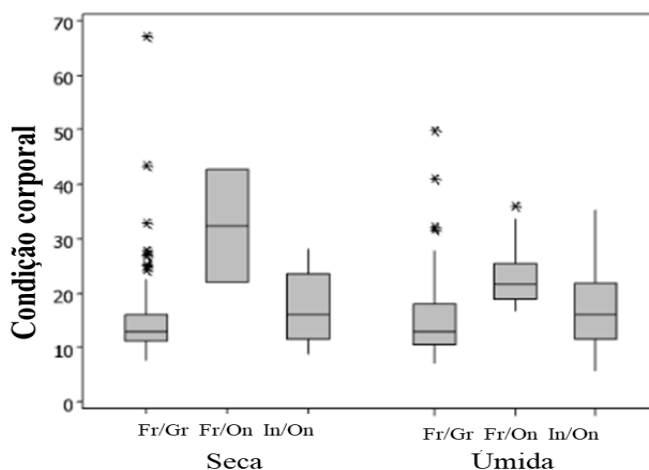
\*\* = significativo a 0,01.

\* = significativo a 0,05.

**Fonte:** Elaboração própria

**Figura 6.** Interações entre os fatores fixos grupo funcional, uso do solo e estação do ano em relação à condição corporal de pequenos mamíferos capturados em área agrícola do sudeste do Brasil.





Onde,

Fr/Gr = frugívoros e granívoros.

Fr/On = frugívoros e onívoros.

In/On = insetívoros e onívoros.

— = linha mediana.

| = bigode.

\* = valores atípicos.

**Fonte:** Elaboração própria.

A análise da condição corporal dos pequenos mamíferos revelou padrões distintos de variação espacial e sazonal, os quais refletem as interações entre dieta, disponibilidade de recursos e adequação dos habitats. Houveram variações na condição corporal entre os grupos funcionais (Frugívoro-Granívoro [Fr/Gr], Frugívoro-Onívoro [Fr/On] e Insetívoro-Onívoro [In/On]) em função do tipo de uso do solo. O grupo Fr/On mostrou-se particularmente favorecido, com valores mais elevados e consistentes de condição corporal, especialmente nas áreas de eucalipto. Isso pode refletir uma maior flexibilidade trófica, permitindo acesso eficiente a múltiplas fontes alimentares nesse ambiente estruturalmente homogêneo, mas com presença de sub-bosques e recursos secundários. O grupo In/On, por sua vez, obteve melhores condições em vegetação nativa e pastagem, onde a disponibilidade de invertebrados tende a ser maior ou mais previsível. Durante a estação seca, o grupo Fr/On apresentou não apenas os maiores valores medianos de condição corpórea, como também a menor variabilidade, o que pode indicar uma superioridade adaptativa na exploração de recursos limitados nesse período crítico.

As análises indicam que a condição corpórea dos pequenos mamíferos é moldada por uma interação complexa entre fatores sazonais, uso do solo e atributos funcionais das espécies. A maior aptidão corporal do grupo Fr/On, especialmente em ambientes de eucalipto

durante a estação seca, aponta para uma combinação vantajosa de plasticidade dietética e eficiência na aquisição de recursos. Tais padrões são fundamentais para compreender o papel desses mamíferos na estruturação trófica dos ecossistemas, bem como os impactos da paisagem antropizada sobre sua ecologia fisiológica e comportamental.

### 6.5 Métricas de Nicho Isotópico

As áreas elípticas padrão corrigidas (SEAc) revelaram diferenças nas formas e tamanhos entre os usos do solo, grupos funcionais e estações do ano (Figura 5). Os pequenos mamíferos em vegetação nativa apresentaram a maior SEA (SEAc = 32,7‰<sup>2</sup>, SEAB = 32,0‰<sup>2</sup>, Cr.I. = 25,4 – 38,7‰<sup>2</sup>), seguidos pelos indivíduos de pastagem abandonada (SEAc = 21,1‰<sup>2</sup>, SEAB = 20,8‰<sup>2</sup>, Cr.I. = 17,1 – 24,5‰<sup>2</sup>) e plantações de eucalipto (SEAc = 21,0‰<sup>2</sup>, SEAB = 20,7‰<sup>2</sup>, Cr.I. = 15,5 – 25,7‰<sup>2</sup>). A porcentagem de sobreposição da SEAc entre os pequenos mamíferos nos diferentes usos do solo variou entre 17,7% e 41,2% (Tabela 8).

As probabilidades de que a SEAB dos pequenos mamíferos das plantações de eucalipto fosse maior do que as da pastagem abandonada e da vegetação nativa foram de 0,471 e 0,995, respectivamente. A probabilidade de que a SEAB da pastagem abandonada fosse maior do que a da vegetação nativa foi de 0,999. Outras métricas isotópicas também variaram de acordo com o uso do solo (Tabela 8).

Os indivíduos insetívoros/onívoros apresentaram a maior área elíptica padrão (SEAc = 25,8‰<sup>2</sup>, SEAB = 31,5‰<sup>2</sup>, Cr.I. = 22,1 – 41,2‰<sup>2</sup>), seguidos pelos frugívoros/granívoros (SEAc = 22,6‰<sup>2</sup>, SEAB = 20,7‰<sup>2</sup>, Cr.I. = 17,9 – 23,5‰<sup>2</sup>) e frugívoros/onívoros (SEAc = 10,9‰<sup>2</sup>, SEAB = 10,0‰<sup>2</sup>, Cr.I. = 5,3 – 15,3‰<sup>2</sup>). A porcentagem de sobreposição das SEAc entre pequenos mamíferos dos diferentes grupos funcionais variou de 0,0% a 27,6% (Tabela 8).

As probabilidades de que a SEAB dos frugívoros/granívoros fosse maior do que a dos frugívoros/onívoros e insetívoros/onívoros foram de 0,004 e 0,993, respectivamente (Figura 6). A probabilidade de que a SEAB dos frugívoros/onívoros fosse maior que a dos insetívoros/onívoros foi de 0. Outras métricas isotópicas também variaram de acordo com o grupo funcional (Tabela 8).

Os pequenos mamíferos capturados na estação chuvosa apresentaram a maior SEA (SEAc = 29,2‰<sup>2</sup>, SEAB = 25,3‰<sup>2</sup>, Cr.I. = 21,2 – 29,3‰<sup>2</sup>), em comparação com a estação seca (SEAc = 24,0‰<sup>2</sup>, SEAB = 26,1‰<sup>2</sup>, Cr.I. = 21,7 – 30,6‰<sup>2</sup>). A porcentagem de sobreposição das SEAc entre pequenos mamíferos das estações chuvosa e seca foi de 38,3%

confo(Tabela 8) A probabilidade de que a SEAB dos indivíduos da estação chuvosa fosse maior que a da estação seca foi de 0,594 (Figura 5). Outras métricas isotópicas também variaram conforme a estação do ano (Tabela 8), conforme Ribeiro J, et al (2019).

**Tabela 8.** Métricas isotópicas e sobreposição de nicho isotópico de pequenos mamíferos agrupados por uso do solo, grupo funcional e estação do ano.

Tratamento	NR	CR	CD	NND	SDNND	SEAc (‰ <sup>2</sup> )	Sobreposição de Nicho Isotópico(%)		
							Plantação de eucalipto	Pasto abandonado	Vegetação nativa
Plantação de Eucalipto	7,20	15,58	4,55	0,60	0,55	21,06	100	41,24	17,77
Pasto Abandonado	10,30	16,38	4,03	0,43	0,39	21,16	-	100	22,14
Vegetação Nativa	9,73	17,07	5,20	0,61	0,49	32,77	-	-	100
Tratamento	NR	CR	CD	NND	SDNND	SEAc (‰ <sup>2</sup> )	Frugívoro/ Granívoro	Frugívoro/ Onívoro	Insetívoro/ Onívoro
Frugívoro/ Granívoro	8,79	17,07	4,63	0,32	0,26	22,64	100	0	9,22
Frugívoro/ Onívoro	5,10	13,28	2,06	1,07	2,43	10,90	-	100	27,63
Insetívoro/ Onívoro	7,30	15,95	4,98	0,76	0,69	25,84	-	-	100
Tratamento	NR	CR	CD	NND	SDNND	SEAc (‰ <sup>2</sup> )	Chuvosa	Seca	
Chuvosa	10,30	16,91	5,49	0,43	0,41	29,27	100	38,34	
Seca	8,90	15,81	4,78	0,44	0,32	24,05	-	100	

Onde,

NR = amplitude de  $\delta^{15}\text{N}$ .

CR = amplitude de  $\delta^{13}\text{C}$ .

CD = distância média ao centroide.

NND = distância média ao vizinho mais próximo.

SDNND = desvio padrão da distância ao vizinho mais próximo.

SEAc = área da elipse padrão corrigida.

**Fonte:** Elaboração própria

Quando comparados os diferentes usos do solo, os pequenos mamíferos em vegetação nativa apresentaram a maior amplitude de nicho ( $\text{SEAc} = 32,7\% \text{‰}^2$ ), seguidos por indivíduos em pastagem abandonada ( $\text{SEAc} = 21,1\% \text{‰}^2$ ) e em plantios de eucalipto ( $\text{SEAc} = 21,0\% \text{‰}^2$ ). A sobreposição entre os tipos de uso do solo variou de 17,7% a 41,2%, sugerindo que o contexto paisagístico influencia fortemente as estratégias alimentares dos pequenos mamíferos.

A métrica SDNND (Desvio Padrão da Distância ao Vizinho Mais Próximo) revelou padrões adicionais sobre a distribuição dos nichos no espaço isotópico. Valores mais baixos de SDNND indicam que os indivíduos estão mais uniformemente distribuídos em termos tróficos, enquanto valores mais altos podem sugerir agrupamentos ou especializações. Juntas, as métricas CD, NND e SDNND contribuem para uma avaliação mais geral da diversidade trófica e da redundância funcional dentro das comunidades estudadas.

Esses padrões reforçam a ideia de que os insetívoros/onívoros são os mais generalistas e flexíveis em termos tróficos, apresentando maior diversidade de fontes alimentares e adaptabilidade ao mosaico de paisagens. Por outro lado, os frugívoros/onívoros, apesar da dieta presumivelmente mista, mostram uma ocupação trófica mais restrita, o que pode indicar especializações microecológicas ou dependência de recursos específicos. Essa diferenciação no espaço isotópico sugere uma partição de recursos tróficos como mecanismo central na coexistência dessas espécies em habitats sobrepostos.

Os resultados deste estudo contrastam parcialmente com os de Rodarte (2013) na Mata Atlântica, que identificou padrões distintos entre marsupiais e roedores em função do uso vertical do habitat, e com Hyodo *et al.* (2011), que observaram diferenças claras de  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  em mamíferos voadores e não voadores. No presente estudo, em um mosaico de paisagens no Cerrado, a separação trófica parece ocorrer principalmente em função do grupo funcional, tipo de uso do solo e variações sazonais, mais do que pelo uso do estrato vertical.

Nossos resultados são coerentes com os resultados obtidos por Galetti *et al.* (2016): Ribeiro J. *et al.* (2019), que analisaram os nichos isotópicos de pequenos mamíferos na Mata Atlântica e encontraram uma maior amplitude nos valores de  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  entre os roedores em comparação aos marsupiais. No referido estudo, os valores de  $\delta^{13}\text{C}$  variaram entre  $-30,63\text{‰}$  e  $-12,37\text{‰}$ , sendo os valores mais elevados associados a roedores como *Necromys lasiurus* e *Oligoryzomys nigripes*, espécies que provavelmente exploram habitats com predominância de vegetação C4, tal como observado em nossos dados para áreas de pastagem. A amplitude em  $\delta^{15}\text{N}$ , por sua vez, alcançou de  $0,37\text{‰}$  até  $7,37\text{‰}$ , indicando a presença de indivíduos em diferentes níveis tróficos — padrão mais evidente entre os roedores. Além disso, os autores observaram que o espaço de nicho isotópico ocupado pelos roedores era significativamente maior e menos sobreposto ao dos marsupiais, sugerindo uma maior diversidade dietética e especializações tróficas nos primeiros.

## 7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados revelaram padrões distintos na assembleia de pequenos mamíferos, influenciados pelo uso do solo, sazonalidade e atributos funcionais das espécies, destacando a complexidade das interações ecológicas em paisagens antropizadas. A composição de espécies foi dominada por *O. nigripes*, *O. flavescens* e *C. tener*, refletindo a adaptação desses roedores a ambientes modificados.

As análises isotópicas demonstraram que a composição de  $\delta^{15}\text{N}$  e  $\delta^{13}\text{C}$  variou significativamente entre grupos funcionais, usos do solo e estações do ano. A plasticidade trófica observada, especialmente em espécies onívoras, ressalta a capacidade de adaptação desses mamíferos a ambientes heterogêneos. Por outro lado, a menor amplitude de nicho isotópico em plantações de eucalipto pode refletir uma redução na disponibilidade de recursos, limitando a diversidade trófica.

Este estudo evidenciou que a assembleia de pequenos mamíferos em mosaicos agrícolas é estruturada por uma combinação de fatores ecológicos e antropogênicos. A manutenção de fragmentos de vegetação nativa e a heterogeneidade paisagística são essenciais para sustentar a diversidade funcional e trófica dessas comunidades.

Em relação às hipóteses nulas levantadas a partir de nossos resultados: H1, que sugere não haver diferença na dieta de pequenos mamíferos entre distintos usos do solo, estações do ano e grupos funcionais e tróficos; H2, a qual postula que o uso do solo, as estações do ano e os grupos funcionais não exercem influência sobre a condição corporal desses animais; e H3, que defende a inexistência de diferença na largura do nicho isotópico entre os diferentes usos do solo, estações e grupos funcionais de pequenos mamíferos, todas elas foram refutadas.

Futuras pesquisas poderiam investigar os efeitos a longo prazo de diferentes manejos agrícolas, além de integrar variáveis como conectividade da paisagem e disponibilidade sazonal de recursos, para um entendimento mais abrangente das respostas ecológicas em cenários de mudança no uso da terra.

## REFERÊNCIAS

- AARS, Jon; IMS, Rolf A. Intrinsic and climatic determinants of population demography: the winter dynamics of tundra voles. **Ecology**, v. 83, n. 12, p. 3449-3456, 2002.
- ALISAUSKAS, Ray T.; HOBSON, Keith A. Determination of lesser snow goose diets and winter distribution using stable isotope analysis. **The Journal of wildlife management**, p. 49-54, 1993.
- ALVES, Bruno José Rodrigues *et al.* **Emprego de isótopos estáveis para o estudo do carbono e do nitrogênio no sistema solo-planta**. In: AQUINO A. M. de, ASSIS R.L. de. **Processos biológicos no sistema solo-planta: Ferramentas para uma agricultura sustentável**. Brasília, DF: Embrapa-SCT, 2005. p. 343-368.
- ATHAYDE, Eduardo Anversa. **Importância da heterogeneidade natural na conservação da diversidade de árvores em paisagem agrossilvicultural**. 2012. Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Instituto de Biociências de Rio Claro, 2012, p 36.
- ATKINS, P.; JONES, L. **Princípios de química: questionando a vida moderna e o meio ambiente**. 3. ed. Porto Alegre: Bookman, 2006, 968 p.
- BALMFORD, Andrew; GREEN, Rhys E.; SCHARLEMANN, Jörn PW. Sparing land for nature: exploring the potential impact of changes in agricultural yield on the area needed for crop production. **Global Change Biology**, v. 11, n. 10, p. 1594-1605, 2005.
- BARROS, Camila S.; PÜTTKER, Thomas; PARDINI, Renata. Tempo e sinais ambientais associados ao desencadeamento da atividade reprodutiva em marsupiais da Mata Atlântica. **Mammalian Biology**, v. 80, p. 141-147, 2015.
- BARTON, K. Model selection and model averaging based on information criteria (AICc and alike). R package, version 1.9. 5. 2011. Disponível em: <https://www.rdocumentation.org/packages/MuMIn/versions/1.9.5> Acessado em 05/06/2025
- BATES, Timothy C. umx: Making Structural Equation Modeling (SEM) in R quick & powerful. 2013. Disponível em: <https://github.com/tbates/umx>. Acessado em 03/04/2025
- BEARHOP, Stuart. Determining trophic niche width: a novel approach using stable isotope analysis. **Journal of animal ecology**, v. 73, n. 5, p. 1007-1012, 2004.
- BOHMANN, Kristine *et al.* DNA ambiental para biologia da vida selvagem e monitoramento da biodiversidade. **Tendências em ecologia e evolução**, v. 29, n. 6, p. 358-367, 2014.
- BONECKER, Simone T. *et al.* Um estudo de longo prazo de populações de pequenos mamíferos em uma paisagem agrícola brasileira. **Mammalian Biology**, v. 74, p. 467-477, 2009.
- BONNER, John Tyler. **Why size matters: from bacteria to blue whales**. Princeton University. 2024. 176 p.
- BUBADUÉ, Jamile *et al.* Niche partitioning in small mammals: interspecific and biome-level analyses using stable isotopes. **Journal of Mammalogy**, v. 102, n. 5, p. 1235-1248, 2021.

BURGER, Dietrich; HESS, J.; LANG, B. **Certificação Florestal: Um instrumento inovador a serviço do desenvolvimento sustentável**. Eschborn: Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit, 2005.

BURNHAM, K.; ANDERSON, D. Selección de modelos e inferencia multimodelo: un enfoque práctico de la teoría de la información. Nueva York. 2002.

BUSTAMANTE, Maria MC *et al.* **Tendências e impactos dos vetores de manipulação e restauração da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos**. 2019. In: CA Joly, FR Scarano, CS Seixas, JP Metzger, JP Ometto, MMC Bustamante, *et al.* Ed. 1 **Diagnóstico Brasileiro de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos Cap.3**. Editora Cubo. p 06-343 São Carlos

CASSMAN, Kenneth G. **Intensificação ecológica de sistemas de produção de cereais: potencial de rendimento, qualidade do solo e agricultura de precisão**. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, Anais da Academia Nacional de Ciências, - pnas.org v. 96, n. 11, p. 5952-5959, 1999.

CERQUEIRA, R. *et al.* **A five-year population study of an assemblage of small mammals in Southeastern Brazil**. 1993.

CERQUEIRA, R.; TRIBE, C. J. Genus Didelphis Linnaeus, 1758. **Mammals of South America, Marsupiais, xenartros, musaranhos e morcegos**. Chicago Chicago University 2008. Vol. 1

CHEN, Gang. Isotopic niche overlap of two planktivorous fish in southern China. **Limnology**, v. 12, n. 2, p. 151-155, 2011.

COLWELL, Robert K.; FUTUYMA, Douglas J. **Sobre a medição da amplitude e sobreposição de nichos**. **Ecology**, v. 52, n. 4, p. 567-576, 1971.

COOK, R. P.; BOLAND, K. M.; DOLBEARE, T. **Inventory of small mammals at Cape Cod National Seashore with recommendations for long-term monitoring**. Boston: National Park Service US Department of the Interior, 2006.

CLIMATE POLICY INITIATIVE (CPI). **Where Does Brazil Stand with the Implementation of the Forest Code? A Snapshot of CAR and PRA in Brazilian States – 2024 Edition**. Climate Policy Initiative, 2024

COX, N. A. *et al.* **The Conservation Status**. by: IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK and the Environment and Protected Areas Authority, 2012.

CRAWFORD, Kerry; MCDONALD, Robbie A.; BEARHOP, Stuart. Applications of stable isotope techniques to the ecology of mammals. **Mammal Review**, v. 38, n. 1, p. 87-107, 2008.

DAILY, Gretchen C. *et al.* Introdução: o que são serviços ecossistêmicos. **Serviços da natureza: dependência social de ecossistemas naturais**, v. 1, n. 1, 1997.

DAWSON, Todd E.; BROOKS, Paul D. Fundamentals of stable isotope chemistry and measurement. **Stable isotope techniques in the study of biological processes and functioning of ecosystems**, p. 1-18, 2001.

DAMMHAHN, Melanie; SOARIMALALA, Voahangy; GOODMAN, Steven M. **Diferenciação de nicho trófico e utilização de micro-habitat em uma comunidade de pequenos mamíferos florestais de montanha rica em espécies no leste de Madagascar.** *Biotropica*, v. 45, n. 1, p. 111-118, 2013.

DAMMHAHN, Melanie; GOODMAN, Steven M. Diferenciação de nicho trófico e utilização de microhabitat reveladas por análises de isótopos estáveis em uma assembleia de morcegos de floresta seca em Ankarana, norte de Madagascar. **Journal of Tropical Ecology**, v. 30, n. 2, p. 97-109, 2014.

DALERUM, Fredrik; ANGERBJÖRN, Anders. Resolving temporal variation in vertebrate diets using naturally occurring stable isotopes. **Oecologia**, v. 144, n. 4, p. 647-658, 2005.

DENIRO, Michael J.; EPSTEIN, Samuel. Influência da dieta na distribuição de isótopos de carbono em animais. **Geochimica et cosmochimica acta**, v. 5, pág. 495-506, 1978.

DENIRO, Michael J.; EPSTEIN, Samuel. Influence of diet on the distribution of nitrogen isotopes in animals. **Geochimica et cosmochimica acta**, v. 45, n. 3, p. 341-351, 1981.

DIAMOND, Jared. **Armas, germes e aço: os destinos das sociedades humanas.** Editora Record, Rio de Janeiro, 2017.

DUELLI, Peter. Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: an approach at two different scales. **Agriculture, ecosystems & environment**, v. 62, n. 2-3, p. 81-91, 1997.

ELTON, Charles S. Flutuações periódicas no número de animais: suas causas e efeitos. **Journal of Experimental Biology**, v. 2, n. 1, p. 119-163, 1924.

ELTON, Charles; NICHOLSON, Mary. Flutuações na população do rato-almiscarado (*Ondatra zibethica*) no Canadá. **The Journal of Animal Ecology**, p. 96-126, 1942.

FAO (2024) **Inovação no setor Florestal rumo a um futuro mais sustentável.** Disponível em: <https://openknowledge.fao.org/items/ec487897-97b5-43ec-bc2e-5ddfc76c8e85>. **FAO. 2024. The State of the World's Forests 2024 – Forest-sector innovations towards a more sustainable future.** Rome, FAO. <https://doi.org/10.4060/cd1211en>. Cap. 2. p.6

FARQUHAR, Graham D. Sobre a natureza da discriminação de isótopos de carbono em espécies C4. **Functional Plant Biology**, v. 10, n. 2, p. 205-226, 1983.

FARQUHAR, Graham D. *et al.* Carbon isotope discrimination and photosynthesis. **Annual review of plant physiology and plant molecular biology**, v. 40, n. 1, p. 503-537, 1989.

FERREIRA, Mariana Silva.; Delciellos, A.C. & De Barros, C.D.S. 2023. Ecology of tropical forest small mammal populations: patterns and process revealed by the largest monitoring study in Brazil. **Oecologia Australis** 27, n. 2 (2023): 121-135.

FORMAN, R. T. T. 1981. **Interaction among landscape elements: a core of landscape ecology.** Pages 35–48 in S. P. Tjallingii and A. A. de Veer, editors. Proceedings of the international congress of the Netherlands Society for Landscape Ecology. Netherlands Society for Landscape Ecology, Veldhoven

FORMAN, Richard TT; GODRON, Michel. **Landscape ecology**. John Wiley & Sons. New York, v. 4, p. 22-28, 1986.

FLEMING, Theodore H.; NUÑEZ, Robert A.; STERNBERG, Leonel da Silveira Lobo. Alterações sazonais nas dietas de morcegos nectarívoros migrantes e não migrantes, reveladas pela análise de isótopos estáveis de carbono. **Oecologia** , v. 94, p. 72-75, 1993.

FRY, Brian. **Ecologia de isótopos estáveis** . Nova Iorque: Springer, 2006.

GALETTI, Mauro *et al.* Trophic niche differentiation in rodents and marsupials revealed by stable isotopes. **PLoS One**, v. 11, n. 4, p. e0152494, 2016.

GAN, Yantai *et al.* Reduzindo a pegada de carbono do trigo duro por meio da diversificação de sistemas de cultivo. **Field Crops Research** , v. 122, n. 3, p. 199-206, 2011.

GANN, George D. *et al.* International principles and standards for the practice of ecological restoration. **Restoration ecology**, v. 27, n. S1, p. S1-S46, 2019.

GANNES, Leonard Z.; O'BRIEN, Diane M.; DEL RIO, Carlos Martinez. Stable isotopes in animal ecology: assumptions, caveats, and a call for more laboratory experiments. **Ecology**, v. 78, n. 4, p. 1271-1276, 1997.

GANNES, Leonard Z.; DEL RIO, Carlos Martinez; KOCH, Paul. **Natural abundance variations in stable isotopes and their potential uses in animal physiological ecology**. Comparative biochemistry and physiology Part A: Molecular & integrative physiology, v. 119, n. 3, p. 725-737, 1998.

GARDNER, Toby A.; BARLOW, Jos; PERES, Carlos A. Paradoxo, presunção e armadilhas na biologia da conservação: a importância da mudança de habitat para anfíbios e répteis. **Conservação biológica** , v. 138, n. 1-2, p. 166-179, 2007.

GENTILE, Rosana; KAJIN, Maja. Estudos empíricos de longo prazo de pequenos mamíferos: a contribuição do professor Rui Cerqueira à biologia de populações. **Oecologia Australis**, v. 19, n. 1, p. 1-15, 2015.

GHELER-COSTA, Carla *et al.* The distribution and abundance of small mammals in agroecosystems of southeastern Brazil. **Mammalia**, v. 76, n. 2, 2012.

GREY, Jonathan. O uso de análises de isótopos estáveis em ecologia de água doce: conhecimento atual. **Revista Polonesa de Ecologia** , v. 54, n. 4, p. 563-584, 2006.

GRUEBER, Catherine E. *et al.* Inferência multimodelo em ecologia e evolução: desafios e soluções. **Journal of evolutionary biology** , v. 24, n. 4, p. 699-711, 2011.

HANSSON, Lennart. Métodos de microanálise morfológica da dieta em roedores. **Oikos** , p. 255-266, 1970.

HYODO, Fujio *et al.* The structure of a food web in a tropical rain forest in Malaysia based on carbon and nitrogen stable isotope ratios. **Journal of Tropical Ecology**, v. 26, n. 2, p. 205-214, 2010.

HOBSON, Keith A. Tracing origins and migration of wildlife using stable isotopes: a review. **Oecologia**, v. 120, p. 314-326, 1999.

HOBSON, Keith A. Aplicando métodos isotópicos ao rastreamento de movimentos animais. **Ecologia terrestre**, v. 2, p. 45-78, 2008.

HOLT, Robert D. *et al.* Theoretical models of species' borders: single species approaches. **Oikos**, v. 108, n. 1, p. 18-27, 2005.

HOLT, Robert D.; KEITT, Timothy H. Causas alternativas para limites de distribuição: uma perspectiva metapopulacional. **Ecology letters**, v. 3, n. 1, p. 41-47, 2000.

HUTCHINSON, R. E. Concluding remarks. **Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology**, v. 22, p. 415-427, 1957.

IBÁ. **Indústria Brasileira de Árvores**. Relatório Anual 2023 IBÁ. São Paulo. 2023. cap.4 p.46 Disponível em: <https://iba.org/datafiles/publicacoes/relatorios/relatorio-anual-iba2023-r.pdf> compactado, Acesso em 12/06/2025

INGER, Richard; BEARHOP, Stuart. Aplicações de análises de isótopos estáveis à ecologia aviária. **Ibis**, v. 150, n. 3, p. 447-461, 2008.

JACKSON, Andrew L. *et al.* Comparing isotopic niche widths among and within communities: SIBER—Stable Isotope Bayesian Ellipses in R. **Journal of Animal Ecology**, v. 80, n. 3, p. 595-602, 2011.

KARASOV, William H.; MARTÍNEZ DEL RIO, Carlos. **Ecologia fisiológica: como os animais processam energia, nutrientes e toxinas**. Princeton University Press, 2007.

KITTIPALAWATTANAPOL, Kawinwit *et al.* Avaliando o valor de plantios de restauração para a vida selvagem em uma paisagem agrícola temperada. **Ecologia da Restauração**, v. 30, n. 1, p. e13470, 2022.

KREBS, Charles J. *et al.* Sincronia no ciclo da lebre-da-neve (*Lepus americanus*) no noroeste da América do Norte, 1970–2012. **Canadian Journal of Zoology**, v. 91, n. 8, p. 562-572, 2013.

LARSEN, Cole D.; HARGREAVES, Anna L. Miniaturizando paisagens para compreender a distribuição de espécies. **Ecography**, v. 43, n. 11, p. 1625-1638, 2020.

LAYMAN, Craig A. *et al.* Can stable isotope ratios provide for community-wide measures of trophic structure?. **Ecology**, v. 88, n. 1, p. 42-48, 2007a.

LAYMAN, Craig A. *et al.* Niche width collapse in a resilient top predator following ecosystem fragmentation. **Ecology letters**, v. 10, n. 10, p. 937-944, 2007b.

LAYMAN, Craig A. *et al.* Applying stable isotopes to examine food-web structure: an overview of analytical tools. **Biological reviews**, v. 87, n. 3, p. 545-562, 2012.

LAJTHA, Kate; MICHENER, Robert (Ed.). **Isótopos Estáveis em Ecologia e Ciência Ambiental**. Série Métodos e Conceitos Ecológicos. Wiley, 2007.

LIMA, Mauricio *et al.* Demografia e dinâmica populacional do gambá-rato (*Thylamys elegans*) no semiárido chileno: sazonalidade, estrutura de feedback e clima. **Anais da Royal Society of London. Série B: Ciências Biológicas**, v. 268, n. 1480, p. 2053-2064, 2001.

- LISBOA, M. A. M.; PRADO, B. H. S. Fazenda das Areias e Fazenda da Conquista: História, Memória e Cultura. **RV Content**. Sao Paulo, p. 282, 2019.
- LOPES, Edson Varga *et al.* Efeitos da conectividade nas comunidades de aves florestais de paisagens fragmentadas adjacentes. **Ardeola** , v. 63, n. 2, p. 279-293, 2016.
- LOREAU, Michel *et al.* Biodiversidade e funcionamento dos ecossistemas: conhecimento atual e desafios futuros. **Science** , v. 294, n. 5543, p. 804-808, 2001.
- MACDONALD, D. W. *et al.* Mammals, agri-environment schemes and set-aside—what are the putative benefits?. **Mammal review**, v. 37, n. 4, p. 259-277, 2007.
- MARINHO-FILHO, Jader; RODRIGUES, Flávio HG; JUAREZ, Keila M. The Cerrado mammals: diversity, ecology, and natural history. In: **The Cerrados of Brazil: Ecology and natural history of a neotropical savanna**. Columbia University Press, 2002. p. 266-284.
- MARTINELLI, L. A. *et al.* **Desvendando questões ambientais com isótopos estáveis**. 1. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2009, p. 9,10-144.
- MARTIN, Paula S. *et al.* Pequenos mamíferos terrestres não voadores em paisagens agrossilviculturais do Sudeste do Brasil. **Ecologia e Manejo Florestal** , v. 282, p. 185-195, 2012.
- MARTINS, Éder de Souza *et al.* **Ecologia de Paisagem: conceitos e aplicações potenciais no Brasil**. 8. ed. Brasil 2004.
- MEIER-AUGENSTEIN, Wolfram. Cromatografia gasosa aplicada acoplada à espectrometria de massa de razão isotópica. **Journal of Chromatography A** , v. 842, n. 1-2, p. 351-371, 1999.
- MENGAK, Michael T.; GUYNN JR, David C. Pitfalls and snap traps for sampling small mammals and herpetofauna. **American Midland Naturalist**, p. 284-288, 1987.
- METZGER, Jean Paul. O que é ecologia de paisagens? In [www.biotaneotropica.org.br](http://www.biotaneotropica.org.br). **Publicado em**, v. 28, n. 11, p. 2001, 2001.
- METZGER, J. P. **O que é ecologia de paisagens?** In [www.biotaneotropica.org.br](http://www.biotaneotropica.org.br). Publicado em 28/11/2001, v. 1 . 2001. Disponível em <https://www.biotaneotropica.org.br/BN/article/view/1575>. Acessado em 02/11/2024
- METZGER, Jean Paul. O Código Florestal tem base científica. **Natureza & Conservação** , v. 1, pág. 1-5, 2010.
- MICHENER, Robert; LAJTHA, Kate (Ed.). Isótopos estáveis em ecologia e ciência ambiental. **John Wiley & Sons**, Hoboken, Nova Jersey, E. U, 2008. <https://doi.org/10.1002/9780470691854.fmatter>.
- MILLÁN, Manuel Corbera *et al.* Ciência, natureza e paisagem em Alexander von Humboldt. **Boletín da Associação de Geógrafos Españoles** , 2014.
- MILLAN, Cristiane H.; DEVELEY, Pedro F.; VERDADE, Luciano M. Práticas de manejo em nível de povoamento aumentam a ocupação por aves em plantações de eucalipto exótico. **Ecologia e Manejo Florestal** , v. 336, p. 174-182, 2015..

NAKAGAWA, Shinichi; SCHIELZETH, Holger. Um método geral e simples para obter  $R^2$  a partir de modelos lineares generalizados de efeitos mistos. **Métodos em ecologia e evolução**, v. 4, n. 2, p. 133-142, 2013.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL *et al.* **Dimensões humanas da mudança ambiental global: Caminhos de pesquisa para a próxima década**.

NEWMAN, Erica A. *et al.* Scaling and complexity in landscape ecology. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 7, p. 293, 2019.

NEWSOME, Seth D. *et al.* A niche for isotopic ecology. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 5, n. 8, p. 429-436, 2007.

NEWSOME, Seth D. *et al.* Tools for quantifying isotopic niche space and dietary variation at the individual and population level. **Journal of Mammalogy**, v. 93, n. 2, p. 329-341, 2012.

NYE, Peter Hague; GREENLAND, Dennis J. The soil under shifting cultivation. 1960.51 ed. **Commonwealth Agricultural Bureau Grã-Bretanha**, 1960; p. 156.

NORRIS, Darren *et al.* Terrestrial mammal responses to edges in Amazonian forest patches: a study based on track stations. **Mammalia**, v. 72, p. 15-23, New York, 2008. <https://doi.org/10.1515/MAMM.2008.002>

OGDEN, Lesley J. Evans; HOBSON, Keith A.; LANK, David B. Fatores de renovação isotópica sanguínea ( $\delta^{13}C$  e  $\delta^{15}N$ ) e fracionamento dieta-tecido em maçaricos-galegos (*Calidris alpina pacifica*) criados em cativeiro. **The Auk**, v. 121, n. 1, p. 170-177, 2004.

OGOREVC, Marko; SLABE-ERKER, Renata. Assessment of the European Common Agricultural Policy and landscape changes: an example from Slovenia. **Agricultural Economics/Zemědělská Ekonomika**, v. 64, n. 11, 2018.

OLIVEIRA, A. C. B. *et al.* Isótopos estáveis e produção de bebidas: de onde vem o carbono que consumimos? **Ciência e Tecnologia de Alimentos, Campinas**, v. 22, n. 3, p. 258-288, 2002

OLIVETTE, M. P. A. *et al.* Evolução e prospecção da agricultura paulista: liberação da área de pastagem para o cultivo da cana-de-açúcar, eucalipto, seringueira e reflexos na pecuária, 1996-2030. **Informações Econômicas**, v. 41, n. 3, p. 37-67, S.P, 2011.

PAGLIA, Adriano .P. *et al.* Annotated Checklist of Brazilian Mammals; Occasional **Papers in Conservation Biology Conservation International**: v. 76. Arlington, VA, USA, 2012

PATTON, James L.; PARDIÑAS, Ulyses FJ; D'ELÍA, Guillermo (Ed.). **Mammals of South America, vol 2: Rodents**. University of Chicago Press, 2015.

PEREIRA, Alexandre Leandro; BENEDITO, Evanilde. Isótopos estáveis em estudos ecológicos: métodos, aplicações e perspectivas. **Revista Biociências**, v. 13,. Universidade Estadual de Maringá, Brasil 2007.

PERILLO, Lucas Neves. Aspectos ecológicos das paisagens rupestres **Pista: Periódico Interdisciplinar .Sociedade Tecnologia Ambiente**, v. 4, n. 1, p. 23-41, Belo Horizonte, Brasil 2022.

PERRINGS, Charles *et al.* Biodiversity in agricultural landscapes: preserving natural capital without losing interest. **Conservation biology**, v. 20, n. 2, p. 263-264, Arizona State University, USA, 2006. doi:10.1017/S1355770X06003020

PETERSON, Bruce J.; FRY, Brian. Stable isotopes in ecosystem studies. **Annual review of ecology and systematics**, v. 14-18, p. 293-320, Massachusetts, USA 1987.

PEIG, Jordi; GREEN, Andy J. New perspectives for estimating body condition from mass/length data: the scaled mass index as an alternative method. **Oikos**, v. 118, n. 12, p. 1883-1891, Sevilla, Spain. 2009.

POJAR, Jim *et al.* **Biodiversity planning and forest management at the landscape scale.** In: **Expanding horizons of forest ecosystem management. Proceedings of the Third Habitat Futures Workshop. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-336**, Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, OR. 1994. p. 55-70.

QUEVEDO, Mário; SVANBÄCK, Richard; EKLÖV, Peter. A partição de nicho intrapopulacional em um predador generalista limita a conectividade da teia alimentar. **Ecology**, v. 90, n. 8, p. 2263-2274, 2009.

RAMOS, Raül; GONZÁLEZ-SOLÍS, Jacob. Trace me if you can: the use of intrinsic biogeochemical markers in marine top predators. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 10, n. 5, p. 258-266, 2012.

RABINOWITZ, Alan R. Jaguar predation on domestic livestock in Belize. **Wildlife Society Bulletin (1973-2006)**, v. 14, n. 2, p. 170-174, Cambridge University Press London, England 1986.

R CORE Team. R: A Language and Environment for Statistical Computing. **R Foundation for Statistical Computing**, Austria, Vienna 2012.

RIBEIRO, Hugo José *et al.* Sensoriamento remoto em ecologia da paisagem: estado da arte. **Geosciences= Geociências**, v. 38, n. 1, p. 257-267, 2019.

RIBEIRO, Juliana Fernandes *et al.* O tipo de habitat e a sazonalidade influenciam o nicho trófico isotópico de pequenos mamíferos em uma savana neotropical. **Hystrix**, v. 30, n. 1, p. 30, 2019.

RICHARDS, Shane A. Dealing with overdispersed count data in applied ecology. **Journal of Applied Ecology**, v. 45, n. 1, p. 218-227, 2008.

RISSER, Paul G.; KARR, James R.; FORMAN, Richard TT. Ecologia da paisagem: direções e abordagens: um workshop realizado no Parque Allerton, Condado de Piatt, Illinois, abril de 1983. **Publicação Especial nº 02 do Levantamento de História Natural de Illinois**, 1984.

ROCHA, Ednaldo Cândido; DALPONTE, Julio César. Composição e caracterização da fauna de mamíferos de médio e grande porte em uma pequena reserva de cerrado em Mato Grosso, Brasil. **Revista Árvore**, v. 30, p. 669-677, 2006.

RODARTE, Raisia Reis de Paula. **Ecologia trófica de pequenos mamíferos não voadores em uma área contínua de Mata Atlântica** 2013. Dissertação (Mestre em Zoologia) - Instituto de Biociências do Câmpus de Rio Claro, Universidade Estadual Paulista, 2013.

ROSALINO, Luis M.; GHELER-COSTA, Carla (Ed.). **Middle-sized carnivores in agricultural landscapes**. Hauppauge, NY: Nova Science Publishers, 2011.

ROSALINO, Luís M. *et al.* Neotropical small mammals' diversity in the early cycle of commercial Eucalyptus plantations. **Agroforestry systems**, v. 88, p. 427-436, 2014. <https://doi.org/10.1007/s10457-014-9702-9>

RUBENSTEIN, Dustin R.; HOBSON, Keith A. From birds to butterflies: animal movement patterns and stable isotopes. **Trends in ecology and evolution** , v. 19, n. 5, p. 256-263, 2004.

SAUNDERS, Denis A.; HOBBS, Richard J.; MARGULES, Chris R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation biology**, v. 5, n. 1, p. 18-32, Lyneham Australian Capital Territory 2602, Australia 1991.

CHWERTL M, AUERSWALD K, CHYNDER H **Reconstruction of the isotopic history of animal diets by hair segmental analysis**. **Rapid Commun Mass Spectrom**, v. 17, n. 11, p. 1312–1318, 2003.

SILVA, B. M. *et al.* Adulteração por adição de açúcares a sumos de frutos: uma revisão adulteration of fruit juice by addition of sugars: a review adulteración por adición de azúcares a zumos de frutas: una revisión. **Ciência y Tecnología Alimentaria**, v. 2, n. 4, p. 184-191, Faculdade de Farmácia - Universidade do Porto R. Aníbal Cunha, Porto, Portugal 1999.

SILVER, Scott C. *et al.* The use of camera traps to estimate jaguar (*Panthera onca*) abundance and density using capture/recapture analysis. **Oryx** , v. 38, n. 2, p. 148-154, Cambridge, CB1 2TT, United Kingdom 2004

TAUHATA, L., *et al.* **Radioproteção e Dosimetria: Fundamentos** - 5ª revisão agosto/2003 - Rio de Janeiro - IRD/CNEN - 242p.

TEAM, R. Core. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>, 2013

THRELFALL, Caragh G.; LAW, Bradley; BANKS, Peter B. Influence of landscape structure and human modifications on insect biomass and bat foraging activity in an urban landscape. **PloS one** , v. 7, n. 6, p. e 38800, University of New South Wales, Sydney, New South Wales, Australia 2012.

TIMO, Thiago PC *et al.* Effect of the plantation age on the use of Eucalyptus stands by medium to large-sized wild mammals in south-eastern Brazil. **iForest-Biogeosciences and Forestry**, v. 8, n. 2, p. 108, Italy 2015.

TILMAN, David *et al.* Agricultural sustainability and intensive production practices. **Nature**, v. 418, n. 6898, p. 671-677, 2002.

TURNER, Monica Goigel. Landscape ecology: the effect of pattern on process. Annual review of ecology and systematics, p. 171-197, **Oak Ridge**, Tennessee, United States, 1989.

TURNER, Monica G.; GARDNER, Robert H.; O'NEILL, Robert V. **Landscape ecology in theory and practice: pattern and process**. New York, NY: Springer New York, 2001.

TURNER, Monica G. Landscape ecology: what is the state of the science?. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* , v. 36, n. 1, p. 319-344, **Oak Ridge**, Tennessee, United States 2005.

UMETSU, Fabiana; NAXARA, Laura; PARDINI, Renata. Evaluating the efficiency of pitfall traps for sampling small mammals in the Neotropics. **Journal of Mammalogy**, v. 87, n. 4, p. 757-765, Oxford, Reino Unido 2006.

VASQUEZ-URIBE, L. *et al.*, Diversity of small mammals on the early second commercial cycle of Eucalyptus plantations in southeast Brazil. **FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT**, v. 489, p. 119052, 2021.

VANDERKLIFT, Mathew A.; PONSARD, Sergine. Sources of variation in consumer-diet  $\delta$  15 N enrichment: a meta-analysis. **Oecologia**, v. 136, p. 169-182, 2003.

VERDADE, Luciano. M. *et al.* Adaptation of mesocarnivores (Mammalia: Carnivora) to agricultural landscapes of Mediterranean Europe and southeastern Brazil: a trophic perspective. **Middle-Sized Carnivores in Agricultural Landscapes**. Nova Science Publishers, Inc, p. 1-38, Hauppauge, New York, United States, 2011.

VERDADE, Luciano M. *et al.* The conservation value of agricultural landscapes. **Applied ecology and human dimensions in biological conservation**, p. 91-102, Heidelberg, Germany, 2014.

VIANNA, Lilian Gabriela Gomes *et al.* Fronteira de expansão dos plantios de eucalipto no geocossistema do médio vale do rio Paraíba do Sul (SP/RJ). *In: Seminário de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Paraíba do Sul: o Eucalipto e o Ciclo Hidrológico*, Taubaté, Brasil 2007.

VICTOR, MA de M. *et al.* Cem anos de devastação: revisitada 30 anos depois. **Ministério do Meio Ambiente**, Brasília, Brasil, 2005.

WARTON, David I. *et al.* smatr 3 - an R package for estimation and inference on allometric lines. *Methods in Ecology & Evolution*, v. 3, n. 2, **British Ecological Society**, 2012.

WIENS, John A. *et al.* Mecanismos ecológicos e ecologia da paisagem. **Oikos**, p. 369-380, 1993.

WIENS, John A. Paisagens ribeirinhas: levando a ecologia da paisagem para a água. **Freshwater biology**, v. 47, n. 4, p. 501-515, 2002.

WORTLEY, Liana; HERO, Jean-Marc; HOWES, Michael. Avaliando o sucesso da restauração ecológica: uma revisão da literatura. **Restoration ecology**, v. 21, n. 5, p. 537-543, 2013.

WU, Jianguo. Landscape ecology, cross-disciplinarity, and sustainability science. **Landscape ecology**, v. 21, p. 1-4, 2006.

WU, Jianguo. Conceitos-chave e tópicos de pesquisa em ecologia da paisagem revisitados: 30 anos após o workshop do Parque Allerton. **Ecologia da paisagem**, v. 28, p. 1-11, 2013. ]

WURSTER, Christopher M. *et al.* Utilization of Sugarcane Habitat by Feral Pig (*Sus scrofa*) in Northern Tropical Queensland: Evidence from the Stable Isotope Composition of Hair. **PLoS ONE**, v. 7, n. 9, p. e43538, 2012.