



Universidade de Brasília - UnB
Instituto de Ciências Biológicas - IB
Programa de Pós-Graduação em Ecologia

**Efeito da antropização na estrutura das comunidades
de pequenos mamíferos em matas de galeria e a predação da
principal praga da soja (*Euschistus heros*)**

Ana Clara Caixeta Queiroz Pôrto

Brasília, Brasil
Julho/2024

Universidade de Brasília - UnB
Instituto de Ciências Biológicas - IB
Programa de Pós-Graduação em Ecologia

Ana Clara Caixeta Queiroz Pôrto

Efeito da antropização na estrutura das comunidades de pequenos mamíferos em matas de galeria e a predação dos percevejos pragas da soja (*Euschistus heros* e *Dichelops melacanthus*)

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade de Brasília como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientador: André F. Mendonça

Brasília, Brasil
Julho/2024

Efeito da antropização na estrutura das comunidades de pequenos mamíferos em matas de galeria e a predação dos percevejos pragas da soja (*Euschistus heros* e *Dichelops melacanthus*)

Ana Clara Caixeta Queiroz Pôrto

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade de Brasília como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ecologia

Data da defesa: 31 de julho de 2024.

Banca Examinadora

Prof. Dr. André Faria Mendonça (Presidente/Orientador)
Departamento de Ecologia/UnB

Profa. Dra. Ludmilla Moura de Souza Aguiar (Titular)
Departamento de Zoologia/UnB

Prof. Dr. Marcos de Souza Lima Figueiredo (Titular)
Departamento de Ecologia/ UFRJ

Prof. Dr. Pedro Henrique Brum Togni (Suplente)
Departamento de Ecologia/ UnB

Brasília, 31 de julho de 2024.

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, gostaria de agradecer aos meus pais, Virgínia e Hermes. Não tenho palavras para demonstrar meu carinho e agradecer por tudo que sempre fizeram pela nossa família. Mesmo com os desafios e a distância nos machucando, vocês sempre nos incentivaram a seguir pelo caminho da educação e enfim, posso dizer que isso tem dado frutos. Obrigada também, por fazerem despertar em mim a paixão pelo meio ambiente, pela biodiversidade e pelo Cerrado. Em especial, obrigada mãe por todo seu apoio (de todas as maneiras possíveis), você é minha pessoa favorita no mundo. Também gostaria de agradecer ao meu irmão, Victor, por todos os dias ser meu significado de casa. Obrigada por ser o melhor irmão e obrigada por toda a sua ajuda nessa caminhada. Não poderia deixar de agradecer também a minha tia, Gislaine e meu tio Ruben, e todas minhas primas e primos, vocês são muito importantes pra mim.

De maneira especial também gostaria de agradecer ao Pedro. Te conhecer foi a coisa mais incrível que já me aconteceu e obrigada por tudo, por ser meu companheiro, meu amigo, por ter me incentivado a me candidatar ao mestrado, por ter aceitado ser o técnico do campo, pela ajuda nas análises e para melhorar o texto, obrigada pelas risadas e tudo que vivemos juntos. Gostaria de agradecer ainda a toda sua família por sempre me acolher tão bem. Aos meus amigos, em especial, a Luana, Natália, Leonardo, Maria Clara e Felipe. Muito obrigada a todos vocês que me acompanharam de perto durante esse processo, pelas conversas, bares, cervejas e festas que me fizeram não enlouquecer (tanto assim). Obrigada também pela paciência e não desistirem da nossa amizade quando eu sumia por meses, por causa dos campos ou de muito trabalho. Não poderia deixar também de agradecer a minha psicóloga, Vitória.

Um agradecimento mais que especial para meu orientador, André Mendonça, pelos ensinamentos durante essa jornada, pelo apoio, paciência, por nunca medir esforços para nos ajudar e por ter se tornado um amigo. Gostaria de agradecer também a todos os professores que me ajudaram durante toda minha formação. Em especial, a professora Heloísa Miranda, Nícholas Camargo, Emerson Vieira e Pedro Togni. Obrigada também aos integrantes do LECA-UnB, principalmente os estagiários que me ajudaram nos campos e nas triagens das amostras. E ao Guilherme pelo auxílio durante as triagens.

Por fim, gostaria de agradecer à Universidade de Brasília e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia. Além da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa para o desenvolvimento desse projeto e a Fundação de Apoio à Pesquisa do Distrito Federal (FAP-DF) pelo financiamento da pesquisa.

RESUMO

A intensa perda e fragmentação dos ecossistemas naturais consiste na principal ameaça à manutenção e conservação da biodiversidade. Nesse contexto, a atividade agropecuária se destaca como a mais importante atividade antrópica, sendo o cultivo da soja (*Glycine max*) de grande relevância para a economia mundial. Entretanto, esses sistemas ainda utilizam grandes quantidades de agrotóxicos, o que está associado a diversos riscos para os ecossistemas, a biodiversidade e a saúde humana. A modificação da paisagem devido à ação antrópica pode ainda, alterar a biodiversidade, modificando a diversidade α e β , a estruturação e a composição das comunidades, impactando a diversidade funcional. A diminuição nas funções ecológicas gera a perda na disponibilidade e na qualidade dos serviços ecossistêmicos, como o controle biológico de pragas. Além dos valores intrínsecos, a manutenção de áreas de vegetação nativa e a conservação das espécies é essencial para a garantia dos bens e serviços que prestados aos seres humanos pelos ecossistemas naturais. Neste trabalho, nós analisamos as comunidades de pequenos mamíferos de matas de galeria do Cerrado de áreas antropizadas e naturais, investigamos os processos de estruturação dessas comunidades e avaliamos como estes são afetados pela paisagem. Para isso, analisamos comunidades de pequenos mamíferos de três matas de galeria amostradas e outras 36 matas obtidas a partir da literatura. A partir de amostras de fezes coletadas nas três matas nós identificamos e determinamos o papel da comunidade de pequenos mamíferos no controle biológico de duas principais pragas da soja, *Euschistus heros* e *Dichelops melacanthus*. Com base na densidade dos pequenos mamíferos capturados e com a quantificação do potencial de predação dos percevejos, valoramos o serviço de controle biológico prestado por essas espécies nas matas amostradas. Encontramos uma relação complexa entre a diversidade e o tipo das áreas, antropizadas e naturais, e a composição das comunidades não variou entre o tipo das áreas. Entretanto, encontramos um efeito da quantidade de área natural e complexidade das matas sobre as comunidades. Em relação ao serviço ecossistêmico promovido pelos pequenos mamíferos, confirmamos que o didelfídeo, *Gracilinanus agilis*, é o principal predador dessas pragas e identificamos outras cinco espécies de roedores (*Hylaeamys megacephalus*, *Oecomys catherinae*, *Oecomys cleberi*, *Oligoryzomys nigripes* e *Rhipidomys macrurus*) como predadores naturais dos percevejos *E. heros* e *D. melacanthus*. O controle biológico prestado pelos pequenos mamíferos das matas de galeria analisadas economiza anualmente para os agricultores em média US\$ 177,57 ha⁻¹ para o controle direto e US\$ 4.965,80 ha⁻¹ para o controle indireto. Nossos resultados destacam a importância da manutenção da quantidade e qualidade de áreas naturais para a comunidade de pequenos mamíferos e demonstram a importância dessas espécies no fornecimento do serviço de controle biológico.

ABSTRACT

The intense loss and fragmentation of natural ecosystems is the main threat to the maintenance and conservation of biodiversity. In this context, agricultural activity stands out as the most important human activity, with soybean cultivation (*Glycine max*) being of great importance to the global economy. However, these systems still use large quantities of pesticides, which are associated with various risks to ecosystems, biodiversity and human health. The modification of the landscape due to anthropogenic actions can also alter biodiversity, changing α and β diversity, structuring and composition of communities which impacting functional diversity. The decrease in ecological functions leads to the loss in availability and quality of ecosystem services, such as biological pest control. In addition to intrinsic values, the maintenance of areas of native vegetation and the conservation of species is essential to guarantee the goods and services provided to human beings by natural ecosystems. In this study, we analyzed the communities of small mammals in gallery forests of the Cerrado in anthropized and natural areas, investigated the structuring processes of these communities and evaluated how the landscape affects these processes. For this, we analyzed small mammal communities from three sampled forests and 36 other gallery forests obtained from literature. From fecal samples collected of the sampled forests we identified and determined the role of the small mammal community in the biological control of two main soybean pests, *Euschistus heros* and *Dichelops melacanthus*. Based on the density of captured small mammals and the quantification of the predation potential on the stink bugs, we assessed the value of the biological control service provided by these species. We found a complex relationship between diversity and the type of areas, anthropized and natural, and the composition of communities did not vary between the types of areas. However, we found an effect of the amount of natural area and the complexity of forests on the communities. Regarding the ecosystem service promoted by small mammals, we confirmed that the didelphid, *Gracilinanus agilis*, is the main predator of these pests and identified five other rodent species (*Hylaeamys megacephalus*, *Oecomys catherinae*, *Oecomys cleberi*, *Oligoryzomys nigripes*, and *Rhipidomys macrurus*) as natural predators of the stink bugs *E. heros* and *D. melacanthus*. The biological control provided by small mammals in the analyzed gallery forests saves farmers on average US\$ 177.57 ha⁻¹ annually for direct control and US\$ 4,965.80 ha⁻¹ for indirect control. Our results highlight the importance of maintaining the quantity and quality of natural areas for the small mammal community and demonstrate the importance of these species in providing the biological control service.

SUMÁRIO

| | | |
|------------|--|-----------|
| 1 | INTRODUÇÃO | 9 |
| 2 | CAPÍTULO I- Mudanças na paisagem afetam a diversidade e a composição de pequenos mamíferos em matas de galeria do Cerrado | 23 |
| 2.1 | RESUMO | 24 |
| 2.2 | INTRODUÇÃO | 25 |
| 2.3 | MATERIAL E MÉTODOS | 27 |
| 2.3.1 | <i>Área de estudo</i> | 27 |
| 2.3.1.1 | <i>Caracterização do Cerrado</i> | 27 |
| 2.3.1.2 | <i>Área amostrada</i> | 28 |
| 2.3.2 | <i>Procedimentos de captura</i> | 29 |
| 2.3.3 | <i>Métricas da paisagem</i> | 30 |
| 2.3.4 | <i>Índices de diversidade</i> | 32 |
| 2.3.5 | <i>Partição da diversidade β</i> | 33 |
| 2.3.6 | <i>Diversidade funcional</i> | 34 |
| 2.3.7 | <i>Análises estatísticas</i> | 34 |
| 2.4 | RESULTADOS | 36 |
| 2.4.1 | <i>Riqueza nas áreas amostradas</i> | 36 |
| 2.4.2 | <i>Diversidade e riqueza funcional</i> | 37 |
| 2.4.3 | <i>Composição de espécies</i> | 40 |
| 2.4.4 | <i>Efeito da paisagem na diversidade de espécies e riqueza funcional</i> | 43 |
| 2.5 | DISCUSSÃO | 53 |
| 2.6 | REFERÊNCIAS | 56 |
| 3 | CAPÍTULO II- Controle Biológico de Pragas da Soja por Pequenos Mamíferos no Cerrado: Valor Econômico e Importância Ecológica | 66 |
| 3.1 | RESUMO | 67 |
| 3.2 | INTRODUÇÃO | 68 |
| 3.3 | MATERIAL E MÉTODOS | 70 |

| | | |
|------------|--|------------|
| 3.3.1 | <i>Área de estudo</i> | 70 |
| 2.3.1.1 | <i>Caracterização do Cerrado</i> | 70 |
| 2.3.1.2 | <i>Área amostrada</i> | 71 |
| 3.3.2 | <i>Espécies estudadas</i> | 73 |
| 3.3.2.1 | <i>Pequenos mamíferos não voadores</i> | 73 |
| 3.3.2.2 | <i>Percevejo marrom da soja (Euschistus heros, Fabrícus, 1798) e percevejo- barriga-verde (Dichelops melacanthus, Dallas, 1851)</i> | 73 |
| 3.3.3 | <i>Procedimentos de captura</i> | 74 |
| 3.3.4 | <i>Análise das amostras fecais e taxa de consumo</i> | 75 |
| 3.3.5 | <i>Análise isotópica</i> | 76 |
| 3.3.6 | <i>Valoração monetária do controle biológico oferecido pela comunidade de pequenos mamíferos</i> | 77 |
| 3.4 | RESULTADOS | 78 |
| 3.4.2 | <i>Frequência de consumo e valor monetário do controle biológico</i> | 80 |
| 3.5 | DISCUSSÃO | 82 |
| 3.6 | REFERÊNCIAS | 86 |
| 4 | CONSIDERAÇÕES FINAIS | 97 |
| 5 | APÊNDICE I- MATERIAL SUPLEMENTAR | 99 |
| 6 | APÊNDICE II- MATERIAL SUPLEMENTAR | 110 |

1. INTRODUÇÃO

Uma parte significativa dos ecossistemas naturais foram convertidos em áreas agrícolas e de pastagem (Foley et al., 2005). A intensa perda e fragmentação dos ecossistemas naturais ameaça à manutenção e conservação da biodiversidade (Cantera et al., 2022; Laurance, 2007; Sala et al., 2000), sendo a principal causa de extinções locais, invasões biológicas e, conseqüentemente, alterações na diversidade e composição das comunidades (Aggemyr et al., 2018; Borges-Matos et al., 2016; Gallou et al., 2017; Weibull & Östman, 2003). A Ecologia da Paisagem busca compreender como a heterogeneidade ambiental afeta as espécies em seus processos ecológicos. Por meio dessa abordagem, em uma escala local, a configuração e a composição da paisagem podem influenciar a estruturação das comunidades (Fahrig et al., 2011). Paisagens naturais são mais complexas e heterogêneas do que as antropizadas. O aumento de áreas naturais em quantidade e qualidade (densidade da vegetação) está relacionado com um maior número de espécies e com a composição das comunidades (Serafini et al., 2019; Melo et al., 2022).

Entretanto, as espécies respondem de maneiras diferentes às mudanças ambientais (Fialho et al., 2019; Fischer et al., 2011). A composição das comunidades entre locais antropizados e naturais pode se diferenciar devido a extinção ou adição de algumas espécies (Fialho et al., 2019; Weibull & Östman, 2003). Dessa maneira, em uma comunidade estas podem ser negativa ou positivamente afetadas pelos parâmetros da paisagem (Serafini et al., 2019). Espécies generalistas podem se adaptar melhor a locais com habitats degradados, além de serem beneficiadas em terras agrícola com a maior disponibilidade de alimento e outros recursos (Benedek & Sîrbu, 2018; Fialho et al., 2019; Fischer et al., 2011; Heroldová et al., 2007). Enquanto isso, para espécies especialistas de áreas florestais, as áreas agrícolas seriam barreiras impedindo que esses animais se locomovam nesses ambientes e acessem outras áreas florestais (Hannibal & Caceres, 2010). A diversidade de espécies também pode ser alterada pois aquelas espécies que melhor se adaptam a locais degradados aumentam sua abundância ou são capazes de colonizar diferentes locais. Oliveira et al., 2020 encontrou uma maior influência dos parâmetros da paisagem para médios e grandes mamíferos que dependem das áreas florestais, ao contrário de espécies não dependentes dessas áreas, como aquelas com alta capacidade de dispersão e área de vida.

A degradação ambiental também pode levar a diminuição na diversidade beta (β). A diversidade β se refere à dissimilaridade entre comunidades de diferentes locais, podendo ser analisada por meio de dados de incidência (baseado na dissimilaridade de Jaccard) ou abundância (baseado na dissimilaridade de Bray-Curtis) (Baselga, 2010, 2013; Whittaker, 1972). Nesse sentido, as comunidades podem ser estruturadas a partir de dois processos, a substituição ou a perda de espécies ou indivíduos. No processo de substituição, as comunidades são formadas a partir da troca de espécies ou indivíduos entre os locais, enquanto que a partir da perda de espécies ou indivíduos os locais pobres representam subconjuntos de locais mais ricos, gerando um padrão aninhado (Legendre, 2014). Para diversos grupos de regiões tropicais o componente de substituição é o principal processo de estruturação das comunidades (Baselga, 2010, 2013; Ribeiro et al., 2020; Varzinczak et al., 2019).

Entretanto, como consequência de pressões ambientais, em locais antropizados a importância relativa do componente de aninhamento pode aumentar devido a um filtro ecológico que exclui espécies mais sensíveis. Dessa maneira, a composição das comunidades em locais antropizados representariam subconjuntos das comunidades de áreas naturais (Baselga, 2010, 2013; Varzinczak et al., 2019). As mudanças nas comunidades, como na diversidade e composição, promovidas por alterações na paisagem também afetam a diversidade funcional (Schütz & Schulze, 2015). Avaliar as comunidades a partir da riqueza local e da diversidade β permite identificar as relações e funções ecológicas que as espécies desempenham e, conseqüentemente, avaliar os serviços ecossistêmicos gerados.

Serviços ecossistêmicos são funções exercidas pelas espécies e os ecossistemas que são qualificadas e quantificadas em forma de benefícios aos seres humanos (Daily, 1997; MEA, 2005). Estes serviços são classificados em serviços de provisão, regulação e cultural (Czúcz et al., 2018; MEA, 2005). Em suas diferentes classificações, os serviços ecossistêmicos sustentam e preenchem a vida humana por meio da produção de alimentos, da geração de combustíveis, da regulação do clima, polinização e do controle de pragas, além de fornecer aspectos indispensáveis à cultura humana. Portanto, estes serviços compõem uma grande parte da economia mundial (Costanza et al., 1997; Daily, 1997; MEA, 2005). Entretanto, a crescente degradação ambiental reduz a disponibilidade e qualidade destes serviços (Costanza et al., 2014; Dobson et al., 2006; Foley et al., 2005; Schmeller et al., 2017). Por desempenharem diversas funções ecossistêmicas, a fauna é responsável por exercer uma série de serviços, como a dispersão de sementes, a decomposição, a polinização e o controle biológico (Aguiar et al.,

2021; Costanza et al., 2014; Martins et al., 2020; C. M. Oliveira et al., 2014; Ramos et al., 2020; Valencia-Aguilar et al., 2013; Whelan et al., 2008).

Assim como em outros ecossistemas tropicais, a vegetação natural do Brasil tem sido intensamente convertida para áreas de uso antrópico (Foley et al., 2005) devido à expansão agrícola, principalmente na região centro-sul (Ferreira et al., 2012; Souza et al., 2020). Nesse contexto, o cultivo da soja (*Glycine max* (L.) Merrill) representa uma parte significativa da economia, sendo o Brasil o segundo maior produtor desse grão no mundo (FAO, 2022). No Cerrado, a savana tropical mais diversa e ameaçada do mundo, teve mais da metade da vegetação perdida e convertida diretamente para o plantio de soja (Rausch et al., 2019; Souza et al., 2020). Dessa maneira, analisar os processos de estruturação das comunidades e como esta é afetada pelos parâmetros da paisagem permite uma ampla abordagem para a preservação e conservação das espécies e ecossistemas naturais. Como já discutido, essa abordagem visa garantir a qualidade e a disponibilidade dos serviços que são prestados aos seres humanos, sendo assim uma aliada aos esforços de conservação da biodiversidade (Turner et al., 2007).

Apesar da importância econômica do cultivo da soja, a maioria dos sistemas agrícolas utiliza grandes quantidades de agrotóxicos que estão relacionados a riscos para os ecossistemas, biodiversidade e à saúde humana (Pimentel, 2005; Tudi et al., 2021). Além de aumentar os custos na cadeia de produção (Cleveland et al., 2006; Luo et al., 2014; C. M. Oliveira et al., 2014; Pimentel et al., 1992). O controle biológico pode ser definido como o uso de organismos inimigos naturais com intuito de diminuir pragas em áreas agrícolas (Gliessman et al., 1998; MEA, 2005). É estimado que aproximadamente 99% das pragas agrícolas podem ser reguladas por meio desse processo (Daily, 1997). Dentre os tipos de controle biológico, o conservativo visa criar estratégias através da ação humana para manutenção e preservação de espécies inimigas naturais, nativas ou exóticas (Flint & Dreistadt, 1998; Parra et al., 2002). Estudos evidenciam o papel da fauna e espécies nativas como agentes do controle de pragas como insetos (Chain-Guadarrama et al., 2019) e outros invertebrados (Gardiner et al., 2009), além de vertebrados como os morcegos (Aguilar et al., 2021; Cleveland et al., 2006; Rodríguez-San Pedro et al., 2020; Wanger et al., 2014), aves (Chain-Guadarrama et al., 2019; Milligan et al., 2016) e roedores (Tschumi et al., 2018).

O controle biológico é uma alternativa ao uso de agrotóxicos por ser uma via que diminui o custo da produção e os riscos à saúde de produtores e consumidores, bem como aumenta a qualidade dos produtos (Carvalho, 2006; Pimentel et al., 1992; Vryzas et al., 2020).

Além disso, essa estratégia para o controle de pragas auxilia na manutenção e na estabilidade dos sistemas agrícolas (Daily, 1997; C. M. Oliveira et al., 2014; Pimentel et al., 1992; Zhang et al., 2007). A manutenção de fragmentos de áreas nativas próximas às áreas de cultivo, garantem maior complexidade de habitats, aumentando a diversidade de inimigos naturais o que leva a uma maior efetividade no serviço de controle biológico (Bianchi et al., 2006; Chaplin-Kramer et al., 2011; Gagic et al., 2018; Gardiner et al., 2009).

O percevejo marrom da soja (*Euschistus heros*) e o percevejo-barriga-verde (*Dichelops melacanthus*) formam um complexo de percevejos sugadores que atacam os grãos de soja, além de outros cultivos. *E. heros* (Hemiptera, Pentatomidae) é um inseto nativo da região neotropical e no Brasil, ocorre desde alguns estados da região sul até a porção central do país e é considerado uma das principais pragas da soja (Hoffmann-Campo et al., 2000; Panizzi et al., 2012; Sosa-Gómez et al., 2014). Este percevejo, presente em grande abundância nas plantações, reduz o rendimento e a qualidade dos grãos de soja, causando danos irreversíveis que podem chegar a até 30% da produção (Hoffmann-Campo et al., 2000). O percevejo-barriga-verde, *D. melacanthus* (Hemiptera, Pentatomidae) (Hoffmann-Campo et al., 2000), também ocorre da região sul até o centro-oeste do país (Sosa-Gómez et al., 2014). Apesar de não ocorrer em grande abundância nas plantações de soja, os indivíduos dessa espécie também atacam as vagens gerando prejuízo aos produtores (Chocorosqui & Panizzi, 2008; Gomes et al., 2020; Sosa-Gómez et al., 2014). Os danos causados no cultivo da soja por essa espécie podem se acumular aos causados por outros insetos de maior abundância, como o *E. heros* (Hoffmann-Campo et al., 2000). A espécie *D. melacanthus* é frequentemente descrita como a praga mais importante no cultivo do milho (Chocorosqui & Panizzi, 2008; Gomes et al., 2020; Guerreiro et al., 2017). No entanto, a importância dessa espécie como praga da soja tem aumentado, principalmente devido à rotação de culturas em que o milho é plantado durante a entressafra da soja (Jacobi et al., 2022).

Por causar grandes prejuízos aos produtores, essas duas pragas são de grande interesse econômico aos produtores. O controle desses insetos é feito principalmente com o uso de agrotóxicos quando as suas densidades populacionais atingem um certo limiar ou com o uso de vespas parasitoides e patógenos, como bactérias, vírus e fungos (Singh, 2010). Entretanto, o didelfídeo, *Gracilinanus agilis*, demonstrou ter um papel importante no controle do percevejo *E. heros* (Camargo et al., 2014). O serviço ecossistêmico prestado por essa espécie pode reduzir em até a metade dos custos gastos com a aplicação de agrotóxicos (Camargo et al., 2022).

Os pequenos mamíferos não voadores na região neotropical são um grupo de roedores (Rodentia) e marsupiais (Didelphimorphia) com um peso corporal menor que cinco kg ou menos (Tyndale-Biscoe, 1979). Esse grupo possui alta diversidade de dieta, podendo ser herbívoros, omnívoros, insetívoros e carnívoros (Bonvicino & Bezerra, 2003; Camargo et al., 2014, 2022; Cantor et al., 2010; Lessa & Geise, 2014; Reis et al., 2006), assim, ocupando vários grupos funcionais e promovendo diferentes serviços ecossistêmicos (Bonvicino & Bezerra, 2003; Camargo et al., 2014, 2022; Cantor et al., 2010; Lessa & Geise, 2014). No Cerrado, os pequenos mamíferos habitam quase todas as formações vegetais, ocorrendo em campos, savanas e florestas, como as matas de galeria, sendo essas, a fitofisionomia que apresenta a maior diversidade de espécies (Mendonça et al., 2018). Principalmente devido à limitada capacidade de dispersão, a comunidade de pequenos mamíferos pode ser bastante afetada por processos ambientais (Ribeiro et al., 2020). Além disso, são frequentemente descritos como provedores de diversos serviços ecossistêmicos, o que ressalta a importância do desenvolvimento de pesquisas que visem garantir a conservação dessas espécies e de seus habitats naturais.

Dessa maneira, este trabalho visa fornecer contribuições sobre os processos de estruturação das comunidades de pequenos mamíferos (roedores e didelfídeos) de matas de galeria em paisagens antropizadas e naturais e avaliar o efeito da mudança da paisagem na composição e estrutura das comunidades de pequenos mamíferos. Além disso, descrevemos qualitativamente e quantitativamente o papel das comunidades de pequenos mamíferos no fornecimento do serviço ecossistêmico de controle biológico. Assim, através disso, ressaltamos a importância da conservação das áreas naturais de matas de galeria e das espécies desse grupo.

Para o primeiro capítulo dessa dissertação analisamos as comunidades de pequenos mamíferos de matas de galeria em áreas antropizadas e naturais e investigamos os processos de estruturação dessas comunidades. Assim, avaliamos as comunidades quanto a diversidade local (índices de diversidade e riqueza de espécies), diversidade β e composição de espécies e comparamos as comunidades de áreas antropizadas e naturais para investigar como a paisagem influencia os processos de estruturação dessas comunidades. Já para o segundo capítulo avaliamos as comunidades de pequenos mamíferos de matas de galeria adjacentes a plantações de soja para identificar e determinar o papel das espécies deste grupo no controle biológico dos insetos pentatomídeos que atacam os grãos de soja, o percevejo-marrom, *Euschistus heros* e o percevejo-barriga-verde, *Dichelops melacanthus*. Por fim, quantificamos e atribuímos um valor monetário ao serviço de controle biológico exercido por estas espécies.

REFEÊNCIAS

- Aggemyr, E., Auffret, A. G., Jädergård, L., & Cousins, S. A. O. (2018). Species richness and composition differ in response to landscape and biogeography. *Landscape Ecology*, 33(12), 2273–2284. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0742-9>
- Aguiar, L. M. S., Bueno-Rocha, I. D., Oliveira, G., Pires, E. S., Vasconcelos, S., Nunes, G. L., Frizzas, M. R., & Togni, P. H. B. (2021). Going out for dinner—The consumption of agriculture pests by bats in urban areas. *PLOS ONE*, 16(10), e0258066. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0258066>
- Alho, C. J. R., Pereira, L. A., & Paula, A. C. (1986). *Patterns of habitat utilization by small mammal populations in cerrado biome of central Brazil*. 50(4), 447–460. <https://doi.org/10.1515/mamm.1986.50.4.447>
- Baselga, A. (2010). Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 19(1), 134–143. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x>
- Baselga, A. (2013). Separating the two components of abundance-based dissimilarity: Balanced changes in abundance vs. abundance gradients. *Methods in Ecology and Evolution*, 4(6), 552–557. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12029>
- Benedek, A. M., & Sîrbu, I. (2018). Responses of small mammal communities to environment and agriculture in a rural mosaic landscape. *Mammalian Biology*, 90, 55–65. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2018.02.008>
- Bianchi, F. j. j. a, Booij, C. j. h, & Tschardtke, T. (2006). Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: A review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 273(1595), 1715–1727. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3530>
- Bonvicino, C. R., & Bezerra, A. (2003). Use of Regurgitated Pellets of Barn Owl (*Tyto alba*) for Inventorying Small Mammals in the Cerrado of Central Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment - STUD NEOTROP FAUNA ENVIRON*, 38, 1–5. <https://doi.org/10.1076/snfe.38.1.1.14030>
- Borges-Matos, C., Aragón, S., Da Silva, M. N. F., Fortin, M.-J., & Magnusson, W. E. (2016). Importance of the matrix in determining small-mammal assemblages in an Amazonian forest-

savanna mosaic. *Biological Conservation*, 204, 417–425.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.10.037>

Camargo, N., dos Reis, G. G., Mendonça, A. F., Laumann, R. A., Nardoto, G. B., de Camargo, A. J. A., & Vieira, E. M. (2022). Native marsupial acts as an in situ biological control agent of the main soybean pest (*Euschistus heros*) in the Neotropics. *European Journal of Wildlife Research*, 68(5), 62. <https://doi.org/10.1007/s10344-022-01609-3>

Camargo, N., Ribeiro, J. F., de Camargo, A. J. A., & Vieira, E. M. (2014). Diet of the gracile mouse opossum *Gracilinanus agilis* (Didelphimorphia: Didelphidae) in a neotropical savanna: intraspecific variation and resource selection. *Acta Theriologica*, 59(1), 183–191. <https://doi.org/10.1007/s13364-013-0152-y>

Cantera, I., Coutant, O., Jézéquel, C., Decotte, J.-B., Dejean, T., Iribar, A., Vigouroux, R., Valentini, A., Murienne, J., & Brosse, S. (2022). Low level of anthropization linked to harsh vertebrate biodiversity declines in Amazonia. *Nature Communications*, 13(1), 3290. <https://doi.org/10.1038/s41467-022-30842-2>

Cantor, M., Ferreira, L. A., Silva, W. R., & Setz, E. Z. F. (2010). Potential seed dispersal by *Didelphis albiventris* (Marsupialia, Didelphidae) in highly disturbed environment. *Biota Neotropica*, 10(2), 45–51. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032010000200004>

Carvalho, F. P. (2006). Agriculture, pesticides, food security and food safety. *Environmental Science & Policy*, 9(7), 685–692. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2006.08.002>

Chain-Guadarrama, A., Martínez-Salinas, A., Aristizábal, N., & Ricketts, T. H. (2019). Ecosystem services by birds and bees to coffee in a changing climate: A review of coffee berry borer control and pollination. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 280, 53–67. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.04.011>

Chaplin-Kramer, R., O'Rourke, M. E., Blitzer, E. J., & Kremen, C. (2011). A meta-analysis of crop pest and natural enemy response to landscape complexity. *Ecology Letters*, 14(9), 922–932. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01642.x>

Chocorosqui, V. R., & Panizzi, A. R. (2008). Nymph and adult biology of *Dichelops melacanthus* (Dallas) (Heteroptera: Pentatomidae) feeding on cultivated and non-cultivated host plants. *Neotropical Entomology*, 37, 353–360. <https://doi.org/10.1590/S1519-566X2008000400001>

- Cleveland, C. J., Betke, M., Federico, P., Frank, J. D., Hallam, T. G., Horn, J., López Jr, J. D., McCracken, G. F., Medellín, R. A., Moreno-Valdez, A., Sansone, C. G., Westbrook, J. K., & Kunz, T. H. (2006). Economic value of the pest control service provided by Brazilian free-tailed bats in south-central Texas. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 4(5), 238–243. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2006\)004\[0238:EVOTPC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2006)004[0238:EVOTPC]2.0.CO;2)
- Costanza, R., Groot, R., Sutton, P., Van der Ploeg, S., Anderson, S., Farber, S., & Turner, R. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 26, 152–158. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002>
- Costanza, R., Limburg, K., d'Arge, R., Groot, R. de, Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Naeem, S., O'Neill, R., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P., & Belt, M. van den. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, 8. <https://doi.org/10.1038/387253a0>
- Czucz, B., Arany, I., Potschin-Young, M., Bereczki, K., Kertész, M., Kiss, M., Aszalós, R., & Haines-Young, R. (2018). Where concepts meet the real world: A systematic review of ecosystem service indicators and their classification using CICES. *Ecosystem Services*, 29, 145–157. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.11.018>
- Daily, G. C. (1997). Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems (1997). In *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems (1997)* (p. 454–464). Yale University Press. <https://doi.org/10.12987/9780300188479-039>
- Dobson, A., Lodge, D., Alder, J., Cumming, G. S., Keymer, J., McGlade, J., Mooney, H., Rusak, J. A., Sala, O., Wolters, V., Wall, D., Winfree, R., & Xenopoulos, M. A. (2006). Habitat Loss, Trophic Collapse, and the Decline of Ecosystem Services. *Ecology*, 87(8), 1915–1924. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[1915:HLTCAT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[1915:HLTCAT]2.0.CO;2)
- FAO (2022) Food and Agriculture Organization of the United Nations. <http://www.fao.org/faostat/en/#home>. Accessed 05 Jan 2024.
- Fahrig, L., Baudry, J., Brotons, L., Burel, F. G., Crist, T. O., Fuller, R. J., Sirami, C., Siriwardena, G. M., & Martin, J.-L. (2011). Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters*, 14(2), 101–112. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01559.x>
- Ferreira, J., Pardini, R., Metzger, J. P., Fonseca, C. R., Pompeu, P. S., Sparovek, G., & Louzada, J. (2012). Towards environmentally sustainable agriculture in Brazil: Challenges and

opportunities for applied ecological research. *Journal of Applied Ecology*, 49(3), 535–541. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02145.x>

Fialho, M. Y. G., Cerboncini, R. A. S., & Passamani, M. (2019). Linear forest patches and the conservation of small mammals in human-altered landscapes. *Mammalian Biology*, 96, 87–92. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2018.11.002>

Fischer, C., Thies, C., & Tschardt, T. (2011). Small mammals in agricultural landscapes: Opposing responses to farming practices and landscape complexity. *Biological Conservation*, 144(3), 1130–1136. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.12.032>

Flint, M. L., & Dreistadt, S. H. (1998). Natural Enemies Are Your Allies. Em *Natural Enemies Handbook: The Illustrated Guide to Biological Pest Control* (p. 1–11). Reino Unido: University of California Press.

Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Helkowski, J. H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C. J., Monfreda, C., Patz, J. A., Prentice, I. C., Ramankutty, N., & Snyder, P. K. (2005). Global Consequences of Land Use. *Science*, 309(5734), 570–574.

Gagic, V., Paull, C., & Schellhorn, N. A. (2018). Ecosystem service of biological pest control in Australia: The role of non-crop habitats within landscapes. *Austral Entomology*, 57(2), 194–206. <https://doi.org/10.1111/aen.12328>

Gallou, A., Baillet, Y., Ficetola, G. F., & Després, L. (2017). Elevational gradient and human effects on butterfly species richness in the French Alps. *Ecology and Evolution*, 7(11), 3672–3681. <https://doi.org/10.1002/ece3.2803>

Gardiner, M. M., Landis, D. A., Gratton, C., DiFonzo, C. D., O’Neal, M., Chacon, J. M., Wayo, M. T., Schmidt, N. P., Mueller, E. E., & Heimpel, G. E. (2009). Landscape diversity enhances biological control of an introduced crop pest in the north-central USA. *Ecological Applications*, 19(1), 143–154. <https://doi.org/10.1890/07-1265.1>

Gliessman, S. R., Engles, E., & Krieger, R. (1998). *Agroecology: Ecological Processes in Sustainable Agriculture*. CRC Press.

Gomes, E. C., Hayashida, R., & de Freitas Bueno, A. (2020). *Dichelops melacanthus* and *Euschistus heros* injury on maize: Basis for re-evaluating stink bug thresholds for IPM decisions. *Crop Protection*, 130, 105050. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2019.105050>

- Guerreiro, J. C., Silva, G. B., Azevedo, A. P., Espessato, R. R., Padovan, A. T., Leite, F., & Filho, P. J. F. (2017). Control of *Dichelops melacanthus* with insecticides associated with sulphur applied in different times in corn. *Scientific Electronic Archives*, 10(1), Artigo 1. <https://doi.org/10.36560/1012017360>
- Hannibal, W., & Caceres, N. C. (2010). Use of vertical space by small mammals in gallery forest and woodland savannah in south-western Brazil. *Mamm*, 74(3), 247–255. <https://doi.org/10.1515/mamm.2010.007>
- Heroldová, M., Bryja, J., Zejda, J., & Tkadlec, E. (2007). Structure and diversity of small mammal communities in agriculture landscape. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 120(2), 206–210. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.09.007>
- Hoffmann-Campo, C. B., Moscardi, F., Corrêa-Ferreira, B. S., Oliveira, L. J., Sosa-Gómez, D. R., Panizzi, A. R., Corso, I. C., Gazzoni, D. L., & de Oliveira, E. B. (2000). *Pragas da soja no Brasil e seu manejo integrado*. Empraba Soja, Circular Técnica.
- Jacobi, V. G., Fernández, P. C., & Zavala, J. A. (2022). The stink bug *Dichelops furcatus*: A new pest of corn that emerges from soybean stubble. *Pest Management Science*, 78(6), 2113–2120. <https://doi.org/10.1002/ps.6821>
- Laurance, W. F. (2007). Have we overstated the tropical biodiversity crisis? *Trends in Ecology & Evolution*, 22(2), 65–70. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.09.014>
- Legendre, P. (2014). Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 23(11), 1324–1334. <https://doi.org/10.1111/geb.12207>
- Lessa, L. G., & Geise, L. (2014). Food habits and carnivory by a small size opossum, *Gracilinanus agilis* (Didelphimorphia: Didelphidae). *Http://Www.Sarem.Org.Ar*, 21(1), 139–143.
- Luo, S., Naranjo, S. E., & Wu, K. (2014). Biological control of cotton pests in China. *Biological Control*, 68, 6–14. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2013.06.004>
- Martins, C., Oliveira, R., Aguiar, L. M. S., & Antonini, Y. (2020). Pollination biology of the endangered columnar cactus *Cipocereus crassisepalus*: A case of close relationship between plant and pollinator. *Acta Botanica Brasilica*, 34, 177–184. <https://doi.org/10.1590/0102-33062019abb0219>

- MEA (Org.). (2005). *Ecosystems and human well-being: Wetlands and water synthesis: a report of the Millennium Ecosystem Assessment*. World Resources Institute.
- Melo, G. L., Cerezer, F. O., Sponchiado, J., & Cáceres, N. C. (2022). The Role of Habitat Amount and Vegetation Density for Explaining Loss of Small-Mammal Diversity in a South American Woodland Savanna. *Frontiers in Ecology and Evolution*, *10*, 740371. <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.740371>
- Milligan, M. C., Johnson, M. D., Garfinkel, M., Smith, C. J., & Njoroge, P. (2016). Quantifying pest control services by birds and ants in Kenyan coffee farms. *Biological Conservation*, *194*, 58–65. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.11.028>
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Fonseca, G. A. B. da, & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, *403*, 853–858.
- Oliveira, C. M., Auad, A. M., Mendes, S. M., & Frizzas, M. R. (2014). Crop losses and the economic impact of insect pests on Brazilian agriculture. *Crop Protection*, *56*, 50–54. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2013.10.022>
- Oliveira, R. F., de Morais, A. R., & Terribile, L. C. (2020). Effects of landscape and patch attributes on the functional diversity of medium and large-sized mammals in the Brazilian Cerrado. *Mammal Research*, *65*(2), 301–308. <https://doi.org/10.1007/s13364-019-00471-0>
- Panizzi, A. R., Bueno, A. de F., & da Silva, F. A. C. (2012). Insetos que atacam vagens e grãos. Em *Soja: Manejo integrado de insetos e outros artrópodes-praga*. Brasília: Embrapa (p. 335–420).
- Parra, J. R., Botelho, P., Corrêa-Ferreira, B., & Bento, J. M. (2002). *Controle Biológico: Terminologia (in portuguese)* (p. 1–16).
- Pimentel, D. (2005). ‘Environmental and Economic Costs of the Application of Pesticides Primarily in the United States’. *Environment, Development and Sustainability*, *7*(2), 229–252. <https://doi.org/10.1007/s10668-005-7314-2>
- Pimentel, D., Acquay, H., Biltonen, M., Rice, P., Silva, M., Nelson, J., Lipner, V., Giordano, S., Horowitz, A., & D’Amore, M. (1992). Environmental and Economic Costs of Pesticide Use. *BioScience*, *42*(10), 750–760. <https://doi.org/10.2307/1311994>
- Ramos, D. L., Cunha, W. L., Evangelista, J., Lira, L. A., Rocha, M. V. C., Gomes, P. A., Frizzas, M. R., & Togni, P. H. B. (2020). Ecosystem Services Provided by Insects in Brazil: What Do

We Really Know? *Neotropical Entomology*, 49(6), 783–794. <https://doi.org/10.1007/s13744-020-00781-y>

Rausch, L. L., Gibbs, H. K., Schelly, I., Brandão Jr, A., Morton, D. C., Filho, A. C., Strassburg, B., Walker, N., Noojipady, P., Barreto, P., & Meyer, D. (2019). Soy expansion in Brazil's Cerrado. *Conservation Letters*, 12(6), e12671. <https://doi.org/10.1111/conl.12671>

Reis, N. R., Peracchi, A. L., Pedro, W. A., & Lima, I. P. de (Orgs.). (2006). *Mamíferos do Brasil*. Nelio R. dos Reis.

Ribeiro, R., Ricklefs, R. E., & Marinho-Filho, J. (2020). Partitioning beta diversity to unravel mechanisms underlying the distributions of nonvolant small mammals in Brazil's Cerrado. *Journal of Mammalogy*, 101(6), 1438–1450. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyaa085>

Rodríguez-San Pedro, A., Allendes, J. L., Beltrán, C. A., Chaperon, P. N., Saldarriaga-Córdoba, M. M., Silva, A. X., & Grez, A. A. (2020). Quantifying ecological and economic value of pest control services provided by bats in a vineyard landscape of central Chile. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 302, 107063. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107063>

Sala, O. E., Stuart Chapin, F., III, Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L. F., Jackson, R. B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D. M., Mooney, H. A., Oesterheld, M., Poff, N. L., Sykes, M. T., Walker, B. H., Walker, M., & Wall, D. H. (2000). Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science*, 287(5459), 1770–1774. <https://doi.org/10.1126/science.287.5459.1770>

Schmeller, D. S., Niemelä, J., & Bridgewater, P. (2017). The Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES): Getting involved. *Biodiversity and Conservation*, 26(10), 2271–2275. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1361-5>

Schütz, C., & Schulze, C. H. (2015). Functional diversity of urban bird communities: Effects of landscape composition, green space area and vegetation cover. *Ecology and Evolution*, 5(22), 5230–5239. <https://doi.org/10.1002/ece3.1778>

Serafini, V. N., Priotto, J. W., & Gomez, M. D. (2019). Effects of agroecosystem landscape complexity on small mammals: A multi-species approach at different spatial scales. *Landscape Ecology*, 34(5), 1117–1129. <https://doi.org/10.1007/s10980-019-00825-8>

Singh, G. (2010). *The soybean: Botany, production and uses*. CABI.

- Sosa-Gómez, D. R., Corrêa-Ferreira, B. S., Beatriz, C., Corso, I. C., & Oliveira, L. J. (2014). *Manual de identificação de insetos e outros invertebrados da cultura da soja*. Empraba Soja.
- Souza, C. M., Z. Shimbo, J., Rosa, M. R., Parente, L. L., A. Alencar, A., Rudorff, B. F. T., Hasenack, H., Matsumoto, M., G. Ferreira, L., Souza-Filho, P. W. M., De Oliveira, S. W., Rocha, W. F., Fonseca, A. V., Marques, C. B., Diniz, C. G., Costa, D., Monteiro, D., Rosa, E. R., Vélez-Martin, E., ... Azevedo, T. (2020). Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. *Remote Sensing*, *12*(17), 2735. <https://doi.org/10.3390/rs12172735>
- Tschumi, M., Ekroos, J., Hjort, C., Smith, H. G., & Birkhofer, K. (2018). Rodents, not birds, dominate predation-related ecosystem services and disservices in vertebrate communities of agricultural landscapes. *Oecologia*, *188*(3), 863–873. <https://doi.org/10.1007/s00442-018-4242-z>
- Tudi, M., Daniel Ruan, H., Wang, L., Lyu, J., Sadler, R., Connell, D., Chu, C., & Phung, D. T. (2021). Agriculture Development, Pesticide Application and Its Impact on the Environment. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, *18*(3), Artigo 3. <https://doi.org/10.3390/ijerph18031112>
- Turner, W. R., Brandon, K., Brooks, T. M., Costanza, R., Da Fonseca, G. A. B., & Portela, R. (2007). Global Conservation of Biodiversity and Ecosystem Services. *BioScience*, *57*(10), 868–873. <https://doi.org/10.1641/B571009>
- Tyndale-Biscoe, C. H. 1979. Ecology of small mammals. Pages 343–379 in D. M. Stoddart, editor. Ecology of small mammals. Chapman & Hall, London, UK.
- Valencia-Aguilar, A., Cortés-Gómez, A. M., & Ruiz, C. A. (2013). Ecosystem services provided by amphibians and reptiles in Neotropical ecosystems. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, *9*, 17. <http://dx.doi.org/10.1080/21513732.2013.821168>
- Varzinczak, L. H., Moura, M. O., Lima, C. S., & Passos, F. C. (2019). How do bat, rodent, and marsupial communities respond to spatial and environmental gradients? Insights from a deconstruction of mammal beta diversity from the Atlantic Forest of South America. *Oecologia*, *189*(4), 851–861. <https://doi.org/10.1007/s00442-018-4288-y>

- Vryzas, Z., Ramwell, C., & Sans, C. (2020). Pesticide prioritization approaches and limitations in environmental monitoring studies: From Europe to Latin America and the Caribbean. *Environment International*, *143*, 105917. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105917>
- Wanger, T. C., Darras, K., Bumrungsri, S., Tschardtke, T., & Klein, A.-M. (2014). Bat pest control contributes to food security in Thailand. *Biological Conservation*, *171*, 220–223. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.01.030>
- Weibull, A.-C., & Östman, Ö. (2003). Species composition in agroecosystems: The effect of landscape, habitat, and farm management. *Basic and Applied Ecology*, *4*, 349–361. <https://doi.org/10.1078/1439-1791-00173>
- Whelan, C. J., Wenny, D. G., & Marquis, R. J. (2008). Ecosystem Services Provided by Birds. *Annals of the New York Academy of Sciences*, *1134*(1), 25–60. <https://doi.org/10.1196/annals.1439.003>
- Whittaker, R. H. (1972). Evolution and Measurement of Species Diversity. *TAXON*, *21*(2–3), 213–251. <https://doi.org/10.2307/1218190>
- Zhang, W., Ricketts, T. H., Kremen, C., Carney, K., & Swinton, S. M. (2007). Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological Economics*, *64*(2), 253–260. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.02.024>



Capítulo I

Mudanças na paisagem afetam a diversidade e a composição de pequenos mamíferos em matas de galeria do Cerrado

Ana Clara Caixeta Queiroz Pôrto

Orientador: André F. Mendonça

2.1 RESUMO

A modificação da paisagem devido à ação antrópica pode alterar a biodiversidade, modificando a diversidade α e β , a estruturação e a composição de espécies das comunidades, bem como a diversidade funcional. Neste trabalho, nós analisamos os processos de estruturação das comunidades de pequenos mamíferos de matas de galeria do Cerrado em áreas antropizadas e naturais e avaliamos a relação entre esses processos e a paisagem. Para isso, analisamos comunidades de pequenos mamíferos de três matas amostradas e outras 36 matas de galeria obtidas a partir de dados da literatura. Utilizamos mapas de cobertura e uso da terra para classificar as matas e analisar as áreas de cobertura, comprimento da borda, índice da maior mancha, distância euclidiana, área central geral, coesão das manchas e índice de diversidade de Shannon da paisagem de áreas florestais, não florestais e antropizadas. Também utilizamos imagens de satélite para quantificar o NDVI médio das matas de galeria. Quantificamos a diversidade (índice de Shannon, dominância de Simpson e riqueza), a partição da diversidade β , a composição e a riqueza funcional dessas comunidades. Comparamos a composição de espécies de áreas antropizadas e naturais utilizando os testes PERMANOVA e SIMPER e utilizamos modelos lineares para analisar a relação entre os parâmetros das comunidades e a paisagem. Encontramos uma diversidade de Shannon semelhante entre as áreas naturais e antropizadas, mas uma menor diversidade para o índice de dominância de Simpson para áreas antropizadas. Entretanto, encontramos também uma maior riqueza de espécies e riqueza funcional nessas áreas. Além disso, a composição das comunidades não variou entre o tipo das áreas. Nossos resultados indicaram ainda, uma forte relação entre os parâmetros das comunidades e a quantidade de área natural e a complexidade das matas, o que indica que a paisagem é o principal fator afetando estas comunidades.

Palavras- chave: antropizado, paisagem, diversidade, pequenos mamíferos, Cerrado

2.2 INTRODUÇÃO

A crescente conversão de áreas naturais para áreas de uso antrópico tem sido um dos maiores desafios para a conservação da biodiversidade (Cantera et al., 2022; Laurance, 2007; Sala et al., 2000). A perda e a fragmentação dos ecossistemas naturais devido a alterações na estrutura da paisagem estão relacionadas principalmente com extinções locais, invasões biológicas e, conseqüentemente, alterações na composição das comunidades (Aggemyr et al., 2018; Borges-Matos et al., 2016; Gallou et al., 2017; Weibull & Östman, 2003). Além disso, paisagens antropizadas, tais áreas de cultivo e urbanizadas, são tipicamente menos complexas e heterogêneas do que as paisagens naturais. Como efeito, a biodiversidade enfrenta mudanças nos seus processos ecológicos (Benton et al., 2003; Dunning et al., 1992; Fischer et al., 2011; Pickett & Cadenasso, 1995). O aumento na disponibilidade de áreas naturais também está relacionado com o aumento na riqueza de espécies (Serafini et al., 2019).

Entretanto, as espécies respondem às mudanças na paisagem de maneira diferente (Fialho et al., 2019; Fischer et al., 2011). Espécies generalistas podem se beneficiar em locais com habitats mais degradados, ao contrário daquelas mais especialistas, gerando uma diferenciação na composição das comunidades entre locais antropizados e naturais (Fialho et al., 2019; Weibull & Östman, 2003). Embora algumas espécies se beneficiem em paisagens agrícolas devido à maior disponibilidade de alimento, do tipo e tamanho das culturas (Benedek & Sîrbu, 2018; Fialho et al., 2019; Fischer et al., 2011; Heroldová et al., 2007), as espécies especialistas de áreas florestais, percebem as áreas agrícolas como barreiras que as impedem de se locomover entre os ambientes (Cáceres et al., 2010). Assim, uma comunidade pode ter diferenças em sua estruturação devido a presença de espécies que são afetadas negativa ou positivamente pelos parâmetros da paisagem (Serafini et al., 2019).

A diminuição da diversidade β entre comunidades é outra consequência da perda de heterogeneidade da paisagem, devido a perda de espécies mais sensíveis. A importância relativa dos componentes da diversidade β (*turnover* e aninhamento) pode ser alterada em ecossistemas antropizados, e o componente de aninhamento se tornar mais importante. Devido ao filtro ecológico que pode excluir algumas espécies, a composição dessas comunidades pode representar subconjuntos das comunidades de habitats naturais (Baselga, 2010; Varzinczak et al., 2019). Ecossistemas tropicais apresentam como padrão o *turnover* como o principal

componente da diversidade β (Baselga, 2010, 2013; R. Ribeiro et al., 2020; Varzinczak et al., 2019).

A perda de diversidade de espécies e, conseqüentemente, a mudança na composição das comunidades também afeta a diversidade funcional (Schütz & Schulze, 2015), diminuindo a disponibilidade e a qualidade dos serviços ecossistêmicos (Costanza et al., 2014; Dobson et al., 2006; Foley et al., 2005; Schmeller et al., 2017). Quando agroflorestas são comparadas com áreas florestais os serviços de dispersão de sementes, polinização e controle biológico promovido por aves e insetos são comprometidos (Tschardt et al., 2008). Esses serviços diminuem ainda mais quando agroflorestas são comparadas com outros tipos de práticas agropecuárias, como pastagem e grandes áreas de cultivo (Tschardt et al., 2008). Além disso, a análise da diversidade funcional de uma comunidade de grandes e médios mamíferos também está relacionada com a composição, configuração e complexidade das paisagens, principalmente para espécies dependentes de áreas florestais (Oliveira et al., 2020). Avaliar as comunidades a partir da riqueza local e da diversidade β (diferenciação entre comunidades) permite identificar as relações ecológicas e funções que as espécies desempenham dentro dos ecossistemas e os potenciais serviços ecossistêmicos que são gerados por essas espécies.

A manutenção de áreas naturais em meio a uma matriz agrícola também contribui para a geração de uma maior complexidade horizontal (e heterogeneidade da paisagem) que é importante para a preservação das espécies (Carmignotto et al., 2022; Hannibal et al., 2020). Tal manutenção contribui para aumentar a riqueza de espécies da região e, assim, a estabilidade dos serviços ecossistêmicos. Habitats mais complexos garantem uma maior diversidade de inimigos naturais em áreas nativas próximas às áreas de cultivo, fornecendo o serviço ecossistêmico de controle biológico, por exemplo (Chaplin-Kramer et al., 2011; Gagic et al., 2018; Gardiner et al., 2009). Ainda, a conservação de matas de galeria adjacentes a plantações de soja proporciona a manutenção de espécies de pequenos mamíferos que são responsáveis por exercer diversos serviços (Camargo et al., 2011; Cantor et al., 2010; García et al., 2009; Luo et al., 2014; Pedler et al., 2016; Tschumi et al., 2018). Como exemplo, a presença de matas de galeria em áreas adjacentes a plantações de soja é responsável por garantir o serviço ecossistêmico de controle biológico da principal praga da soja (*Euschistus heros*) exercido pelo didelfídeo *Gracilinanus agilis* (Camargo et al., 2022).

Os pequenos mamíferos não voadores na região neotropical são um grupo de roedores (Rodentia) e marsupiais (Didelphimorphia) com um peso corporal menor que cinco kg ou

menos (Tyndale-Biscoe, 1979). Os animais desse grupo possuem uma alta diversidade de dieta, podendo ser herbívoros, onívoros, insetívoros e carnívoros (Bonvicino & Bezerra, 2003; N. Camargo et al., 2014; Cantor et al., 2010; Lessa & Geise, 2014; Reis et al., 2006), assim, ocupando vários grupos funcionais e promovendo diferentes serviços ecossistêmicos (Bonvicino & Bezerra, 2003; Camargo et al., 2014, 2022; Cantor et al., 2010; Lessa & Geise, 2014). No Cerrado, os pequenos mamíferos habitam quase todas as formações vegetais, ocorrendo em campos, cerrados *sensu stricto* e formações florestais, como as matas de galeria, sendo essas, a fitofisionomia que apresenta a maior diversidade de espécies (Alho et al. 1986; Mendonça et al., 2018).

Portanto, neste trabalho analisamos as comunidades de pequenos mamíferos de matas de galeria em áreas antropizadas e naturais e investigamos os processos de estruturação dessas comunidades. Esperamos que (1) a diversidade de espécies seja maior em áreas naturais do que em áreas antropizadas; (2) a composição de espécies seja diferente entre essas áreas e (3) que locais antropizados possuam uma menor riqueza funcional. Para isso, nós caracterizamos e comparamos as comunidades quanto a diversidade local, composição das comunidades e riqueza funcional. Também hipotetizamos que (4) o componente *turnover* e a variação balanceada na abundância seja o componente mais importante na estruturação das comunidades e (5) que o componente de aninhamento e de gradiente de abundância seja maior em áreas antropizadas do que em áreas naturais. Assim, avaliamos a estruturação das comunidades a partir da partição aditiva da diversidade β . Por fim, esperamos (6) que a diversidade, composição e a riqueza funcional sejam afetadas positivamente pela cobertura de áreas naturais, pelos parâmetros de conectividade e pela complexidade das matas de galeria.

2.3 MATERIAL E MÉTODOS

2.3.1 Área de estudo

2.3.1.1 Caracterização do Cerrado

O Cerrado é savana mais rica do mundo localizada no centro da América do Sul, entre a Amazônia e Mata Atlântica, compreendendo uma área de 2,0 milhões de km² (Cavalcanti & Joly, 2002) (Figura 1). Entretanto, essa ecorregião se encontra fortemente ameaçada pela expansão e intensificação das atividades agropecuárias (Klink & Machado, 2005; Myers et al., 2000; Strassburg et al., 2017). O clima da região é caracterizado por duas estações bem

definidas: um verão chuvoso, de outubro a abril, e um inverno seco, de maio a setembro (Eiten, 1972). A precipitação, predominantemente no inverno (cerca de 90%), varia anualmente entre 1.100 e 1.600 mm (Miranda et al., 1993). A vegetação do Cerrado é formada por um mosaico altamente heterogêneo de fitofisionomias desde campos, savanas até florestas (Eiten, 1972). As matas de galeria representam uma das formações florestais, e desenvolvem-se ao longo de rios e córregos, formando um dossel sobre o curso d'água. As árvores nessas matas atingem alturas de 20 a 30 metros e têm uma cobertura de copa que varia entre 70% e 95% (Ribeiro et al., 2001). O Cerrado abriga 42 gêneros e 87 espécies de roedores e 14 gêneros e 29 espécies de marsupiais (Mendonça et al., 2018).

2.3.1.2 Área amostrada

Amostramos três matas de galerias localizadas em uma matriz agrícola no núcleo rural Rio Preto, na região sudeste do Distrito Federal (DF). As matas estão localizadas nas propriedades rurais “Dois Riachos” (DR= 15°68'24.1"S, 47°68'14.7"O), “Boa Vista” (BV= 15°49'07.1"S, 47°29'37.3"O) e “Fazenda do Theo” (FT= 15°43'56.1"S, 47°28'31.5"O). Além dessas áreas, foram selecionadas outras 36 matas de galeria a partir de uma base de dados (Tabela Suplementar- S1) sobre pequenos mamíferos que contém dados de localidade e abundância desse grupo para o Cerrado (Mendonça et al., 2018). Para a seleção das matas definimos uma área circular com raio de 100 km estabelecido a partir dos pontos das matas amostradas (DR, BV e FT), com o intuito de minimizar o efeito de fatores biogeográficos na estruturação das comunidades. Além disso, excluimos das análises as matas onde o esforço amostral foi inferior a 500 armadilhas*noites. Assim, foram escolhidas para as análises as matas de galeria localizadas no Distrito Federal, nos municípios de Formosa (Goiás) e Unai (Minas Gerais) (Figura 1).

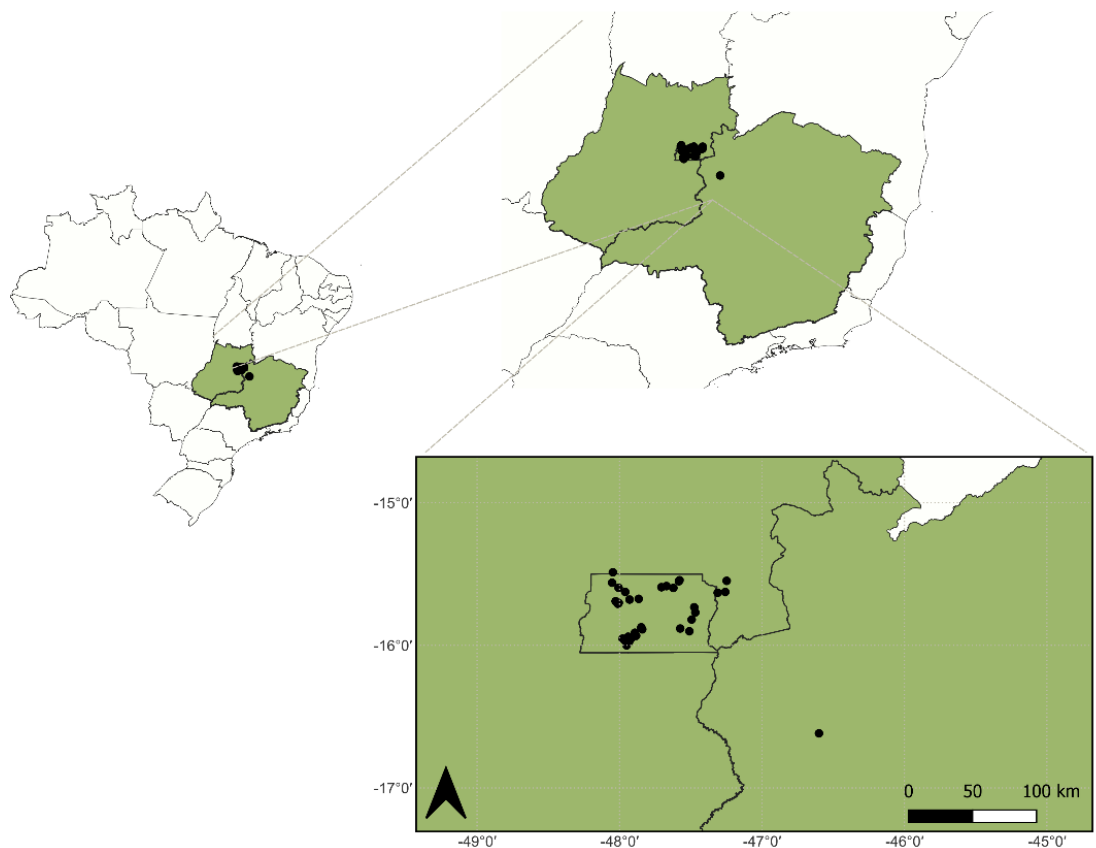


Figura 1. Localização das trinta e nove matas de galeria antropizadas e naturais do Cerrado em que foram analisadas as comunidades de pequenos mamíferos. O mapa mostra os estados brasileiros, Goiás, Minas Gerais e o Distrito Federal em que estão localizadas cada uma das matas (pontos em preto) no Cerrado (área representada na cor verde).

2.3.2 Procedimentos de captura

As matas de galeria DR, BV e FT foram amostradas durante a estação seca (julho a setembro de 2023) e em cada uma das matas estabelecemos um gradeado de 135 x 135 m, composto por nove linhas paralelas com nove estações de captura espaçadas a 15 m entre si. Em cada estação, colocamos duas armadilhas tipo Sherman (23 x 9 x 8 cm), uma no solo e outra no sub-bosque, aproximadamente a 1,5 m do solo. Como o objetivo da amostragem foi capturar no mínimo 20 indivíduos das espécies mais abundantes para o desenvolvimento da pesquisa do segundo capítulo dessa dissertação, o esforço de amostragem variou entre as matas de galeria, sendo 11 noites na área DR, 8 noites em BV e 5 noites em FT. Desta forma, o esforço de amostragem foi de 3.840 armadilhas*noite.

As armadilhas foram revisadas diariamente, ao início da manhã, e iscadas com uma mistura de banana, pasta de amendoim, sardinha enlatada, fubá e essência de baunilha. Os

indivíduos capturados foram identificados, pesados, sexados e marcados com brincos numerados do modelo 1005-1 (National Band and Tags Co., Newport, KY, EUA) em ambas as orelhas para se evitar a perda e garantir a identificação dos indivíduos. Os animais foram liberados no mesmo local da captura.

Todos os métodos de campo foram consistentes com as diretrizes de cuidados com animais da Sociedade Americana de Mastozoologistas (Sikes & Gannon, 2011) e aprovados pelo Comitê de Ética em Experimentação Animal da Universidade de Brasília. Além disso, este estudo foi autorizado pelo SISBio-ICMBio (nº 87007-1).

2.3.3 Métricas da paisagem

Para as análises da paisagem, utilizamos os mapas de cobertura e uso da terra do Projeto MapBiomias- Coleção 8 (Souza et al., 2020) da série anual que possui mapas dos anos de 1985 a 2022. Selecionamos os mapas para cada ano dos artigos de referência utilizados por Mendonça et al., 2018. Quando não havia um mapa disponível para o ano exato do artigo foram utilizados os mapas de anos mais próximos. Assim, para os artigos de 1981 e 1984 nós utilizamos o mapa de 1985 e para as matas DR, BV e FT amostradas neste estudo foi utilizado o mapa de 2022.

Nas análises da paisagem utilizamos um *buffer* circular de 1 km (Melo et al., 2022), para cada um dos 39 pontos com o auxílio do *QGIS* (*QGIS Development Team*, 2023, v. 3.36.2). Obtivemos a descrição de quais as classes de cobertura e uso da terra estavam presentes na paisagem com o uso do *plugin LECOS* (v. 3.0.1). Quando havia alguma classe que indicasse presença antrópica, como áreas de pastagem, plantações ou áreas urbanizadas, classificamos essas áreas como antropizadas, quando essas classes estavam ausentes, classificamos as áreas como naturais (Figura 2).

Dessa maneira, para os cálculos dos índices de diversidade e estruturação das comunidades, temos 30 matas antropizadas e 9 matas naturais. Entretanto, para os modelos lineares com as métricas de paisagem, temos 8 matas naturais. Isso ocorreu pois quando selecionamos os *buffers*, as áreas PNB1 e PNB2 por serem muito próximas ficaram sobrepostas. Além disso, os dois pontos estão referenciados ao mesmo trabalho e, portanto, mesma data de publicação. Então, para garantir a independência, nós analisamos os dados de apenas um deles, a área PNB2, selecionada aleatoriamente.

Ainda utilizamos o *LECOS* (v. 3.0.1) para gerar dados sobre as seguintes métricas da paisagem: cobertura da terra, comprimento da borda, índice da maior mancha, distância euclidiana, área central geral, coesão das manchas e índice de diversidade de Shannon. Essas métricas representam a composição e a configuração da paisagem e nos oferecem uma visão abrangente sobre o impacto da perda de vegetação nativa e da fragmentação em ambientes antropizados. As classes geradas em cada um dos *buffers* de paisagem refletem as classes disponíveis nos mapas de cobertura e uso da terra do Projeto MapBiomas- Coleção 8 (Souza et al., 2020) que incluem formação florestal, savânica e campestre, campo alagado e área pantanosa, pastagem, mosaico de usos, área urbanizada, soja e outras lavouras temporárias. Para uma melhor análise das variáveis da paisagem, as métricas de cobertura da terra e comprimento da borda tiveram suas classes somadas e reclassificadas em três novas classes, área florestal (formação florestal), área natural não florestal (formação savânica, campestre e campo alagado e área pantanosa) e área antropizada (mosaico de usos, área urbanizada, soja e outras lavouras temporárias).

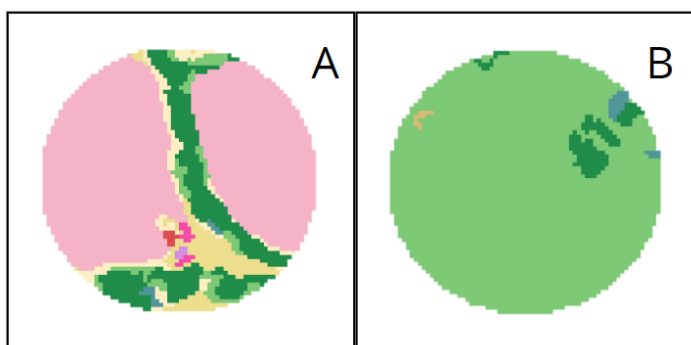


Figura 2. Representação dos *buffers* de 1 km selecionados a partir dos pontos das matas de galeria do Cerrado para a análise da paisagem através dos mapas de cobertura e uso da terra do Projeto MapBiomas- Coleção 8 (Souza et al., 2020). A partir das classes de cobertura e uso da terra identificadas em cada um dos *buffers* classificamos as matas em antropizadas (A) e naturais (B).

Uma outra métrica utilizada foi o índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI) (Figura 3). Para calcular o NDVI das matas de galeria, baixamos imagens do satélite *Landsat* obtidas através da plataforma da U.S. Geological Survey (USGS). Foram utilizadas imagens do *Landsat 2* para o ano de 1981, *Landsat 5* para os anos de 1984, 1986, 1987, 1997 e 1998, *Landsat 7* para os anos de 2002 e 2004 e *Landsat 8* para os anos de 2013 a 2016 e 2022. Buscamos por imagens de cada um dos anos que continha baixa cobertura de nuvens e

representasse toda a mata e o *buffer*. O NDVI é baseado no contraste das reflectâncias das regiões do vermelho (RED) e infravermelho próximo (NIR) (Huang et al., 2021), assim, para calcular o NDVI para as imagens do *Landsat 2* foram utilizadas as bandas B5 (RED) e B6 (NIR), para o *Landsat 5 e 7* foram utilizadas as bandas B3 (RED) e B4 (NIR) e para o *Landsat 8* as bandas B4 (RED) e B5 (NIR). Os valores do NDVI variam do -1 a 1, sendo que, valores mais altos dessa métrica indicam uma vegetação mais fotossintetizante. Este índice tem sido amplamente utilizado e muitos artigos descrevem sua importância para descrever o estado da vegetação (Huang et al., 2021), como a biomassa (Curran, P. J., 1982; Zhu & Liu, 2015) e a produtividade (Vicente-Serrano et al., 2016). Com o software *QGIS* (*QGIS* Development Team, 2023 v. 3.36.2) geramos o mapa para o NDVI, e posteriormente, nós calculamos a média desse índice para cada uma das matas.

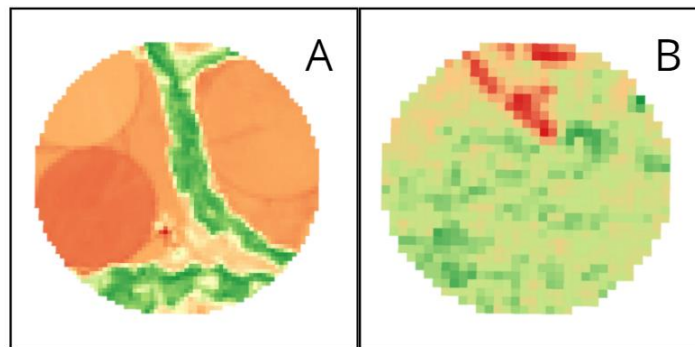


Figura 3. Representação dos mapas do NDVI gerados a partir das imagens do satélite *Landsat* em cada um dos *buffers* de 1 km selecionados a partir dos pontos das matas de galeria do Cerrado para a análise da densidade da vegetação das matas. (A) área classificada como antropizada; e (B) área classificada como natural. O NDVI varia de -1 a 1 e valores maiores indicam uma vegetação mais fotossintetizante.

2.3.4 Índices de diversidade

Para caracterizar as comunidades quanto à diversidade, calculamos a riqueza de espécies, o índice de diversidade de Shannon e o índice de dominância (inverso de Simpson). Os índices de diversidade e a riqueza de espécies foram calculados utilizando o pacote *vegan* (v. 2.6). Avaliamos também a composição das comunidades utilizando os índices de dissimilaridade de Jaccard, que considera a presença e ausência das espécies, e o índice de dissimilaridade de Bray-Curtis, que considera a abundância. Estas matrizes foram agrupadas em um dendrograma cujas medidas de correlação cofenética foram de 0,77 para Jaccard (Figura Suplementar- F1) e 0,74 para Bray-Curtis (Figura Suplementar- F2). As matrizes de

similaridade foram calculadas com o pacote *vegan* (v. 2.6) e os dendrogramas foram gerados com o pacote *stats* (v. 4.2.2).

2.3.5 Partição da diversidade β

A análise da diversidade β e seus componentes (aninhamento e substituição de espécies) pode indicar os processos de estruturação das comunidades, assim, analisamos os componentes da diversidade β das comunidades de pequenos mamíferos nas matas de galeria através da partição aditiva da diversidade β (Baselga, 2010).

Estimamos a importância dos componentes da diversidade β , *turnover* (β_{tur}) e aninhamento (β_{nes}) com a matriz de dissimilaridade de Jaccard. A diversidade β varia de 0 a 1 e a soma de seus componentes representa o total da matriz de dissimilaridade (β_{jac}). Ao estimar estes componentes nós podemos determinar se as comunidades são formadas pela substituição de espécies, ou seja, maior fração de β_{tur} dentro de β_{jac} , ou, se as comunidades representam subconjuntos de locais com maior número de espécies através da perda de espécies, dessa maneira, o β_{nes} teria a maior fração. Para calcular a partição da diversidade β nos locais antropizados e naturais utilizamos o pacote *betapart* (Baselga & Orme, 2012).

Também calculamos a partição da diversidade β utilizando a matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis, decomposta nos componentes de substituição (β_{bal}) e de aninhamento (β_{gra}) (Baselga, 2013, 2017). Utilizando a matriz de Bray-Curtis, a diversidade β também varia de 0 a 1 e a soma de seus componentes β_{bal} e β_{gra} representa, assim, a diversidade β total (β_{brc}). Quando a variação equilibrada na abundância (β_{bal}) apresenta maior fração de β_{brc} , isto indica que há a troca de um número de indivíduos em um local e que este número é substituído por outro grupo de mesmo número de outra espécie diferente. Entretanto, quando os gradientes de abundância (β_{gra}) apresentam a maior fração, isso indica que há uma perda do número de indivíduos das espécies entre locais e assim, a abundância é variada. Também utilizamos o pacote *betapart* para esse cálculo (Baselga & Orme, 2012).

Computados a diferença estatística entre os valores observados e estimados para a diversidade β entre os locais antropizados e naturais gerando uma reamostragem aleatória com 10.000 valores de 25%, 50% e 75% dos locais, com isso, obtemos um intervalo de confiança de 95%. Para este cálculo, nós utilizamos a função *beta.sample* e *beta.sample.abund*, com o coeficiente de Jaccard e Bray-Curtis respectivamente, do pacote *betapart_* (Baselga & Orme, 2012).

2.3.6 Diversidade funcional

Para calcular a diversidade funcional utilizamos a base de dados de traços funcionais de Wilman et al., 2014. Esta base de dados inclui atributos de cerca de 5.400 espécies de mamíferos coletados a partir da literatura. Buscamos os dados sobre as espécies estudadas presentes em cada comunidade e excluimos aquelas identificadas apenas pelo gênero ou que apresentavam incerteza taxonômica. Além disso, os dados para duas espécies, *Oligoryzomys matogrossae* e *Phyllomys centralis*, não foram encontradas nesta base de dados. Assim, avaliamos os traços funcionais de 26 espécies. A base de dados de traços funcionais descreve a dieta em porcentagem de taxa de consumo, o uso de estratos da vegetação (arborícolas, terrestres e escansoriais), o período de atividade (diurno, noturno e crepuscular) e a média da massa corporal para indivíduos adultos (Tabela Suplementar- S2).

A riqueza funcional representa a quantidade de espaço funcional ocupado pelas espécies em certa comunidade (Mammola et al., 2021). Para estimar a riqueza funcional a partir dos dados de traços funcionais das espécies, nós geramos uma matriz de distância utilizando o método de distância de Gower, que permite analisar dados quantitativos e qualitativos ao mesmo tempo. A partir dessa matriz nós utilizamos o Método de Grupo de Pares não Ponderados com Média Aritmética (UPGMA) para gerar um dendrograma de agrupamento das espécies. Este método é bastante utilizado e possui um alto nível de confiança ao gerar o agrupamento (Podani & Schmera, 2006), neste estudo, o método obteve um coeficiente de correlação cofenética de 0,89, o que indica pouca perda de informações (Figura Suplementar-F3). A partir do dendrograma, nós calculamos a riqueza funcional através da soma dos comprimentos dos ramos do dendrograma (Petchey & Gaston, 2002) em que há representantes das espécies de cada um dos locais. Estas análises foram feitas utilizando o pacote *fundiv*.

2.3.7 Análises estatísticas

A partir das matrizes de similaridade de Jaccard e de Bray-Curtis, realizamos uma Análise de Coordenadas Principais (*PCoA*), selecionando os dois primeiros eixos. A *PCoA* permite visualizar como a composição das comunidades está distribuída entre as classes das matas estudadas, antropizadas e naturais. Para a matriz de similaridade de Bray-Curtis, os dados foram transformados pela raiz quadrada, pois, dessa maneira, conseguimos uma melhor porcentagem de explicação dos eixos da *PCoA*. Além disso, utilizamos o primeiro eixo de cada *PCoA*, derivado das matrizes de Jaccard e de Bray-Curtis, para representar a composição das espécies nos diferentes locais. Para a *PCoA* utilizamos o pacote *ape* (v 5.8).

Para testar se há diferença na composição das espécies entre as classes antropizadas e naturais, realizamos um teste PERMANOVA. Utilizamos as matrizes de dissimilaridade geradas com Jaccard e Bray-Curtis em 10.000 permutações. Também realizamos uma análise de porcentagem de similaridade (SIMPER) com 10.000 permutações. Essa análise utiliza a matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis para identificar as espécies responsáveis pela dissimilaridade entre os grupos (antropizados e naturais), ou seja, a dissimilaridade é causada pelas diferenças nas abundâncias das espécies. Essas análises foram feitas com o pacote *vegan* (v 2.6) (Clarke, 1993).

Para avaliar o efeito da paisagem nos parâmetros de diversidade, composição de espécies e quantidade de espaço funcional nas comunidades fizemos um modelo linear com os dados de riqueza (RIQ), índice de Shannon (SHA), índice de dominância (SIM), os primeiros eixos das PCoA's (Jaccard= COMJ; Bray-Curtis= COMB) e a riqueza funcional (FRIC) como variáveis respostas e como variáveis predictoras utilizamos a cobertura da terra de área florestal (LCF), cobertura da terra de área não florestal (LCNF), cobertura da terra de área antropizada (LCA), comprimento da borda de área florestal (ELF), comprimento da borda de área não florestal (ELNF), índice de maior mancha florestal (LPIF), distância euclidiana florestal (EDF), área central geral florestal (OCAF), coesão das manchas florestais (PCF), diversidade de Shannon (referente às classes do Projeto MapBiomias- Coleção 8 (Souza et al., 2020), DIVSH), a média do NDVI das matas (NDVI) e o tipo da área (natural= NAT; antropizada= ANT).

Além disso, nós avaliamos o efeito das microbacias (BAC) e do esforço amostral (ESF) nas variáveis respostas. Para a divisão das microbacias nós consideramos o mapa de Bacias e Divisões Hidrográficas do Brasil (IBGE, 2021). O esforço amostral é descrito por cada estudo para as diferentes matas. Nós checamos se o esforço amostral ficaria melhor ajustado como uma variável de efeito aleatório, entretanto, a seleção das variáveis apontou para que essa variável fosse adicionada ao modelo final. Testamos a colinearidade das variáveis utilizando o Índice de Inflação de Variância (VIF) e excluimos as variáveis com um valor de $VIF > 3$. Assim, por meio da análise de colinearidade selecionamos as seguintes variáveis: tipo, comprimento de borda florestal e não florestal, distância euclidiana, coesão de manchas florestais, diversidade de classes de cobertura e uso da terra, NDVI, microbacias e esforço amostral. Realizamos transformações quando necessário para o ajuste dos resíduos e fizemos a validação visual dos modelos conforme Zuur et al., 2010. A seleção dos modelos foi feita considerando o menor valor de $AICc$ (Tabela Suplementar- S3). Todas as análises neste estudo foram realizadas utilizando o *software* R (R Development Core Team, 2023, v. 4.2.2).

2.4 RESULTADOS

2.4.1 Riqueza nas áreas amostradas

Em relação às matas de galeria amostradas nas propriedades rurais do núcleo rural Rio Preto (DF) capturamos 377 indivíduos, sendo 155 em DR, 158 em BV e 66 em FT (Figura 4). As áreas possuem uma riqueza de espécies semelhantes, entretanto as áreas DR e FT possuem a maior riqueza com 8 espécies, enquanto a área BV possui 7. Nas duas primeiras áreas, a espécie *Gracilinanus agilis* (Figura 4 (D)) foi a mais abundante, com 63 indivíduos em DR e 56 em BV. Também nessas duas áreas a espécie *Oligoryzomys nigripes* (Figura 4 (E)) foi a segunda espécie mais abundante com 35 (DR) e 31 (BV) indivíduos. Já na área FT a espécie mais abundante foi *Rhipidomys macrurus* (Figura 4 (A)) com um total de 26 indivíduos, seguida de *Oecomys cleberi* (Figura 4 (C)) com 18 indivíduos. Para alguns indivíduos amostrados não foi possível chegar ao nível de espécie como é o caso de 4 indivíduos na área BV classificados apenas com o gênero *Oligoryzomys*.



Figura 4. Espécies de pequenos mamíferos não-voadores capturadas nas matas antropizadas localizadas em uma matriz agrícola no núcleo rural Rio Preto, na região sudeste do Distrito Federal (DF). As matas estão localizadas nas propriedades rurais “Dois Riachos” (DR= 15°68'24.1"S, 47°68'14.7"O), “Boa Vista” (BV= 15°49'07.1"S, 47°29'37.3"O) e “Fazenda do

Theo” (FT= 15°43'56.1"S, 47°28'31.5"O). (A) *Rhipidomys macrurus*; (B) *Monodelphis americana*; (C) *Oecomys cleberi*; (D) *Gracilinanus agilis*; (E) *Oligoryzomys* sp.; e (F) *Hylaeamys megacephalus*.

2.4.2 Diversidade e riqueza funcional

A média da riqueza de espécies para áreas antropizadas foi de 6,73 e de 6,11 para áreas naturais (Figura 5; Tabela 1), sendo que o maior número de espécies foi para a área antropizada FAL1 (11) e o menor número para a área EEA3 (2). As áreas antropizadas e naturais apresentaram um índice de Shannon médio de 1,53 (Figura 5; Tabela 1). Para o índice de dominância as áreas antropizadas apresentaram um valor médio de 3,92 e as naturais de 4,08 (Figura 5; Tabela 1). Além disso, para ambos os índices de diversidade, a área RP2 (Shannon= 2; Dominância= 7), uma área antropizada, apresentou os maiores valores, enquanto a área natural EEA3 (Shannon= 0,6; Dominância= 1,88) apresentou os menores valores. FAL1 também apresentou o maior valor para a riqueza funcional (2,65), enquanto EEA3 o menor valor (0,71). A média de riqueza funcional para áreas antropizadas foi igual a 1,63 e 1,49 para áreas naturais (Figura 5; Tabela 1).

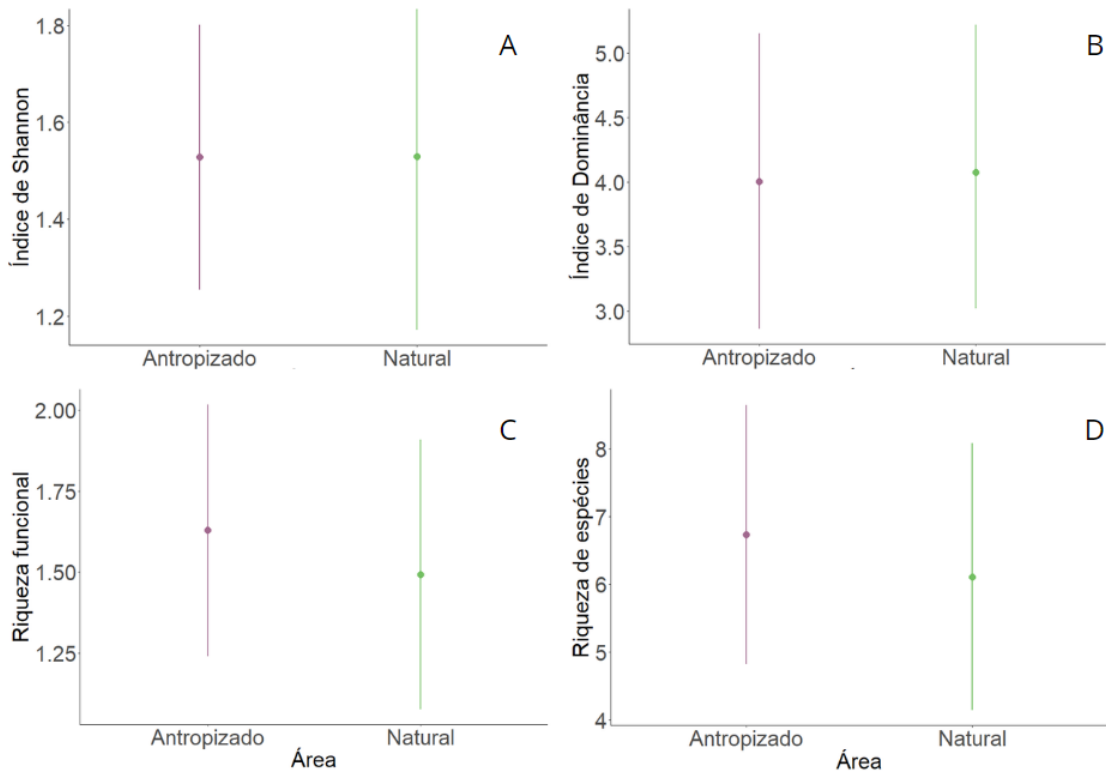


Figura 5. Valores médios e o desvio padrão para o índice de diversidade de Shannon (A), índice de Dominância (inverso de Simpson- B), riqueza funcional (C) e riqueza de espécies (D) para

as comunidades de pequenos mamíferos de matas de galeria do Cerrado em áreas antropizadas e naturais.

Tabela 1. Quantidade de matas de galeria do Cerrado analisadas nos dois tipos de áreas, antropizadas e naturais, os valores médios e o desvio padrão para a riqueza de espécies, índice de diversidade de Shannon, índice de Dominância (inverso de Simpson) e riqueza funcional para cada tipo de área.

| | Área | |
|--|-------------|-------------|
| | Antropizado | Natural |
| Locais | 30 | 9 |
| Riqueza de espécies (\pm SD) | 6,73 (1,91) | 6,11 (1,96) |
| Índice de diversidade de Shannon (\pm SD) | 1,53 (0,28) | 1,53 (0,36) |
| Índice de Dominância (\pm SD) | 3,92 (1,20) | 4,08 (1,06) |
| Riqueza Funcional (\pm SD) | 1,63 (0,39) | 1,49 (0,41) |

Para as áreas antropizadas, a análise dos componentes da diversidade β , demonstrou que o componente de substituição (98,26%; $\beta_{jac}=0,95$; $\beta_{tur}=0,94$; Tabela 2) é o maior responsável pela estruturação dessas comunidades, enquanto o aninhamento representa apenas 1,74% ($\beta_{jac}=0,95$; $\beta_{tur}=0,02$; Tabela 2). Da mesma forma, para as áreas naturais, a substituição também é o principal componente (95,61%; $\beta_{jac}=0,89$; $\beta_{tur}=0,85$; Tabela 2), enquanto β_{nes} representa 4,39% ($\beta_{jac}=0,89$; $\beta_{nes}=0,04$; Tabela 2). A partir da matriz de similaridade de Bray-Curtis, o componente β_{bal} apresentou valor de explicação de 90,60% ($\beta_{brc}=0,94$; $\beta_{bal}=0,85$; Tabela 2) na estruturação das comunidades em áreas antropizadas, enquanto β_{gra} teve valor de 9,40% ($\beta_{brc}=0,94$; $\beta_{gra}=0,09$; Tabela 2). Para comunidades em áreas naturais, o componente β_{bal} explicou 90,19% ($\beta_{brc}=0,89$; $\beta_{bal}=0,80$; Tabela 2) e β_{gra} apresentou valor de 9,80% ($\beta_{brc}=0,89$; $\beta_{gra}=0,09$; Tabela 2).

Tabela 2. Valores médios encontrados para a diversidade β e seus componentes de substituição (β_{trn} e β_{bal}) e aninhamento (β_{nes} e β_{gra}) para os dados baseados na incidência (β_{jac}) e abundância (β_{brc}) de espécies de pequenos mamíferos de matas de galeria nos dois tipos de áreas analisadas, antropizadas e naturais.

| Área | Incidência de espécies | | | Abundância de espécies | | |
|-------------|---------------------------|----------------------------|-------------------------------|-------------------------------|---------------------------------------|---|
| | Jaccard (β_{jac}) | Turnover (β_{trn}) | Aninhamento (β_{nes}) | Bray-Curtis (β_{brc}) | Variação Balanceada (β_{bal}) | Gradiente de abundância (β_{gra}) |
| Antropizado | 0,95 | 0,94 | 0,02 | 0,94 | 0,85 | 0,09 |
| Natural | 0,89 | 0,85 | 0,04 | 0,89 | 0,80 | 0,09 |

Para áreas antropizadas encontramos diferença significativa entre os valores observados e estimados (para 25%, 50% e 75%) para todos os componentes, β_{tur} , β_{nes} e β_{jac} (Figura 6). Já para áreas naturais encontramos diferença entre os valores observados e os estimados somente para β_{tur} e β_{jac} para 50% e 75% dos locais (Figura 6). Quando analisamos os componentes da diversidade β a partir da abundância das espécies (dissimilaridade de Bray-Curtis), encontramos diferenças entre os valores observados para β_{bal} e os estimados para 25% e 50% dos locais, β_{gra} para 50% e 75% e β_{brc} para todos os valores estimados para as áreas antropizadas (Figura 7). Enquanto isso, para as áreas naturais, os resultados indicaram uma diferenciação entre os valores observados para β_{bal} e β_{brc} e todos os valores estimados, já para β_{gra} nós não encontramos diferenças entre os valores observados e os estimados (Figura 7).

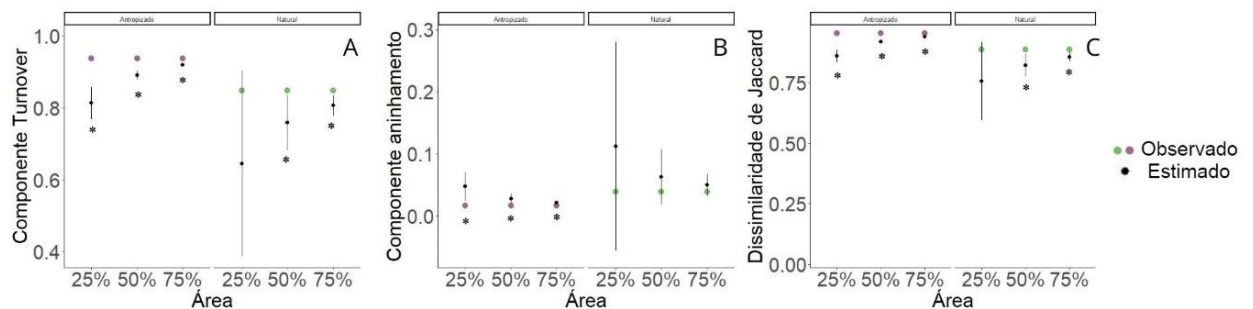


Figura 6. Valores médios observados para a diversidade β e seus componentes de substituição (turnover (A)) e perda de espécies (aninhamento (B)) a partir de dados baseados na incidência de espécies (Dissimilaridade de Jaccard (C)) de pequenos mamíferos de matas de galeria do Cerrado. Os pontos em roxo representam as áreas antropizadas, enquanto os pontos verdes representam as áreas naturais. Os pontos pretos representam os valores estimados para a

diversidade β e seus componentes para cada tipo de área. Os valores estimados foram calculados a partir de uma reamostragem com 25%, 50% e 75% dos locais e 10.000 permutações.

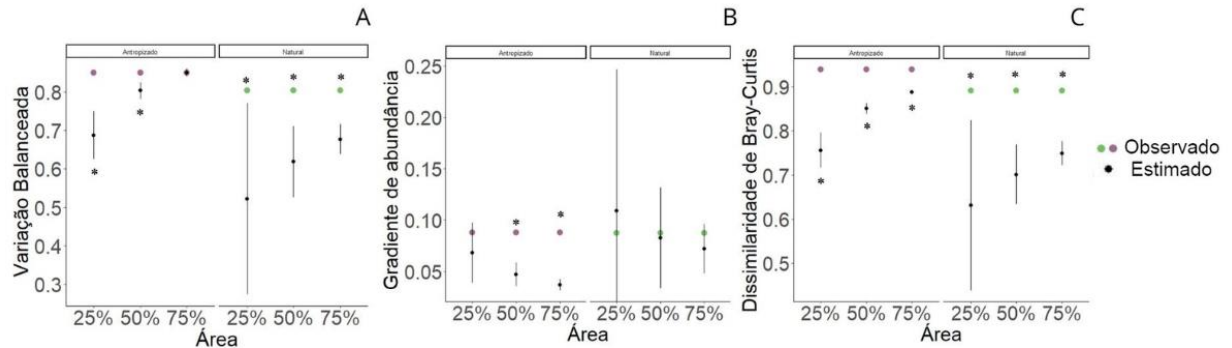


Figura 7. Valores médios observados para a diversidade β e seus componentes de substituição (variação balanceada (A)) e perda de espécies (gradiente de abundância (B)) a partir de dados baseados na abundância de espécies (dissimilaridade de Bray-Curtis (C)) de pequenos mamíferos de matas de galeria do Cerrado. Os pontos em roxo representam as áreas antropizadas, enquanto os pontos verdes representam as áreas naturais. Os pontos pretos representam os valores estimados para a diversidade β e seus componentes para cada tipo de área. Os valores estimados foram calculados a partir de uma reamostragem com 25%, 50% e 75% dos locais e 10.000 permutações.

2.4.3 Composição de espécies

A *PCoA* realizada a partir da matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis apresentou uma porcentagem de explicação de 37,91%, somando-se os dois primeiros eixos. Para o primeiro eixo tivemos um valor de explicação de 20,83% (*eigenvalues*: 2,03) e para o segundo 17,09% (*eigenvalues*: 1,66) (Figura 8). Já a *PCoA* originada com a matriz de dissimilaridade de Jaccard obteve 25,55% de explicação, também para os dois primeiros eixos. O primeiro apresentou 15,77% (*eigenvalues*: 2,32) e o segundo eixo 9,78% (*eigenvalues*: 1,44) (Figura 9).

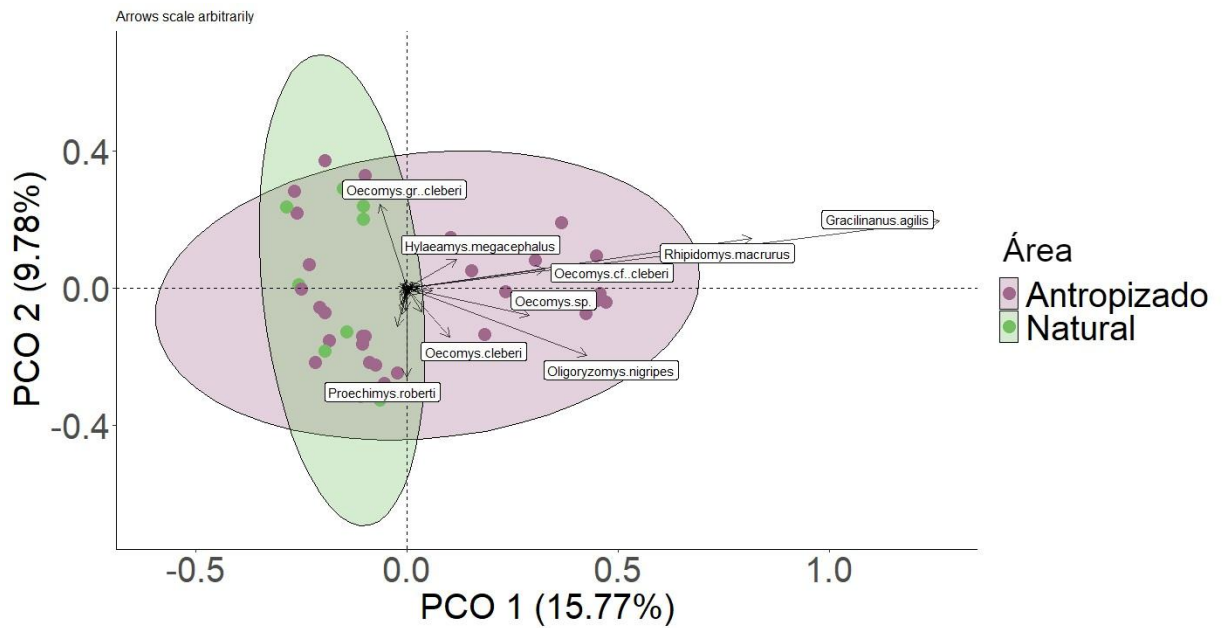


Figura 8. *Biplot* mostrando os resultados da PCoA (dois primeiros eixos- PCO 1 e PCO 2) baseado nos dados de incidência de espécies (dissimilaridade Jaccard) e o tipo de área (antropizadas e naturais). Os pontos em roxo representam as áreas antropizadas e os pontos em verde as áreas naturais. As elipses mostram a área do gráfico representada pelas áreas antropizadas (em roxo) e pelas áreas naturais (em verde). As setas indicam as principais espécies das comunidades de pequenos mamíferos relacionadas com cada tipo de área e os eixos da PCoA. A porcentagem de explicação de cada eixo está representada em parênteses.

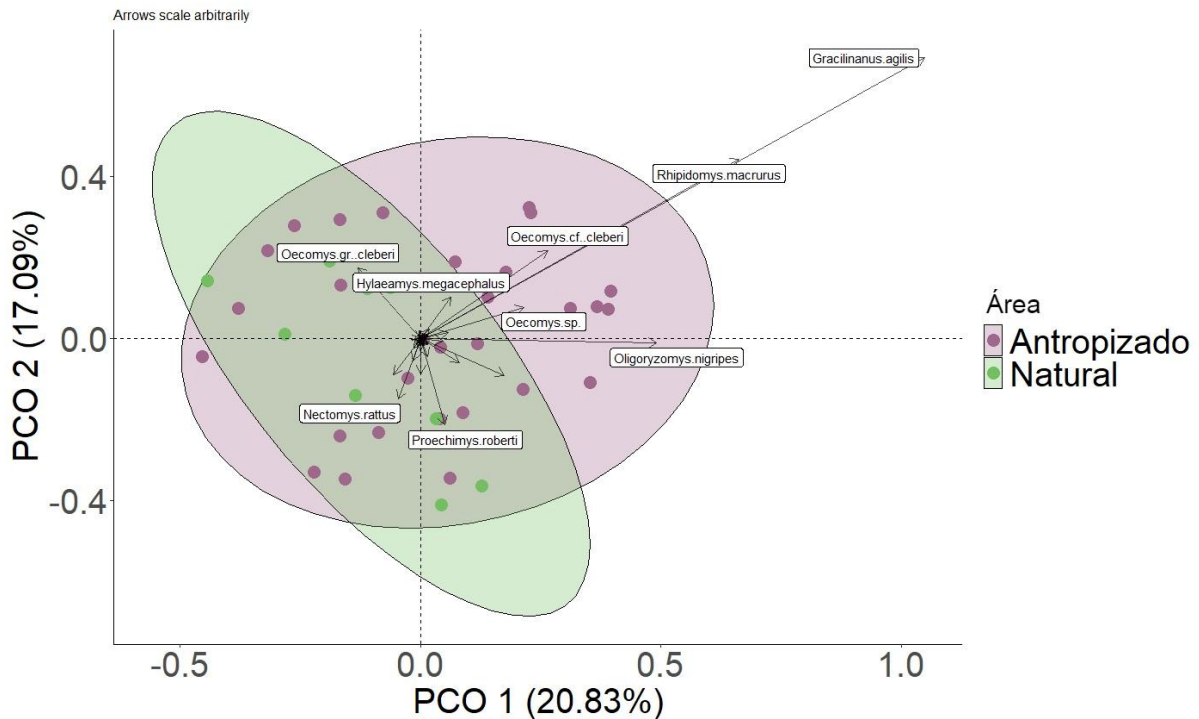


Figura 9. *Biplot* mostrando os resultados da PCoA (dois primeiros eixos- PCO 1 e PCO 2) baseado nos dados de abundância de espécies (dissimilaridade Bray-Curtis) e o tipo de área (antropizadas e naturais). Os pontos em roxo representam as áreas antropizadas e os pontos em verde as áreas naturais. As elipses mostram a área do gráfico representada pelas áreas antropizadas (em roxo) e pelas áreas naturais (em verde). As setas indicam as principais espécies das comunidades de pequenos mamíferos relacionadas com cada tipo de área e os eixos da PCoA. A porcentagem de explicação de cada eixo está representada em parênteses.

Quando testamos se havia uma diferença na composição das espécies entre locais antropizados e naturais utilizando o teste PERMANOVA, não encontramos uma diferença significativa quando utilizamos a matriz de dissimilaridade de Jaccard ($F_{1,37} = 1,17$, $p = 0,23$), considerando a presença e ausência de espécies, e, também não houve diferença significativa quando utilizamos a matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis ($F_{1,37} = 1,20$, $p = 0,26$), que considera a abundância das espécies.

A análise de SIMPER indicou que a espécie *Nectomys squamipes* (média = 0,03, $\text{csum} = 0,8$, $p = 0,047$) varia sua abundância entre os locais antropizados e naturais, causando, assim, uma dissimilaridade entre os locais. Em nosso estudo, essa espécie foi encontrada em duas áreas naturais, PNB1 (3 indivíduos) e PNB2 (8 indivíduos) e em uma área antropizada, PNB3 (2 indivíduos). Além de *N. squamipes*, a espécie *Calomys expulsus* (média = 0,009, $\text{csum} = 0,9$,

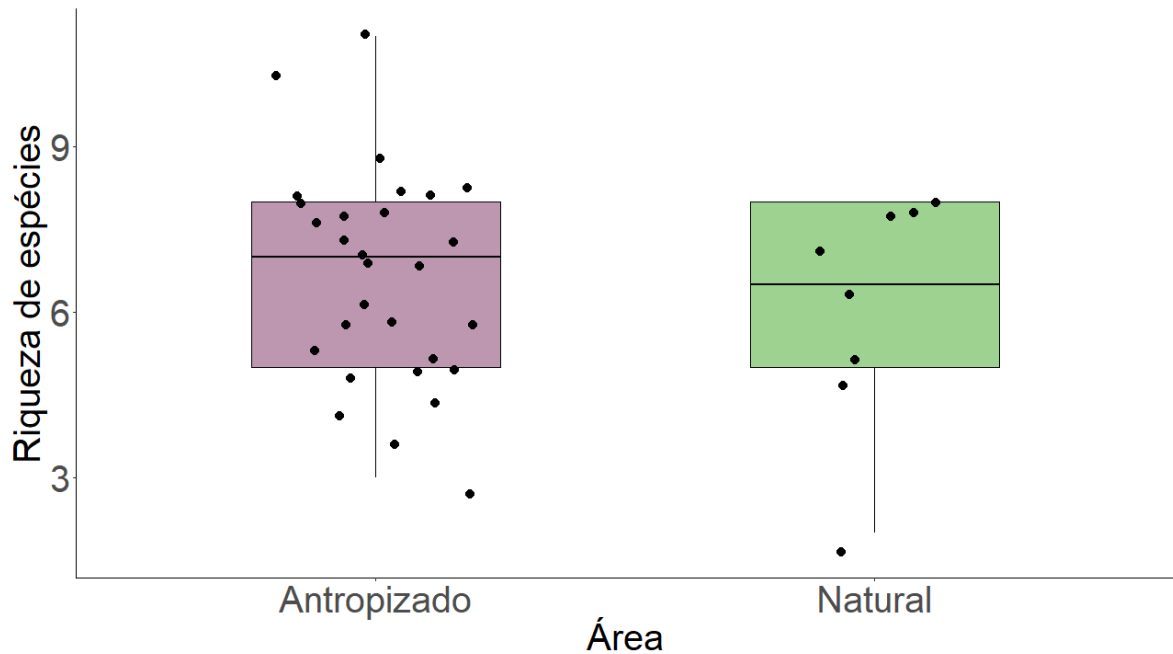


Figura 11. *Boxplot* demonstrando a relação entre o tipo de área (antropizada, em roxo e natural, em verde) e a riqueza de espécies de pequenos mamíferos de matas de galeria do Cerrado. O modelo demonstrou que o tipo de área tem um efeito negativo na riqueza de espécies, com uma riqueza de espécies menor no tipo natural ($t = -2,36$, $p = 0,024$).

Tabela 3. Resultados do modelo linear mostrando a relação entre a riqueza de espécies de pequenos mamíferos de matas de galeria do Cerrado e as métricas da paisagem. DIVSH= diversidade de classes de uso e cobertura da terra; PCF= coesão de manchas florestais; e NAT= tipo de área natural. O * indica as variáveis que apresentaram um valor de p significativo.

| | Estimado | Erro Padrão | Valor de T | Valor de p |
|------------|----------|-------------|--------------|--------------|
| Intercepto | 1,85 | 4,89 | 0,38 | 0,707 |
| DIVSH | -2,81 | 1,12 | -2,51 | 0,017* |
| PCF | 0,90 | 0,53 | 1,69 | 0,101 |
| NAT | -2,44 | 1,03 | -2,36 | 0,024* |

Ao analisar o efeito da paisagem sobre o SHA (Tabela 4) encontramos que DIVSH ($t = -2,27$, $p = 0,029$) exerce efeito negativo na diversidade de espécies (Figura 12). Assim, uma maior diversidade de classes de cobertura e uso da terra diminui a diversidade de espécies, com uma redução de 0,27. Além disso, ELNF ($t = 3,60$, $p < 0,001$) também afeta SHA, entretanto,

esse parâmetro parece aumentar a diversidade (Figura 13). Um aumento de cerca de 100.000 m de comprimento de borda em áreas não florestais aumenta SHA em até 1,33.

Tabela 4. Resultados do modelo linear mostrando a relação entre o índice de diversidade de Shannon para as comunidades de pequenos mamíferos de matas de galeria do Cerrado e as métricas da paisagem. DIVSH= diversidade de classes de cobertura e uso da terra e ELNF= comprimento de borda de áreas não florestais. O * indica as variáveis que apresentaram um valor de p significativo.

| | Estimado | Erro Padrão | Valor de T | Valor de p |
|------------|------------------------|-----------------------|--------------|--------------|
| Intercepto | 1,36 | 0,15 | 8,79 | <0,001* |
| DIVSH | -0,27 | 0,12 | -2,27 | 0,029* |
| ELNF | $-1,32 \times 10^{-5}$ | $3,69 \times 10^{-6}$ | 3,60 | <0,001* |

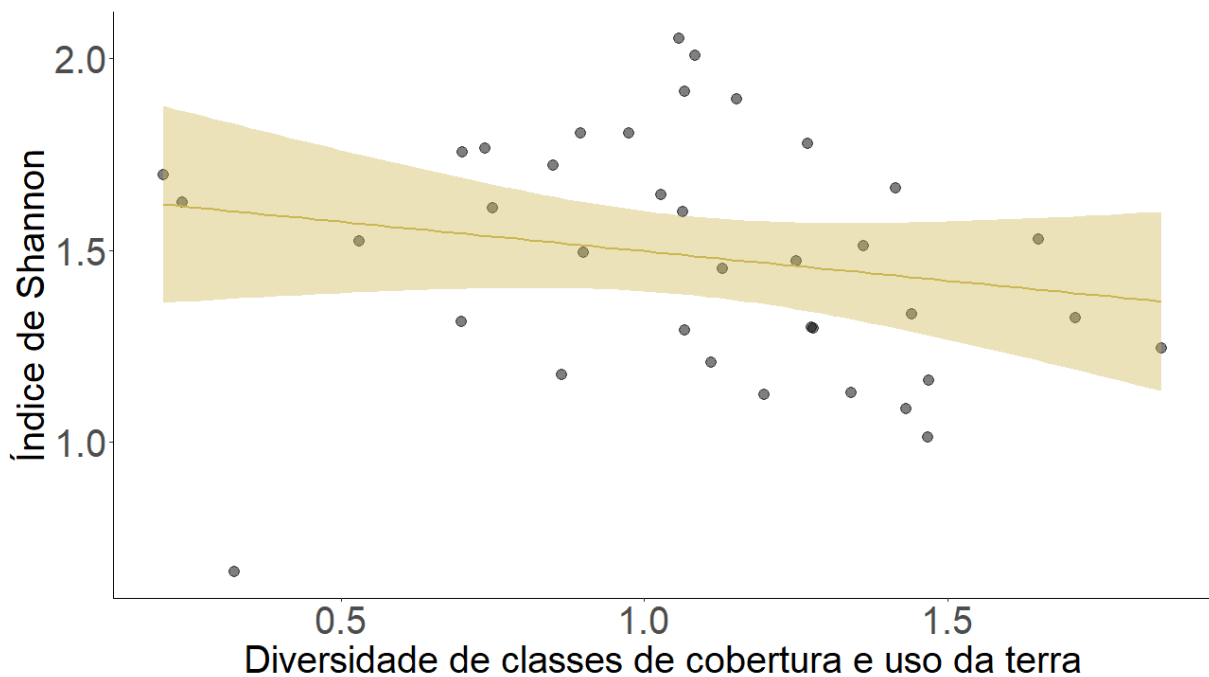


Figura 12. Relação entre índice de diversidade de Shannon para as comunidades de pequenos mamíferos de matas de galeria do Cerrado e a diversidade de classes de cobertura e uso da terra. A diversidade classes de cobertura e uso da terra demonstrou ter efeito negativo na diversidade de espécies ($t = -2,27, p = 0,029$).

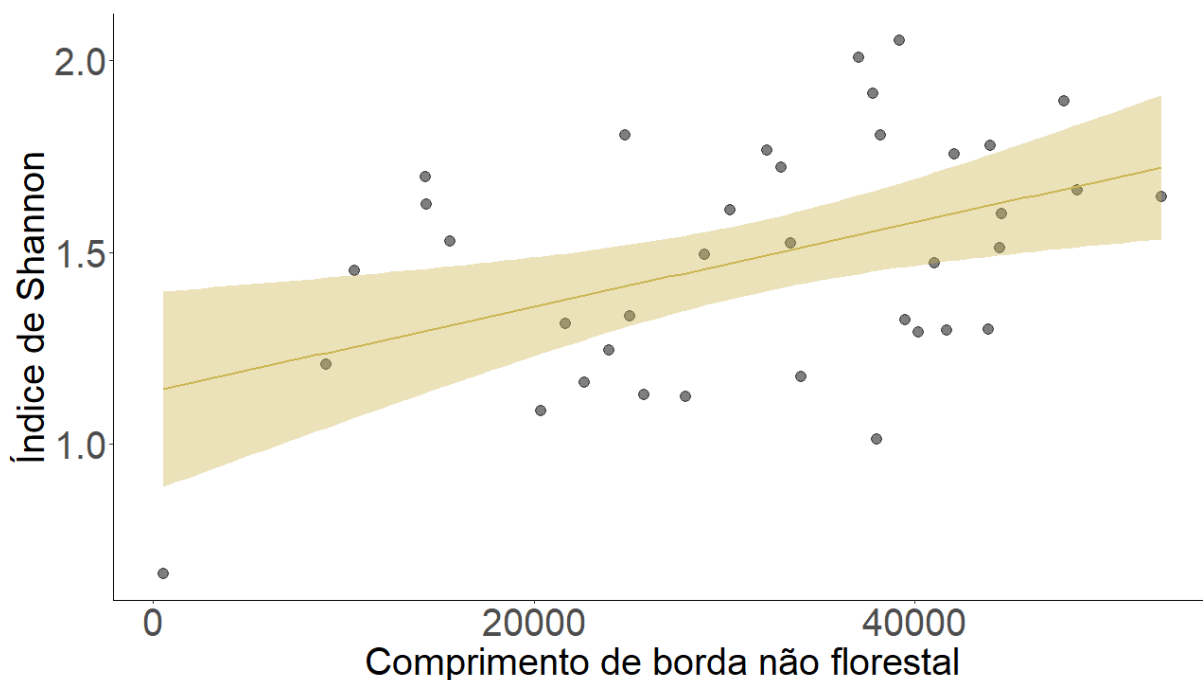


Figura 13. Relação entre índice de diversidade de Shannon para as comunidades de pequenos mamíferos de matas de galeria do Cerrado e o comprimento de borda de áreas não florestais (m). O comprimento de borda de áreas não florestais demonstrou ter efeito positivo na diversidade de espécies ($t = 3,60$, $p < 0,001$).

As mesmas variáveis, DIVSH ($t = -2,56$, $p = 0,015$) e ELNF ($t = 4,15$, $p < 0,001$), também afetaram SIMP (Tabela 5). Para esse índice de diversidade, uma maior diversidade de classes de cobertura e uso da terra diminui a diversidade de espécies em 0,3 (Figura 14) e o mesmo aumento no comprimento de borda (100.000 m) aumenta SIMP em até 1,49 (Figura 15).

Tabela 5. Resultados do modelo linear mostrando a relação entre o índice de Dominância (inverso de Simpson) para as comunidades de pequenos mamíferos de matas de galeria do Cerrado e as métricas da paisagem. DIVSH= diversidade de classes de cobertura e uso da terra e ELNF= comprimento de borda de áreas não florestais. O * indica as variáveis que apresentaram um valor de p significativo.

| | Estimado | Erro Padrão | Valor de T | Valor de p |
|------------|----------------------|----------------------|--------------|--------------|
| Intercepto | 1,78 | 0,15 | 11,84 | <0,001* |
| DIVSH | -0,3 | 0,12 | -2,56 | 0,015* |
| ELNF | $1,49 \cdot 10^{-5}$ | $3,59 \cdot 10^{-6}$ | 4,15 | <0,001* |

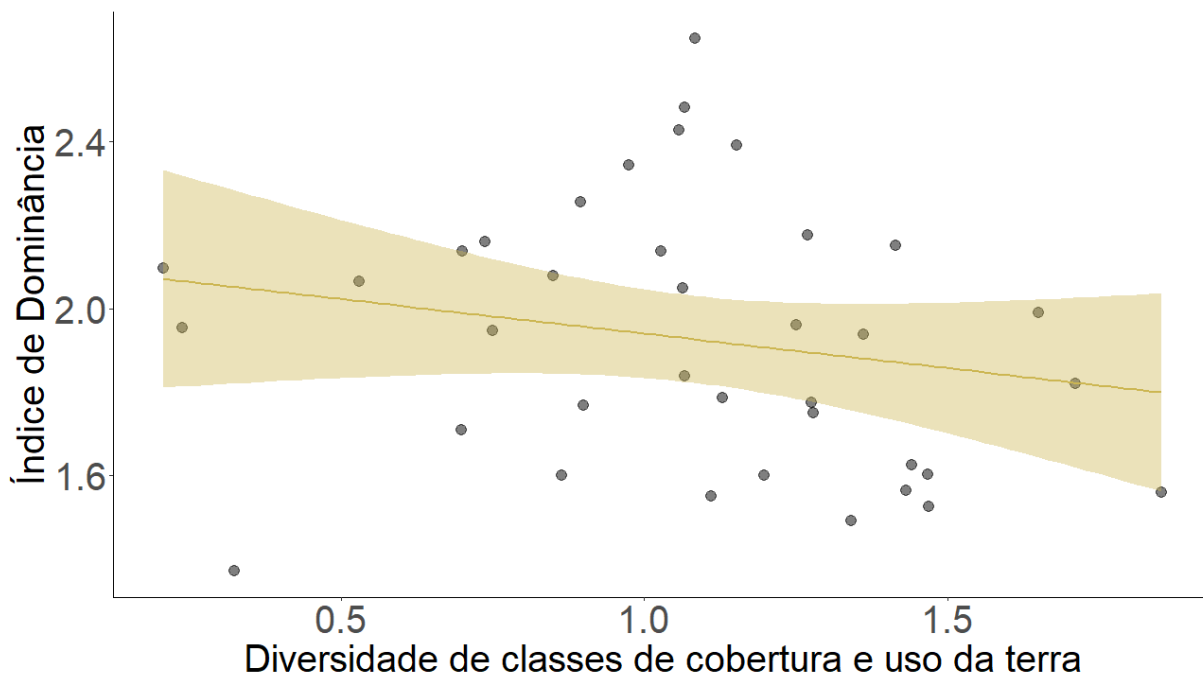


Figura 14. Relação entre índice de Dominância (inverso de Simpson) para as comunidades de pequenos mamíferos de matas de galeria do Cerrado e a diversidade de classes de cobertura e uso da terra. A diversidade classes cobertura e uso da terra demonstrou ter efeito negativo na diversidade de espécies ($t = -2,56, p = 0,015$).

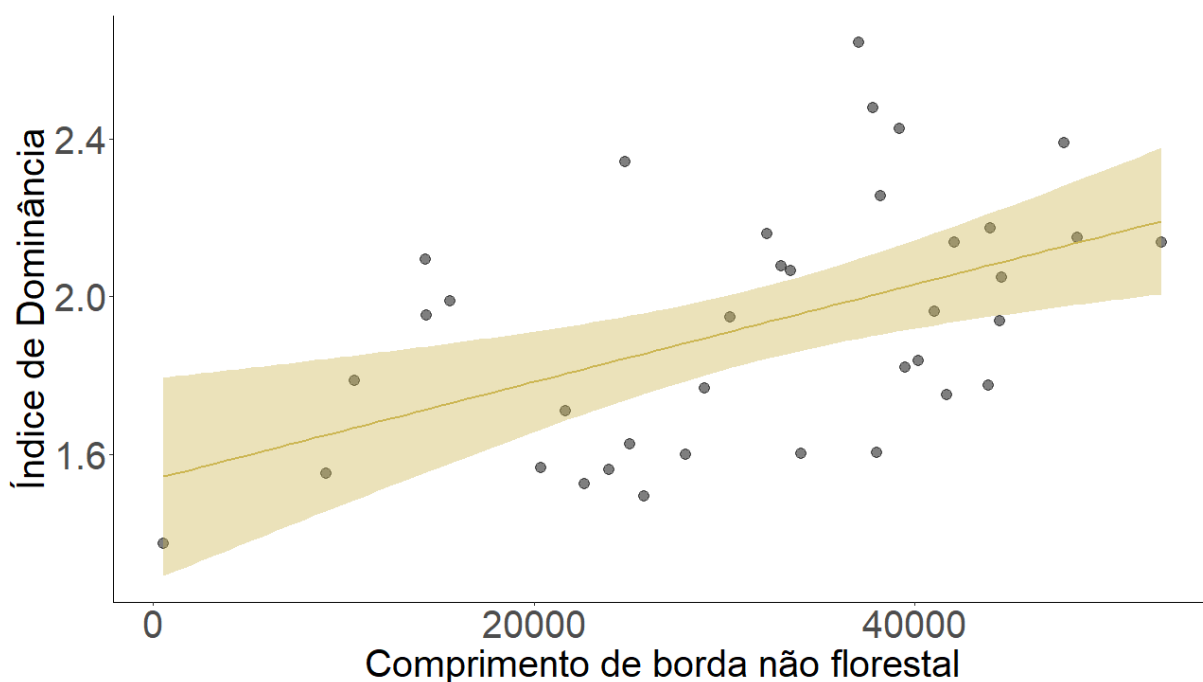


Figura 15. Relação entre índice de Dominância para as comunidades de pequenos mamíferos de matas de galeria do Cerrado e o comprimento de borda de áreas não florestais (m). O comprimento de borda de áreas não florestais demonstrou ter um efeito positivo na diversidade de espécies ($t = 4,15, p < 0,001$).

O melhor modelo (com menor $AICc$) indicou que apenas a variável BAC explica a variação na riqueza funcional (Figura 16). Assim, todas as bacias apresentam uma menor riqueza funcional do que a bacia Alto do Corumbá, entretanto, nós encontramos uma diferença significativa apenas para as bacias Paracatu ($t = -2,04, p = 0,049$) e Paraná ($t = -2,70, p = 0,011$). Essas bacias possuem, respectivamente, uma riqueza funcional 0,29 e 0,95 menor do que a bacia Alto do Corumbá. Para a bacia Alto Tocantins ($t = -1,54, p = 0,132$) não obtemos um valor significativo, mas os valores estimados também indicaram uma redução de 0,29 em FRIC.

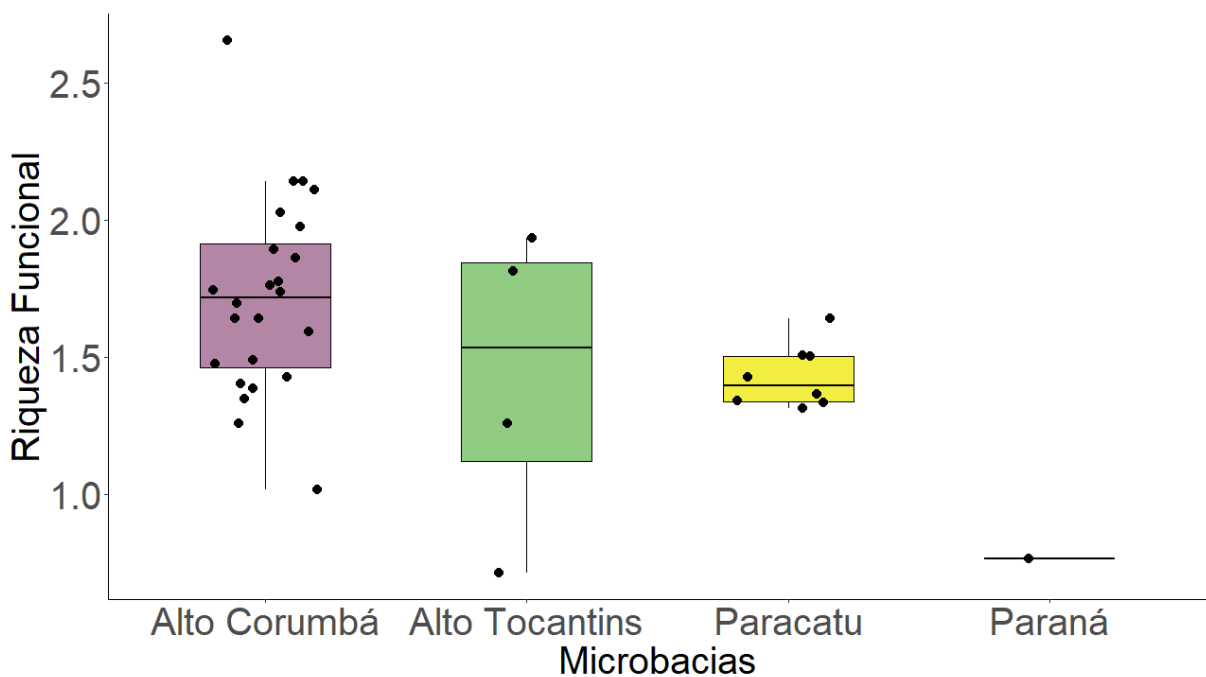


Figura 16. *Boxplot* demonstrando a relação entre as microbacias e a riqueza funcional das comunidades pequenos mamíferos de matas de galeria antropizadas e naturais do Cerrado. O modelo mostrou que a microbacia Alto do Corumbá apresenta a maior riqueza funcional, com diferença significativa entre essa microbacia e as microbacias Paracatu ($t = -2,04, p = 0,049$) e Paraná ($t = -2,70, p = 0,011$).

Quando analisamos a composição de espécies a partir da abundância (dissimilaridade de Bray-Curtis) encontramos que o tipo NAT ($t = -2,47, p = 0,019$) afeta negativamente COMB

(Figura 17; Tabela 6). Enquanto, DIVSH ($t = -2,33$, $p = 0,026$; Figura 18) e ELNF ($t = 2,50$, $p = 0,018$; Figura 19) e NDVI ($t = 4,47$, $p < 0,001$; Figura 20) apresentaram um efeito positivo (Tabela 6). Para COMJ (Tabela 7), composição baseada na incidência de espécies, as únicas variáveis que demonstram ter efeito sobre essa variável foram ESF ($t = 5,39$, $p < 0,001$) e NDVI ($t = 5,54$, $p < 0,001$, Figura 21), ambos com efeito positivo.

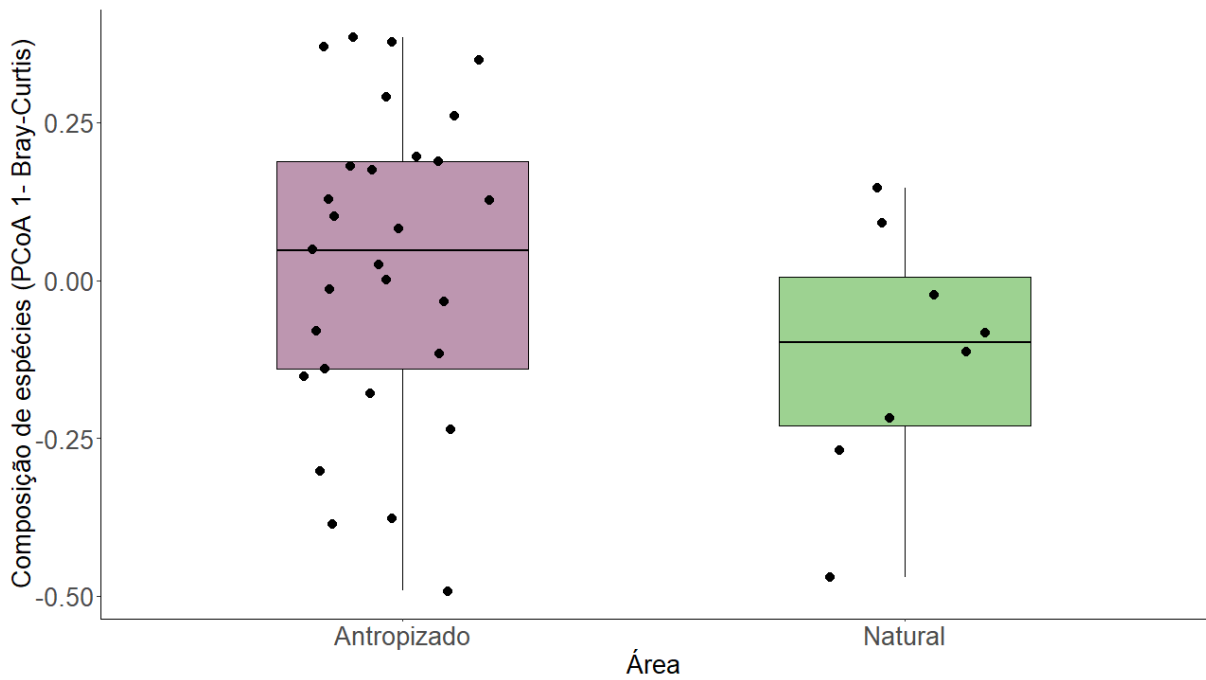


Figura 17. *Boxplot* mostrando a relação entre a composição de espécies das comunidades de pequenos mamíferos de matas de galeria do Cerrado, representada pelo primeiro eixo da *PCoA* realizada a partir da abundância de espécies (dissimilaridade de Bray- Curtis) e o tipo de área antropizada, em roxo, e natural, em verde.

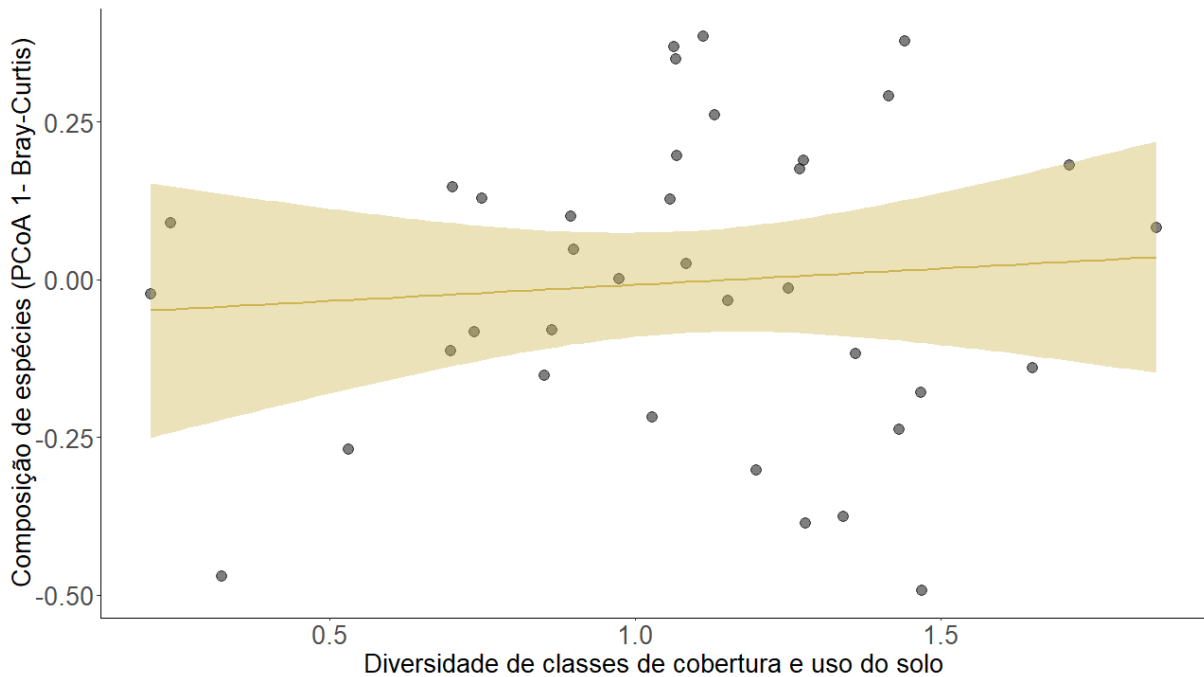


Figura 18. Relação entre a composição de espécies das comunidades de pequenos mamíferos de matas de galeria do Cerrado, representada pelo primeiro eixo da *PCoA* realizada a partir da abundância de espécies (dissimilaridade de Bray- Curtis) e a diversidade de classes de cobertura e uso da solo. O modelo demonstrou um efeito positivo entre a composição de espécies e a diversidade de classes de cobertura e uso do solo ($t = -2,33$, $p = 0,026$).

Tabela 6. Resultado do modelo linear mostrando a relação entre composição de espécies representada pelo primeiro da *PCoA* baseada na abundância de espécies (dissimilaridade de Bray- Curtis) para as comunidades de pequenos mamíferos de matas de galeria do Cerrado e as métricas da paisagem. DIVSH= diversidade de classes de uso e cobertura da terra; ELNF= comprimento de borda de áreas não florestais; NDVI= índice de vegetação por diferença normalizada; e NAT= tipo de área natural. O * indica as variáveis que apresentaram um valor de p significativo.

| | Estimado | Erro Padrão | Valor de T | Valor de p |
|------------|----------------------|----------------------|--------------|--------------|
| Intercepto | -0,91 | 0,28 | -3,28 | 0,002* |
| DIVSH | -0,28 | 0,12 | -2,33 | 0,026* |
| ELNF | $6,87 \cdot 10^{-6}$ | $2,75 \cdot 10^{-6}$ | 2,50 | 0,018* |
| NDVI | 3,29 | 0,74 | 4,47 | <0,001* |
| NAT | -0,27 | 0,11 | -2,47 | 0,019* |

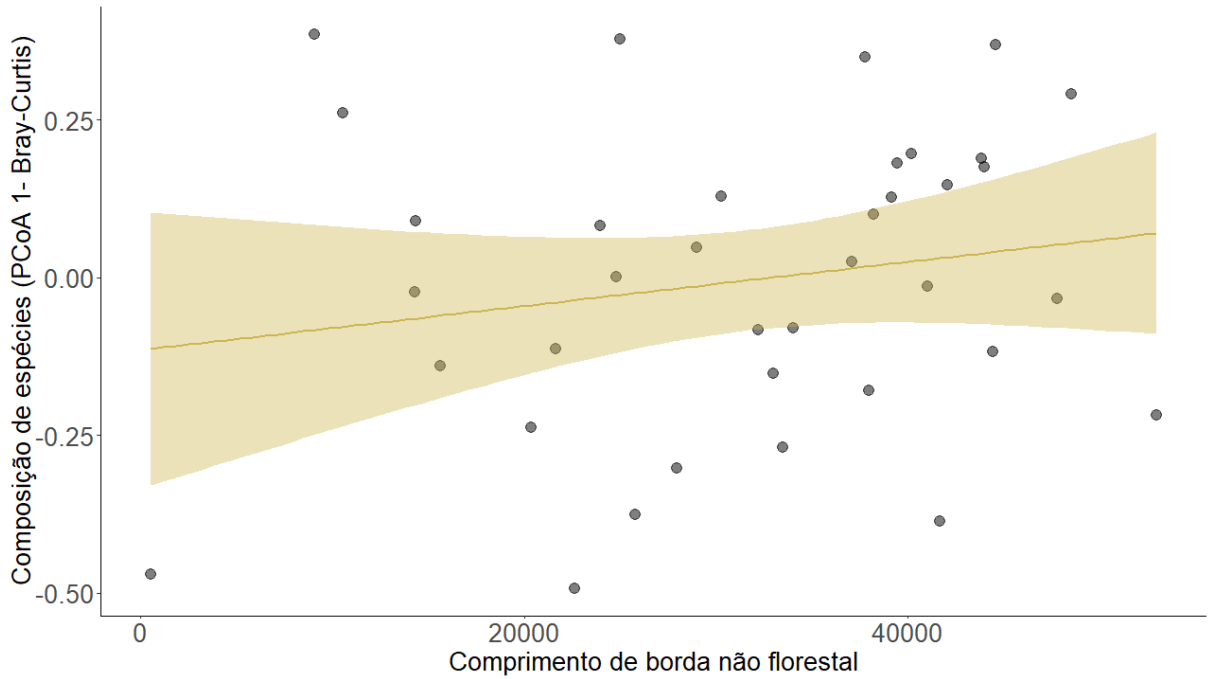


Figura 19. Relação entre a composição de espécies das comunidades de pequenos mamíferos de matas de galeria do Cerrado, representada pelo primeiro eixo da *PCoA* realizada a partir da abundância de espécies (dissimilaridade de Bray- Curtis) e o comprimento de borda de áreas não florestais (m). O modelo demonstrou um efeito positivo entre a composição de espécies e o comprimento de borda de áreas não florestais ($t = 2,50$, $p = 0,018$).

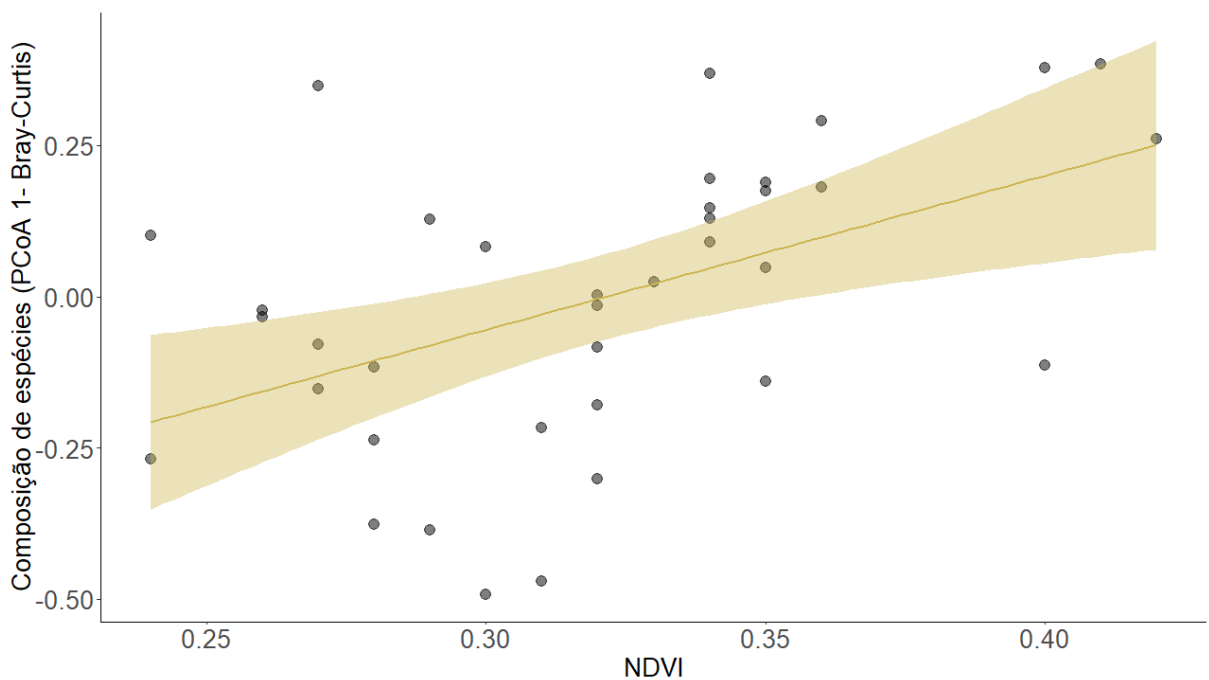


Figura 20. Relação entre a composição de espécies das comunidades de pequenos mamíferos de matas de galeria do Cerrado, representada pelo primeiro eixo da *PCoA* realizada a partir da abundância de espécies (dissimilaridade de Bray- Curtis) e o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI). O modelo demonstrou um efeito positivo entre a composição de espécies e o NDVI ($t = 4,47, p < 0,001$).

Tabela 7. Resultado do modelo linear mostrando a relação entre composição de espécies representada pelo primeiro da *PCoA* baseada na incidência de espécies (dissimilaridade de Jaccard) para as comunidades de pequenos mamíferos de matas de galeria do Cerrado e as métricas da paisagem. ESF= esforço amostral; e DIVSH= diversidade de classes de uso e cobertura da terra. O * indica as variáveis que apresentaram um valor de p significativo.

| | Estimado | Erro Padrão | Valor de T | Valor de p |
|------------|-----------------------|-----------------------|--------------|--------------|
| Intercepto | -1,09 | 0,18 | -6,04 | <0,001* |
| ESF | $5,23 \times 10^{-5}$ | $9,70 \times 10^{-6}$ | 5,39 | <0,001* |
| NDVI | 3,06 | 0,55 | 5,54 | <0,001* |

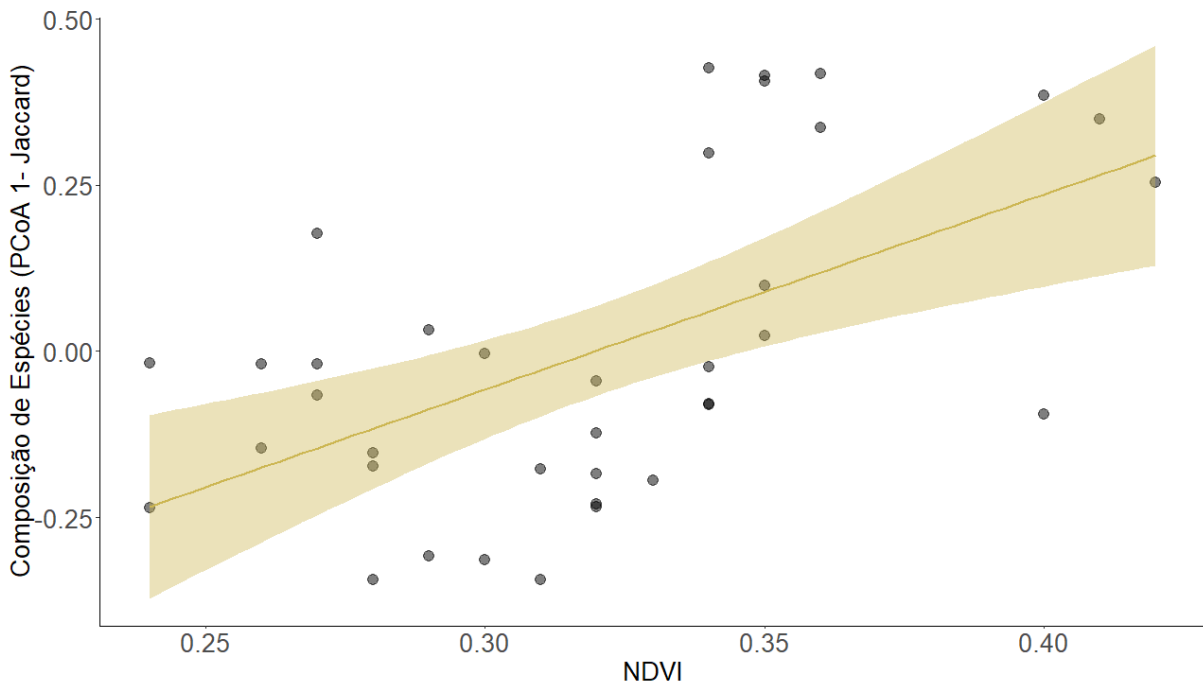


Figura 21. Relação entre a composição de espécies das comunidades de pequenos mamíferos de matas de galeria do Cerrado, representada pelo primeiro eixo da *PCoA* realizada a partir da

abundância de espécies (dissimilaridade de Jaccard) e o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI). O modelo demonstrou um efeito positivo entre a composição de espécies e o NDVI ($t = 5,54, p < 0,001$).

2.5 DISCUSSÃO

Em nosso estudo, a diversidade de espécies foi bastante similar entre as matas de galeria de áreas antropizadas e naturais, o que corrobora, em parte, nossas hipóteses iniciais. O valor médio para o índice de diversidade de Shannon foi o mesmo para as duas áreas e apesar da média para o índice de dominância (inverso de Simpson) ter sido menor para áreas antropizadas, a diferença entre a média para essas áreas foi de apenas 0,07. O contrário, entretanto, ocorreu para a riqueza de espécies, em que a média entre as áreas apresentou uma diferença de 0,62, mas o maior valor médio foi para as áreas antropizadas. Áreas que sofreram alterações por mudanças na paisagem frequentemente são reportadas com uma diminuição na diversidade de espécies (Murphy & Romanuk, 2014). Em parte, o baixo número de áreas naturais em nosso trabalho pode ter contribuído para nossos resultados, entretanto, reforçamos que nosso esforço reflete a realidade para a região amostrada, em que grande parte das áreas naturais foram convertidas em paisagens antropizadas (Souza et al., 2020) e poucas áreas naturais estão em áreas de conservação (Strassburg et al., 2017). Além disso, encontramos resultados similares aos nossos para grandes e médios mamíferos (Pereira et al., 2023; Viljur et al., 2022).

O resultado obtido para a riqueza funcional também não está de acordo com nossas hipóteses iniciais. Em nosso estudo, a média para a riqueza funcional foi maior para as áreas antropizadas, embora, a literatura tenha relatado diminuição na diversidade funcional em áreas alteradas (Flynn et al., 2009; Schütz & Schulze, 2015). González-Maya et al., 2016 também encontrou maiores valores para a diversidade funcional em ambientes com maiores níveis de antropização, além de uma forte influência da riqueza de espécies na riqueza funcional. Ambientes com menor frequência e intensidade de distúrbios possuem comunidades mais estáveis, dessa maneira, matas de galeria de áreas naturais estão menos suscetíveis a entrada de espécies de áreas não florestais ou de espécies invasoras.

A presença de distúrbios intermediários aumenta a riqueza de espécies e os espaços funcionais dentro das comunidades nos locais antropizados (Biswas & Mallik, 2010; Duarte Silveira et al., 2021; McKinney, 2008; Riem et al., 2012). Em nosso estudo, por exemplo, a abundância da espécie *Calomys expulsus* foi indicada como componente de diferenciação entre as comunidades de locais antropizados e naturais. No Cerrado, essa espécie ocorre

principalmente em áreas abertas, mas também pode ocorrer em matas de galeria que sofreram algum tipo de distúrbio, como queimadas ou perda de vegetação nativa (Bonvicino & de Oliveira, 2008).

Em ambientes antropizados também pode ocorrer exclusão de espécies especialistas de ambientes florestais (Benedek & Sîrbu, 2018; Fialho et al., 2019, 2019; Fischer et al., 2011; Heroldová et al., 2007; Weibull & Östman, 2003). Espécies que se beneficiam de recursos alimentares disponíveis em áreas antropizadas ou que conseguem se locomover na matriz fragmentada, se tornam melhores competidoras e assim aumentam suas abundâncias, como é o caso da espécie *Mus musculus* encontrado por Benedek & Sîrbu, 2018 e a espécie *C. expulsus* encontrado em nosso trabalho. Como resultado, estas áreas podem apresentar maior riqueza de espécies e riqueza funcional, entretanto, também pode levar a uma menor diversidade devido ao aumento na abundância apenas das espécies generalistas. Apesar desse aumento, essa substituição de espécies pode levar a formação de uma comunidade instável, na qual a provisão de serviços ecossistêmicos fica comprometida, além de impactar outras comunidades no ecossistema (Ross et al., 2021; Weiskopf et al., 2020).

A diversidade β total foi maior em áreas antropizadas do que nas áreas naturais, tanto quando avaliamos a incidência como a abundância de espécies. Isso demonstra que a composição de espécies possui maior variação entre os locais antropizados. Quando analisamos a partição da diversidade β , obtemos, como esperado, que o componente de substituição (*turnover*- para os dados de incidência; e variação balanceada- para os dados de abundância) foi o principal componente de estruturação das comunidades em ambas as áreas. Entretanto, ao contrário do que esperávamos, a importância relativa do componente de aninhamento foi maior em áreas naturais do que em áreas antropizadas para os dados de incidência (β_{nes}) e abundância (β_{gra}). A maior importância do componente de substituição é um padrão recorrente para pequenos mamíferos e outros grupos em áreas tropicais (Ribeiro et al., 2020; Soininen et al., 2018; Varzinczak et al., 2019). Em nossos resultados, os componentes de aninhamento e variação de gradiente refletem um padrão de maior perda de espécies e de abundância em áreas naturais. Apesar de não ser tão frequente, estudos em escalas maiores também detectaram uma importância relevante para esse componente (Baselga, 2010). Assim, nossos resultados estão alinhados com o encontrado na literatura para pequenos mamíferos, em que o padrão aninhado é encontrado, mas em baixa importância relativa (Ribeiro et al., 2020; Varzinczak et al., 2019). A estruturação da comunidade de pequenos mamíferos e a importância de cada componente da diversidade β parece, assim, ser influenciada por diferentes padrões espaciais e ambientais.

A partir das análises dos eixos das *PCoA's* podemos observar que as comunidades de áreas antropizadas e de áreas naturais apresentam uma pequena distinção, com as áreas antropizadas mais relacionadas com o primeiro eixo e as áreas naturais com o segundo eixo, apesar da grande sobreposição das elipses. Dessa maneira, não encontramos uma diferença significativa quando comparamos a composição de espécies entre áreas antropizadas e naturais. Este resultado demonstra que a matriz (mata antropizada ou natural) não é o fator principal que molda a composição dessas comunidades, mas que parâmetros como a qualidade da mata (Hannibal et al., 2020; Silva et al., 2020), composição e configuração da paisagem podem ter maior importância (Fahrig et al., 2011). A limitada capacidade de dispersão do grupo de pequenos mamíferos afeta os processos de estruturação das comunidades e faz com que a composição do grupo esteja mais associada a parâmetros da paisagem (Ribeiro et al., 2020).

De fato, em nosso estudo, encontramos uma forte relação entre os parâmetros das comunidades (diversidade, composição e riqueza funcional) e as métricas da paisagem. A heterogeneidade da paisagem e a qualidade das matas parece ser o principal fator influenciando estas comunidades. Em nosso estudo, a comunidade de pequenos mamíferos foi afetada pela diversidade de classes de cobertura e uso da terra, comprimento de borda de áreas não florestais, o tipo, as microbacias e a complexidade da vegetação (NDVI). Estes resultados demonstram a importância da quantidade de áreas naturais, mas também a relevância dos parâmetros de qualidade da paisagem, como a conectividade e complexidade das matas (Melo et al., 2022; Oliveira et al., 2020; Silva et al., 2020). Como discutido acima, as áreas naturais não florestais adjacentes podem ser responsáveis pelo aumento na diversidade de espécies das matas de galeria e a diferenciação na composição das espécies (a partir dos dados de abundância).

Neste estudo, fornecemos uma compreensão sobre os processos de estruturação das comunidades de pequenos mamíferos em áreas naturais e antropizadas para o Cerrado. Nossos resultados demonstram que as comunidades desse grupo são influenciadas pelos parâmetros da paisagem, como quantidade e qualidade da vegetação natural (florestal e não florestal). Apesar do aumento na riqueza de espécies e na riqueza funcional em áreas antropizadas demonstramos que este fato não deve ser considerado de maneira isolada. A conservação das comunidades de pequenos mamíferos necessita, assim, de uma abordagem abrangente a partir da ecologia da paisagem. Dessa maneira, tal abordagem visa garantir, além dos benefícios intrínsecos da conservação da biodiversidade, a manutenção da provisão dos serviços ecossistêmicos oferecidos por estas espécies.

2.6 REFERÊNCIAS

- Aggemyr, E., Auffret, A. G., Jädergård, L., & Cousins, S. A. O. (2018). Species richness and composition differ in response to landscape and biogeography. *Landscape Ecology*, *33*(12), 2273–2284. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0742-9>
- Alho, C. J. R., Pereira, L. A., & Paula, A. C. (1986). *Patterns of habitat utilization by small mammal populations in cerrado biome of central Brazil*. *50*(4), 447–460. <https://doi.org/10.1515/mamm.1986.50.4.447>
- Baselga, A. (2010). Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, *19*(1), 134–143. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x>
- Baselga, A. (2013). Separating the two components of abundance-based dissimilarity: Balanced changes in abundance vs. abundance gradients. *Methods in Ecology and Evolution*, *4*(6), 552–557. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12029>
- Baselga, A. (2017). Partitioning abundance-based multiple-site dissimilarity into components: Balanced variation in abundance and abundance gradients. *Methods in Ecology and Evolution*, *8*(7), 799–808. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12693>
- Baselga, A., & Orme, C. D. L. (2012). betapart: An R package for the study of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, *3*(5), 808–812. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2012.00224.x>
- Benedek, A. M., & Sîrbu, I. (2018). Responses of small mammal communities to environment and agriculture in a rural mosaic landscape. *Mammalian Biology*, *90*, 55–65. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2018.02.008>
- Benton, T. G., Vickery, J. A., & Wilson, J. D. (2003). Farmland biodiversity: Is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology & Evolution*, *18*(4), 182–188. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(03\)00011-9](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00011-9)
- Biswas, S. R., & Mallik, A. U. (2010). Disturbance effects on species diversity and functional diversity in riparian and upland plant communities. *Ecology*, *91*(1), 28–35. <https://doi.org/10.1890/08-0887.1>

- Bonvicino, C. R., & Bezerra, A. (2003). Use of Regurgitated Pellets of Barn Owl (*Tyto alba*) for Inventorying Small Mammals in the Cerrado of Central Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment - STUD NEOTROP FAUNA ENVIRON*, 38, 1–5. <https://doi.org/10.1076/snfe.38.1.1.14030>
- Bonvicino, C. R., & de Oliveira, J. A. (2008). *Guia dos roedores do Brasil, com chaves para gêneros baseadas em caracteres externos*. 122.
- Borges-Matos, C., Aragón, S., Da Silva, M. N. F., Fortin, M.-J., & Magnusson, W. E. (2016). Importance of the matrix in determining small-mammal assemblages in an Amazonian forest-savanna mosaic. *Biological Conservation*, 204, 417–425. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.10.037>
- Cáceres, N. C., Nápoli, R. P., Casella, J., & Hannibal, W. (2010). Mammals in a fragmented savannah landscape in south-western Brazil. *Journal of Natural History*, 44(7–8), 491–512. <https://doi.org/10.1080/00222930903477768>
- Camargo, N., dos Reis, G. G., Mendonça, A. F., Laumann, R. A., Nardoto, G. B., de Camargo, A. J. A., & Vieira, E. M. (2022). Native marsupial acts as an in situ biological control agent of the main soybean pest (*Euschistus heros*) in the Neotropics. *European Journal of Wildlife Research*, 68(5), 62. <https://doi.org/10.1007/s10344-022-01609-3>
- Camargo, N. F. D., Cruz, R. M. S., Ribeiro, J. F., & Vieira, E. M. (2011). Frugivoria e potencial dispersão de sementes pelo marsupial *Gracilinanus agilis* (Didelphidae: Didelphimorphia) em áreas de Cerrado no Brasil central. *Acta Botanica Brasilica*, 25(3), 646–656. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062011000300018>
- Camargo, N., Ribeiro, J. F., de Camargo, A. J. A., & Vieira, E. M. (2014). Diet of the gracile mouse opossum *Gracilinanus agilis* (Didelphimorphia: Didelphidae) in a neotropical savanna: intraspecific variation and resource selection. *Acta Theriologica*, 59(1), 183–191. <https://doi.org/10.1007/s13364-013-0152-y>
- Cantera, I., Coutant, O., Jézéquel, C., Decotte, J.-B., Dejean, T., Iribar, A., Vigouroux, R., Valentini, A., Muriene, J., & Brosse, S. (2022). Low level of anthropization linked to harsh vertebrate biodiversity declines in Amazonia. *Nature Communications*, 13(1), 3290. <https://doi.org/10.1038/s41467-022-30842-2>

- Cantor, M., Ferreira, L. A., Silva, W. R., & Setz, E. Z. F. (2010). Potential seed dispersal by *Didelphis albiventris* (Marsupialia, Didelphidae) in highly disturbed environment. *Biota Neotropica*, *10*(2), 45–51. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032010000200004>
- Carmignotto, A. P., Pardini, R., & de Vivo, M. (2022). Habitat Heterogeneity and Geographic Location as Major Drivers of Cerrado Small Mammal Diversity Across Multiple Spatial Scales. *Frontiers in Ecology and Evolution*, *9*. <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fevo.2021.739919>
- Cavalcanti, R., and C. Joly. 2002. The conservation of the Cerrados. Pages 351–367 in P. S. Oliveira and R. J. Marquis, editors. *The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical savanna*. Columbia University Press, New York.
- Chaplin-Kramer, R., O'Rourke, M. E., Blitzer, E. J., & Kremen, C. (2011). A meta-analysis of crop pest and natural enemy response to landscape complexity. *Ecology Letters*, *14*(9), 922–932. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01642.x>
- Clarke, K. R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, *18*(1), 117–143. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x>
- Costanza, R., Groot, R., Sutton, P., Van der Ploeg, S., Anderson, S., Farber, S., & Turner, R. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, *26*, 152–158. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002>
- Curran, P. J. (1982). *Multispectral photographic remote sensing of green vegetation biomass and productivity*. *S.48*, 243–250.
- Dobson, A., Lodge, D., Alder, J., Cumming, G. S., Keymer, J., McGlade, J., Mooney, H., Rusak, J. A., Sala, O., Wolters, V., Wall, D., Winfree, R., & Xenopoulos, M. A. (2006). Habitat Loss, Trophic Collapse, and the Decline of Ecosystem Services. *Ecology*, *87*(8), 1915–1924. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[1915:HLTCAT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[1915:HLTCAT]2.0.CO;2)
- Duarte Silveira, R. A., Marques Da Rosa, H. H., Pereira, A. A., Passamani, M., & Zenni, R. D. (2021). Natural factors but not anthropogenic factors affect native and non-native mammal distribution in a Brazilian National Park. *Animal Biodiversity and Conservation*, 241–250. <https://doi.org/10.32800/abc.2021.44.0241>

- Dunning, J. B., Danielson, B. J., & Pulliam, H. R. (1992). Ecological Processes That Affect Populations in Complex Landscapes. *Oikos*, *65*(1), 169–175. <https://doi.org/10.2307/3544901>
- Eiten, G. (1972). The cerrado vegetation of Brazil. *The Botanical Review*, *38*(2), 201–341. <https://doi.org/10.1007/BF02859158>
- Fahrig, L., Baudry, J., Brotons, L., Burel, F. G., Crist, T. O., Fuller, R. J., Sirami, C., Siriwardena, G. M., & Martin, J.-L. (2011). Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters*, *14*(2), 101–112. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01559.x>
- Fialho, M. Y. G., Cerboncini, R. A. S., & Passamani, M. (2019). Linear forest patches and the conservation of small mammals in human-altered landscapes. *Mammalian Biology*, *96*, 87–92. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2018.11.002>
- Fischer, C., Thies, C., & Tschardtke, T. (2011). Small mammals in agricultural landscapes: Opposing responses to farming practices and landscape complexity. *Biological Conservation*, *144*(3), 1130–1136. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.12.032>
- Flynn, D. F. B., Gogol-Prokurat, M., Nogeire, T., Molinari, N., Richers, B. T., Lin, B. B., Simpson, N., Mayfield, M. M., & DeClerck, F. (2009). Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology Letters*, *12*(1), 22–33. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01255.x>
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Helkowski, J. H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C. J., Monfreda, C., Patz, J. A., Prentice, I. C., Ramankutty, N., & Snyder, P. K. (2005). Global Consequences of Land Use. *Science*, *309*(5734), 570–574.
- Gagic, V., Paull, C., & Schellhorn, N. A. (2018). Ecosystem service of biological pest control in Australia: The role of non-crop habitats within landscapes. *Austral Entomology*, *57*(2), 194–206. <https://doi.org/10.1111/aen.12328>
- Gallou, A., Baillet, Y., Ficetola, G. F., & Després, L. (2017). Elevational gradient and human effects on butterfly species richness in the French Alps. *Ecology and Evolution*, *7*(11), 3672–3681. <https://doi.org/10.1002/ece3.2803>

- García, D., Rodríguez-Cabal, M. A., & Amico, G. C. (2009). Seed dispersal by a frugivorous marsupial shapes the spatial scale of a mistletoe population. *Journal of Ecology*, *97*(2), 217–229. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2008.01470.x>
- Gardiner, M. M., Landis, D. A., Gratton, C., DiFonzo, C. D., O’Neal, M., Chacon, J. M., Wayo, M. T., Schmidt, N. P., Mueller, E. E., & Heimpel, G. E. (2009). Landscape diversity enhances biological control of an introduced crop pest in the north-central USA. *Ecological Applications*, *19*(1), 143–154. <https://doi.org/10.1890/07-1265.1>
- González-Maya, J. F., Viquez-R, L. R., Arias-Alzate, A., Belant, J. L., & Ceballos, G. (2016). Spatial patterns of species richness and functional diversity in Costa Rican terrestrial mammals: Implications for conservation. *Diversity and Distributions*, *22*(1), 43–56. <https://doi.org/10.1111/ddi.12373>
- Hannibal, W., Cunha, N. L. da, Figueiredo, V. V., Teresa, F. B., & Ferreira, V. L. (2020). Traits reveal how habitat-quality gradients structure small mammal communities in a fragmented tropical landscape. *Austral Ecology*, *45*(1), 79–88. <https://doi.org/10.1111/aec.12831>
- Heroldová, M., Bryja, J., Zejda, J., & Tkadlec, E. (2007). Structure and diversity of small mammal communities in agriculture landscape. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *120*(2), 206–210. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.09.007>
- Huang, S., Tang, L., Hupy, J. P., Wang, Y., & Shao, G. (2021). A commentary review on the use of normalized difference vegetation index (NDVI) in the era of popular remote sensing. *Journal of Forestry Research*, *32*(1), 1–6. <https://doi.org/10.1007/s11676-020-01155-1>
- IBGE, C. de R. N. e E. A. (Org.). (2021). *Bacias e divisões hidrográficas do Brasil*. Ibge.
- Klink, C. A., & Machado, R. B. (2005). Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology*, *19*(3), 707–713. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00702.x>
- Laurance, W. F. (2007). Have we overstated the tropical biodiversity crisis? *Trends in Ecology & Evolution*, *22*(2), 65–70. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.09.014>
- Lessa, L. G., & Geise, L. (2014). Food habits and carnivory by a small size opossum, *Gracilinanus agilis* (Didelphimorphia: Didelphidae). *Http://Www.Sarem.Org.Ar*, *21*(1), 139–143.
- Luo, S., Naranjo, S. E., & Wu, K. (2014). Biological control of cotton pests in China. *Biological Control*, *68*, 6–14. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2013.06.004>

- Mammola, S., Carmona, C. P., Guillerme, T., & Cardoso, P. (2021). Concepts and applications in functional diversity. *Functional Ecology*, *35*(9), 1869–1885. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13882>
- McKinney, M. L. (2008). Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosystems*, *11*(2), 161–176. <https://doi.org/10.1007/s11252-007-0045-4>
- Melo, G. L., Cerezer, F. O., Sponchiado, J., & Cáceres, N. C. (2022). The Role of Habitat Amount and Vegetation Density for Explaining Loss of Small-Mammal Diversity in a South American Woodland Savanna. *Frontiers in Ecology and Evolution*, *10*, 740371. <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.740371>
- Mendonça, A., Percequillo, A. R., Camargo, N. F., Ribeiro, J. F., Palma, A. R. T., Oliveira, L. C., Câmara, E. M. V. C., & Vieira, E. M. (2018). CERRADO SMALL MAMMALS: Abundance and distribution of marsupials, lagomorphs, and rodents in a Neotropical savanna. *Ecology*, *99*(8), 1900–1900. <https://doi.org/10.1002/ecy.2367>
- Miranda, A. C., Miranda, H. S., Dias, I. de F. O., & Dias, B. F. de S. (1993). Soil and air temperatures during prescribed cerated fires in Central Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, *9*(3), 313–320. <https://doi.org/10.1017/S0266467400007367>
- Murphy, G. E. P., & Romanuk, T. N. (2014). A meta-analysis of declines in local species richness from human disturbances. *Ecology and Evolution*, *4*(1), 91–103. <https://doi.org/10.1002/ece3.909>
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Fonseca, G. A. B. da, & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, *403*, 853–858.
- Oliveira, R. F., de Moraes, A. R., & Terribile, L. C. (2020). Effects of landscape and patch attributes on the functional diversity of medium and large-sized mammals in the Brazilian Cerrado. *Mammal Research*, *65*(2), 301–308. <https://doi.org/10.1007/s13364-019-00471-0>
- Pedler, R. D., Brandle, R., Read, J. L., Southgate, R., Bird, P., & Moseby, K. E. (2016). Rabbit biocontrol and landscape-scale recovery of threatened desert mammals. *Conservation Biology*, *30*(4), 774–782. <https://doi.org/10.1111/cobi.12684>
- Pereira, A. A., Rosa, C., Faria, L. D. B., Silva, L. G. D., & Passamani, M. (2023). Human presence as a determinant of the occurrence of mammals in a high diversity protected area of

- Cerrado-Caatinga ecotone in Brazil. *Anais Da Academia Brasileira de Ciências*, 95, e20201869. <https://doi.org/10.1590/0001-3765202320201869>
- Petchey, O. L., & Gaston, K. J. (2002). Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters*, 5(3), 402–411. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2002.00339.x>
- Pickett, S. T. A., & Cadenasso, M. L. (1995). Landscape Ecology: Spatial Heterogeneity in Ecological Systems. *Science*, 269(5222), 331–334. <https://doi.org/10.1126/science.269.5222.331>
- Podani, J., & Schmera, D. (2006). On dendrogram-based measures of functional diversity. *Oikos*, 115(1), 179–185. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.15048.x>
- Reis, N. R., Peracchi, A. L., Pedro, W. A., & Lima, I. P. de (Orgs.). (2006). *Mamíferos do Brasil*. Nelio R. dos Reis.
- Ribeiro, J. F., Fonseca, C. L., Sousa-Silva, J. C., & Centro de Pesquisa Agropecuária dos Cerrados (Orgs.). (2001). *Cerrado: Caracterização e recuperação de matas de galeria* (1a ed). Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Embrapa Cerrados, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento ; Ministério do Meio Ambiente.
- Ribeiro, R., Ricklefs, R. E., & Marinho-Filho, J. (2020). Partitioning beta diversity to unravel mechanisms underlying the distributions of nonvolant small mammals in Brazil's Cerrado. *Journal of Mammalogy*, 101(6), 1438–1450. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyaa085>
- Riem, J. G., Blair, R. B., Pennington, D. N., & Solomon, N. G. (2012). Estimating Mammalian Species Diversity across an Urban Gradient. *The American Midland Naturalist*, 168(2), 315–332. <https://doi.org/10.1674/0003-0031-168.2.315>
- Ross, S. R. P.-J., Arnoldi, J.-F., Loreau, M., White, C. D., Stout, J. C., Jackson, A. L., & Donohue, I. (2021). Universal scaling of robustness of ecosystem services to species loss. *Nature Communications*, 12(1), 5167. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-25507-5>
- Sala, O. E., Stuart Chapin, F., III, Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L. F., Jackson, R. B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D. M., Mooney, H. A., Oesterheld, M., Poff, N. L., Sykes, M. T., Walker, B. H., Walker, M., & Wall, D. H. (2000). Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science*, 287(5459), 1770–1774. <https://doi.org/10.1126/science.287.5459.1770>

- Schmeller, D. S., Niemelä, J., & Bridgewater, P. (2017). The Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES): Getting involved. *Biodiversity and Conservation*, *26*(10), 2271–2275. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1361-5>
- Schütz, C., & Schulze, C. H. (2015). Functional diversity of urban bird communities: Effects of landscape composition, green space area and vegetation cover. *Ecology and Evolution*, *5*(22), 5230–5239. <https://doi.org/10.1002/ece3.1778>
- Serafini, V. N., Priotto, J. W., & Gomez, M. D. (2019). Effects of agroecosystem landscape complexity on small mammals: A multi-species approach at different spatial scales. *Landscape Ecology*, *34*(5), 1117–1129. <https://doi.org/10.1007/s10980-019-00825-8>
- Sikes, R. S., & Gannon, W. L. (2011). Guidelines of the American Society of Mammalogists for the use of wild mammals in research. *Journal of Mammalogy*, *92*(1), 235–253. <https://doi.org/10.1644/10-MAMM-F-355.1>
- Silva, A. A. D. S., Alvarez, M. R. D. V., Mariano-Neto, E., & Cassano, C. R. (2020). Is shadier better? The effect of agroforestry management on small mammal diversity. *Biotropica*, *52*(3), 470–479. <https://doi.org/10.1111/btp.12750>
- Soininen, J., Heino, J., & Wang, J. (2018). A meta-analysis of nestedness and turnover components of beta diversity across organisms and ecosystems. *Global Ecology and Biogeography*, *27*(1), 96–109. <https://doi.org/10.1111/geb.12660>
- Souza, C. M., Z. Shimbo, J., Rosa, M. R., Parente, L. L., A. Alencar, A., Rudorff, B. F. T., Hasenack, H., Matsumoto, M., G. Ferreira, L., Souza-Filho, P. W. M., De Oliveira, S. W., Rocha, W. F., Fonseca, A. V., Marques, C. B., Diniz, C. G., Costa, D., Monteiro, D., Rosa, E. R., Vélez-Martin, E., ... Azevedo, T. (2020). Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. *Remote Sensing*, *12*(17), 2735. <https://doi.org/10.3390/rs12172735>
- Strassburg, B. B. N., Brooks, T., Feltran-Barbieri, R., Iribarrem, A., Crouzeilles, R., Loyola, R., Latawiec, A. E., Oliveira Filho, F. J. B., Scaramuzza, C. A. D. M., Scarano, F. R., Soares-Filho, B., & Balmford, A. (2017). Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nature Ecology & Evolution*, *1*(4), 0099. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0099>
- Tscharntke, T., Sekercioglu, C. H., Dietsch, T. V., Sodhi, N. S., Hoehn, P., & Tylianakis, J. M. (2008). LANDSCAPE CONSTRAINTS ON FUNCTIONAL DIVERSITY OF BIRDS AND

INSECTS IN TROPICAL AGROECOSYSTEMS. *Ecology*, 89(4), 944–951.
<https://doi.org/10.1890/07-0455.1>

Tschumi, M., Ekroos, J., Hjort, C., Smith, H. G., & Birkhofer, K. (2018). Rodents, not birds, dominate predation-related ecosystem services and disservices in vertebrate communities of agricultural landscapes. *Oecologia*, 188(3), 863–873. <https://doi.org/10.1007/s00442-018-4242-z>

Tyndale-Biscoe, C. H. 1979. Ecology of small mammals. Pages 343–379 in D. M. Stoddart, editor. Ecology of small mammals. Chapman & Hall, London, UK.

Varzinczak, L. H., Moura, M. O., Lima, C. S., & Passos, F. C. (2019). How do bat, rodent, and marsupial communities respond to spatial and environmental gradients? Insights from a deconstruction of mammal beta diversity from the Atlantic Forest of South America. *Oecologia*, 189(4), 851–861. <https://doi.org/10.1007/s00442-018-4288-y>

Vicente-Serrano, S. M., Camarero, J. J., Olano, J. M., Martín-Hernández, N., Peña-Gallardo, M., Tomás-Burguera, M., Gazol, A., Azorin-Molina, C., Bhuyan, U., & El Kenawy, A. (2016). Diverse relationships between forest growth and the Normalized Difference Vegetation Index at a global scale. *Remote Sensing of Environment*, 187, 14–29. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.10.001>

Viljur, M.-L., Abella, S. R., Adámek, M., Alencar, J. B. R., Barber, N. A., Beudert, B., Burkle, L. A., Cagnolo, L., Campos, B. R., Chao, A., Chergui, B., Choi, C.-Y., Cleary, D. F. R., Davis, T. S., Dechnik-Vázquez, Y. A., Downing, W. M., Fuentes-Ramirez, A., Gandhi, K. J. K., Gehring, C., ... Thorn, S. (2022). The effect of natural disturbances on forest biodiversity: An ecological synthesis. *Biological Reviews*, 97(5), 1930–1947. <https://doi.org/10.1111/brv.12876>

Weibull, A.-C., & Östman, Ö. (2003). Species composition in agroecosystems: The effect of landscape, habitat, and farm management. *Basic and Applied Ecology*, 4, 349–361. <https://doi.org/10.1078/1439-1791-00173>

Weiskopf, S. R., Rubenstein, M. A., Crozier, L. G., Gaichas, S., Griffis, R., Halofsky, J. E., Hyde, K. J. W., Morelli, T. L., Morissette, J. T., Muñoz, R. C., Pershing, A. J., Peterson, D. L., Poudel, R., Staudinger, M. D., Sutton-Grier, A. E., Thompson, L., Vose, J., Weltzin, J. F., & Whyte, K. P. (2020). Climate change effects on biodiversity, ecosystems, ecosystem services, and natural resource management in the United States. *Science of The Total Environment*, 733, 137782. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137782>

Wilman, H., Belmaker, J., Simpson, J., De La Rosa, C., Rivadeneira, M. M., & Jetz, W. (2014). EltonTraits 1.0: Species-level foraging attributes of the world's birds and mammals: Ecological Archives E095-178. *Ecology*, *95*(7), 2027–2027. <https://doi.org/10.1890/13-1917.1>

Zhu, X., & Liu, D. (2015). Improving forest aboveground biomass estimation using seasonal Landsat NDVI time-series. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, *102*, 222–231. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2014.08.014>

Zuur, A. F., Ieno, E. N., & Elphick, C. S. (2010). A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution*, *1*(1), 3–14. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2009.00001.x>



Capítulo II

Controle Biológico de Pragas da Soja por Pequenos Mamíferos no Cerrado: Valor Econômico e Importância Ecológica

Ana Clara Caixeta Queiroz Pôrto

Orientador: André F. Mendonça

3.1 RESUMO

A agropecuária é a principal atividade antrópica e ocupa a maior parte da superfície dos continentes. Nesse contexto, o cultivo da soja (*Glycine max*) tem grande relevância para a economia mundial e depende do uso intensivo de agrotóxicos. No entanto, muitas espécies nativas desempenham importantes serviços ecossistêmicos, como o controle biológico de pragas, uma alternativa mais segura e sustentável ao uso de pesticidas. Neste estudo, identificamos e determinamos o papel da comunidade de pequenos mamíferos no controle biológico de duas principais pragas da soja, *Euschistus heros* e *Dichelops melacanthus*. Para isso, analisamos amostras de fezes de pequenos mamíferos coletadas em três matas de galeria adjacentes a plantações de soja no Cerrado em busca de fragmentos desses percevejos. Também analisamos as assinaturas isotópicas ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$) para determinar a origem dos percevejos predados. Com base na densidade dos pequenos mamíferos capturados e com a quantificação do potencial de predação dos percevejos, valoramos o serviço de controle biológico prestado pelos pequenos mamíferos nas matas amostradas. Confirmamos que o didelfídeo *Gracilinanus agilis* é o principal predador dessas pragas e identificamos outras cinco espécies de roedores (*Hylaeamys megacephalus*, *Oecomys catherinae*, *Oecomys cleberi*, *Oligoryzomys nigripes* e *Rhipidomys macrurus*) como predadores naturais do *E. heros* e *D. melacanthus*. O controle biológico prestado pelos pequenos mamíferos das matas de galeria analisadas economiza anualmente para os agricultores em média US\$ 177,57 ha⁻¹ para o controle direto e US\$ 4.965,80 ha⁻¹ para o controle indireto. Assim, nossos resultados indicam que as matas de galeria servem como refúgio para os percevejos durante a entressafra da soja e que estes são predados pela maioria das espécies de pequenos mamíferos registrados. Esses resultados destacam a importância da manutenção de matas de galeria adjacentes a plantações de soja, promovendo a conservação das espécies de pequenos mamíferos e garantindo a prestação do controle biológico.

Palavras-chave: serviços ecossistêmicos, roedores, marsupiais, percevejos, valoração econômica

3.2 INTRODUÇÃO

Grande parte dos ecossistemas naturais na superfície terrestre foram convertidos em áreas agrícolas e de pastagem (Foley et al., 2005), padrão que tem se intensificado em países em desenvolvimento. A perda de vegetação nativa no Brasil alcança 71 milhões de hectares, com uma intensa expansão agrícola, principalmente na região centro-sul (Ferreira et al., 2012; L. A. Souza et al., 2013). Nesse contexto, o cultivo da soja (*Glycine max* (L.) Merrill) representa uma parte significativa da economia do país, sendo o Brasil o segundo maior produtor desse grão no mundo (FAO, 2022). No Cerrado, segundo maior bioma brasileiro e *hotspot* de biodiversidade (Myers et al., 2000), mais da metade da vegetação foi perdida e convertida diretamente para o plantio de soja (Rausch et al., 2019; C. M. Souza et al., 2020). A produção nesse bioma representa mais da metade de toda a produção de soja no Brasil (Rausch et al., 2019). Devido a intensa conversão no uso do solo para sistemas agrícolas de larga escala, em grandes monoculturas e com alta mecanização, a produção de soja no Cerrado tem acarretado uma intensa degradação ambiental, levando a perda da biodiversidade e das funções ecossistêmicas (Ferreira et al., 2012; Gordon et al., 2010; Power, 2010; Zhang et al., 2007). Como consequência, temos uma redução na disponibilidade e na qualidade da prestação dos serviços ecossistêmicos (Costanza et al., 2014; Dobson et al., 2006; Foley et al., 2005; Schmeller et al., 2017). Os serviços ecossistêmicos são bens que os ecossistemas e seus componentes (bióticos e abióticos) fornecem aos seres humanos (Daily, 1997; MEA, 2005). Neste contexto, a fauna é responsável por exercer uma série de serviços, como a dispersão de sementes, a decomposição, a polinização e o controle biológico (Aguilar et al., 2021; Camargo et al., 2011; Martins et al., 2020; Ramos et al., 2020; Valencia-Aguilar et al., 2013; Whelan et al., 2008).

O controle biológico é definido como o uso de organismos inimigos naturais com intuito de diminuir pragas em áreas agrícolas (Gliessman et al., 1998; MEA, 2005). Dentre os tipos de controle biológico, o conservativo visa criar estratégias por meio da ação humana para manutenção e preservação de espécies inimigas naturais, nativas ou exóticas (Flint & Dreistadt, 1998; Parra et al., 2002). É estimado que aproximadamente 99% das pragas agrícolas podem ser reguladas por esse processo (Daily, 1997). Dessa maneira, o entendimento da dieta dos animais e as suas relações auxiliam no desenvolvimento de estratégias para o controle natural das pragas (Bourlière, 1985; Cantor et al., 2010; Garcial et al., 2000; Greene & Jaksic, 1983; Jones & Barmuta, 1998; Vieira & Port, 2007). Estudos evidenciam o papel da fauna e espécies

nativas como agentes do controle de pragas como insetos (Milligan et al., 2016; Chain-Guadarrama et al., 2019) e outros invertebrados (Gardiner et al., 2009), além de outros vertebrados como os morcegos (Aguiar et al., 2021; Cleveland et al., 2006; Rodríguez-San Pedro et al., 2020; Wanger et al., 2014), aves (Chain-Guadarrama et al., 2019; Milligan et al., 2016) e roedores (Tschumi et al., 2018).

Entretanto, a maioria dos sistemas agrícolas utiliza grandes quantidades de agrotóxicos, causando riscos para os ecossistemas, biodiversidade e à saúde humana (Pimentel, 2005; Tudi et al., 2021). Somente em 2021, foram utilizadas cerca de 719 mil toneladas de pesticidas no Brasil, que se configura como um dos maiores consumidores de agrotóxicos do mundo (FAO 2022). Além dos riscos associados, o uso de agrotóxicos aumenta os custos na cadeia de produção (Cleveland et al., 2006; Luo et al., 2014; Oliveira et al., 2014; Pimentel et al., 1992). O controle biológico é uma alternativa a seu uso por ser uma via que diminui o custo da produção e os riscos à saúde de produtores e consumidores, bem como aumenta a qualidade dos produtos (Carvalho, 2006; Pimentel et al., 1992; Vryzas et al., 2020). Além disso, essa estratégia para o controle de pragas auxilia na manutenção e na estabilidade dos sistemas agrícolas (Daily, 1997; Oliveira et al., 2014; Pimentel et al., 1992; Zhang et al., 2007). A manutenção de fragmentos de áreas nativas próximas às áreas de cultivo, garante maior complexidade de habitats, aumentando a diversidade de inimigos naturais e uma maior efetividade no serviço de controle biológico (Bianchi et al., 2006; Chaplin-Kramer et al., 2011; Gagic et al., 2018; Gardiner et al., 2009).

O percevejo-marrom, *Euschistus heros*, é considerado a principal praga da soja durante a época reprodutiva desse cultivo (Singh, 2010). Apresenta grande abundância nas plantações e é responsável por reduzir o rendimento e a qualidade dos grãos de soja, causando danos irreversíveis que podem chegar a até 30% da produção (Hoffmann-Campo et al., 2000; Panizzi et al., 2012; Sosa-Gómez et al., 2014). O controle dessa praga é feito principalmente com o uso de agrotóxicos quando a densidade populacional chega um certo limiar (50.000 percevejos/ha). O agrotóxico mais utilizado para o controle de insetos é a base de lambda cialotrina, um inseticida piretróide sintético (Fetoui et al., 2010). O controle do *E. heros* também é feita por vespas parasitoides e patógenos, como bactérias, vírus e fungos (Singh, 2010) e pelo didelfídeo *Gracilinanus agilis* (Didelphidae, Didelphimorphia) (Camargo et al., 2022). O controle exercido por essa espécie reduz em até mais da metade dos custos gastos com a aplicação de agrotóxicos. A importância desse marsupial, entretanto, é ainda maior quando consideramos o controle biológico indireto (consumo de fêmeas potencialmente reprodutivas). Este consumo

acontece durante a época de entressafra da soja, quando estes insetos migram para as áreas naturais (Camargo et al., 2022; Corrêa-Ferreira & Panizzi, 1999). Os danos causados pelo percevejo-marrom podem ainda ser somados quando consideramos outros insetos pentatomídeos considerados pragas secundárias da soja, como as espécies do gênero *Dichelops* (*D. melacanthus* e *D. furcatus*).

O Brasil possui uma alta diversidade de roedores e marsupiais e o Cerrado abriga em torno de 116 espécies nesses dois grupos (Mendonça et al., 2018; Paglia et al., 2012). Devido à diversidade do grupo, os pequenos mamíferos não voadores consomem uma ampla gama de recursos alimentares, consumindo desde frutos, artrópodes e pequenos vertebrados (Camargo et al., 2014; Cantor et al., 2010; Lessa & Costa, 2009; Lessa & da Costa, 2010). Além disso, as matas de galeria é a fitofisionomia do Cerrado com a maior diversidade de espécies de pequenos mamíferos (Mendonça et al., 2018; Alho et al., 1986). Isso sugere a potencial importância das comunidades de pequenos mamíferos para o controle biológico de pragas agrícolas.

Assim, pretendemos identificar e determinar o papel da comunidade de pequenos mamíferos de matas de galeria do Cerrado no controle biológico dos insetos pentatomídeos que atacam os grãos de soja, o percevejo-marrom, *Euschistus heros* e o percevejo-barriga-verde, *Dichelops melacanthus*. Nossas hipóteses são que (1) *G. agilis* e outras espécies de pequenos mamíferos de matas de galeria, principalmente aquelas que se alimentam de outros artrópodes, consomem estes percevejos e que (2) a assinatura isotópica ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$) seja semelhante entre os fragmentos de percevejos encontrados nas fezes e os coletados diretamente na soja. Para isso, nós analisamos amostras de fezes coletadas em matas de galeria adjacentes a plantações de soja e realizamos análise da assinatura isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos fragmentos encontrados nas fezes desses animais. Por fim, quantificamos e atribuímos um valor monetário ao serviço de controle biológico exercido por estas espécies.

3.3 MATERIAL E MÉTODOS

2.3.1 Área de estudo

2.3.1.1 Caracterização do Cerrado

O Cerrado é savana mais rica do mundo localizada no centro da América do Sul, entre a Amazônia e Mata Atlântica, compreendendo uma área de 2,0 milhões de km² (Cavalcanti & Joly, 2002) (Figura 1). Entretanto, essa ecorregião se encontra fortemente ameaçada pela

expansão e intensificação das atividades agropecuárias (Klink & Machado, 2005; Myers et al., 2000; Strassburg et al., 2017). O clima da região é caracterizado por duas estações bem definidas: um verão chuvoso, de outubro a abril, e um inverno seco, de maio a setembro (Eiten, 1972). A precipitação, predominantemente no inverno (cerca de 90%), varia anualmente entre 1.100 e 1.600 mm (Miranda et al., 1993). A vegetação do Cerrado é formada por um mosaico altamente heterogêneo de fitofisionomias desde campos, savanas até florestas (Eiten, 1972). As matas de galeria representam uma das formações florestais, e desenvolvem-se ao longo de rios e córregos, formando um dossel sobre o curso d'água. As árvores nessas matas atingem alturas de 20 a 30 metros e têm uma cobertura de copa que varia entre 70% e 95% (Ribeiro et al., 2001).

2.3.1.2 Área amostrada

Amostramos três matas de galerias localizadas em uma matriz agrícola no núcleo rural Rio Preto, na região sudeste do Distrito Federal (DF). As matas estão localizadas nas propriedades rurais “Dois Riachos” (DR= 15°68'24.1"S, 47°68'14.7"O), “Boa Vista” (BV= 15°49'07.1"S, 47°29'37.3"O) e “Fazenda do Theo” (FT= 15°43'56.1"S, 47°28'31.5"O). Grande parte da vegetação da região foi convertida para a prática agrícola de larga escala, com propriedades rurais de grande e médio porte, voltadas principalmente para o cultivo de grãos (Souza et al., 2020). A distância entre a mata DR e a mata BV é de aproximadamente 6 km, entre DR e FT 4 km e entre BV e FT 9 km. Para garantir a independência entre as áreas de coleta, as matas possuíam plantações e cursos d'água distintos e não possuíam ligação direta através de corredores de mata (Figura 1).

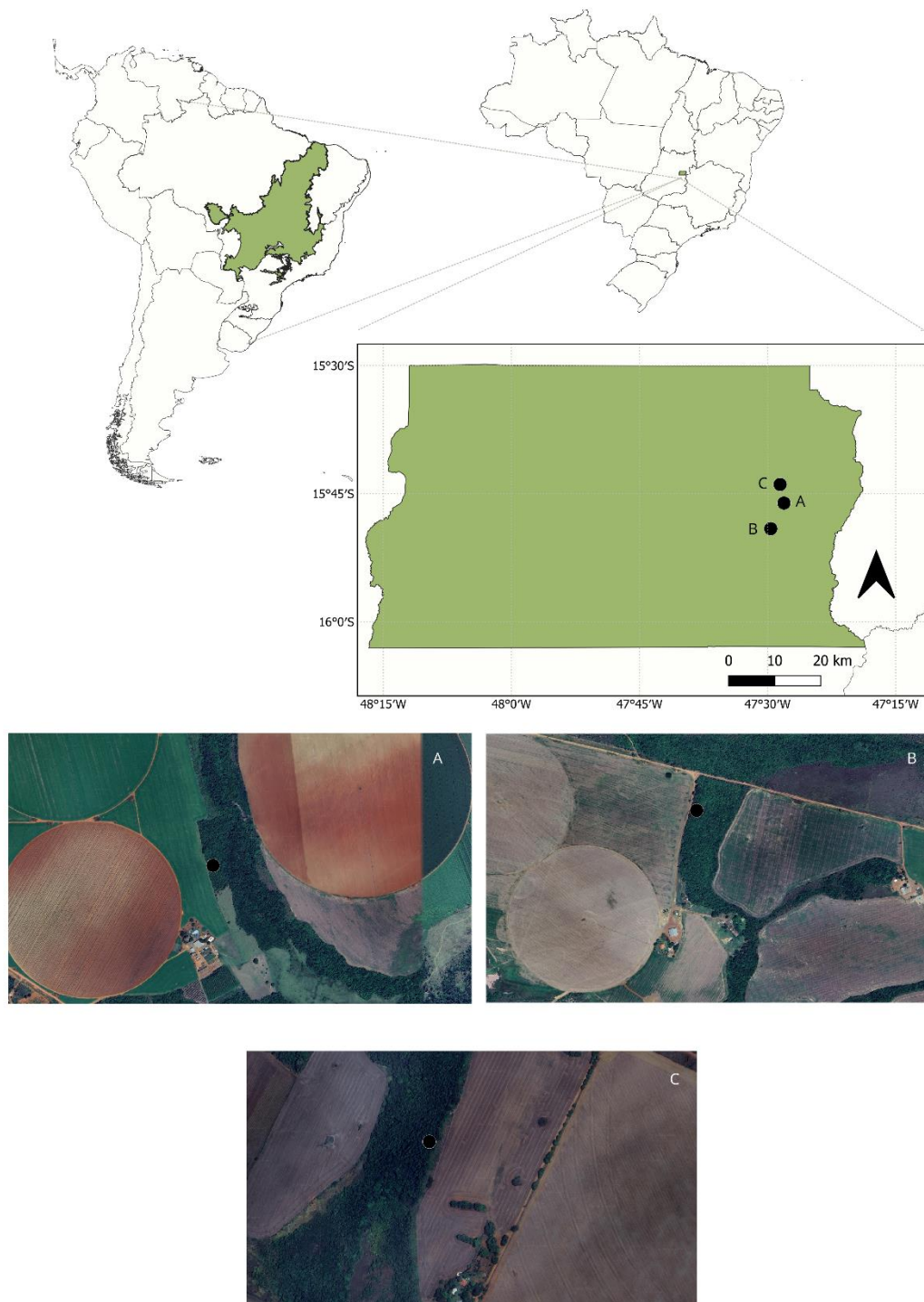


Figura 1. Localização das três matas de galeria, representadas pelos pontos pretos, no bioma Cerrado, região destacada em verde no mapa do Brasil. As matas são adjacentes a plantações de soja e estão localizadas em uma matriz agrícola no núcleo rural Rio Preto, na região sudeste do Distrito Federal (DF). (A) Localização da mata Dois Riachos (DR =15°68'24.1"S,

47°68'14.7"O); (B) localização da mata Boa Vista (BV =15°49'07.1"S, 47°29'37.3"O); e (C) localização da mata Fazenda do Theo (FT = 15°43'56.1"S, 47°28'31.5"O).

3.3.2 *Espécies estudadas*

3.3.2.1 *Pequenos mamíferos não voadores*

Os pequenos mamíferos não voadores são um grupo de roedores (Rodentia) e marsupiais (Didelphimorphia) com um peso corporal menor que cinco kg ou menos (Tyndale-Biscoe, 1979). No Brasil, existem cerca de 341 espécies (Paglia et al., 2012) divididas em 74 e 16 gêneros, respectivamente. O Cerrado apresenta 87 espécies de roedores e 29 espécies de marsupiais (Mendonça et al., 2018).

Em relação ao hábito alimentar, os pequenos mamíferos podem ser herbívoros, onívoros, insetívoros e carnívoros (Bonvicino & Bezerra, 2003; N. Camargo et al., 2014; Cantor et al., 2010; Lessa & Geise, 2014; Reis et al., 2006). Ocupam uma grande variedade de habitats que inclui os estratos rasteiros até as copas das árvores. Além disso, são importantes por desempenharem várias funções ecossistêmicas, como presas, predadores e dispersores de sementes (Bonvicino & Bezerra, 2003; Camargo et al., 2014; Cantor et al., 2010; Lessa & Geise, 2014). No Cerrado, os pequenos mamíferos habitam diferentes formações vegetais, ocorrendo em campos, cerrado *sensu stricto* e formações florestais (Alho et al., 1986). As matas de galeria é a formação vegetal do Cerrado que apresenta a maior diversidade de espécies desse grupo (Alho et al., 1986), devido à alta complexidade de estratos verticais (Camargo et al., 2018; Hannibal & Caceres, 2010).

3.3.2.2 *Percevejo marrom da soja (Euschistus heros, Fabrícus, 1798) e percevejo-barriga-verde (Dichelops melacanthus, Dallas, 1851)*

O percevejo marrom da soja (*E. heros*) e o percevejo-barriga-verde (*D. melacanthus*) formam um complexo de percevejos sugadores que atacam os grãos de soja e outros cultivos. *Euschistus heros* (Hemiptera, Pentatomidae) é um inseto nativo da região neotropical. No Brasil, ocorre desde alguns estados da região sul até a porção central do país e é considerado uma das principais pragas da soja (Hoffmann-Campo et al., 2000; Panizzi et al., 2012; Sosa-Gómez et al., 2014). Os adultos têm coloração marrom-escuro e dois prolongamentos no pronoto. Os ovos, de coloração amarelada, são depositados principalmente nas folhas ou nas vagens da soja (Sosa-Gómez et al., 2014). Este percevejo, presente em grande abundância nas

plantações (cerca de 50 a 90%), reduz o rendimento e a qualidade dos grãos de soja, causando danos irreversíveis que podem chegar a até 30% da produção (Hoffmann-Campo et al., 2000). Devido às suas características reprodutivas e de história de vida, essa espécie pode gerar até seis gerações durante a época da safra de soja (Camargo et al., 2022). Após a colheita, o inseto entra em diapausa, momento em que tem menores chances de ser parasitado ou predado, aumentando sua sobrevivência e gerando maiores impactos na produção seguinte (Hoffmann-Campo et al., 2000; Panizzi et al., 2012). Quando cessam as colheitas de soja, indivíduos de *E. heros* migram para áreas naturais ou outras plantações (Camargo et al., 2022).

O percevejo-barriga-verde (*Dichelops melacanthus* Hemiptera, Pentatomidae) ocorre da região sul até o centro-oeste do Brasil (Sosa-Gómez et al., 2014). Possui coloração que varia de castanha-amarelada a acinzentada, o abdome esverdeado e prolongamentos no pronoto (Panizzi et al., 2012; Sosa-Gómez et al., 2014). Os ovos são de coloração verde-claros e, assim como *E. heros*, os depositam nas folhas ou nas vagens de soja. Apesar de não ocorrer em grande abundância nas plantações de soja, os indivíduos dessa espécie podem atacar as vagens, reduzindo a qualidade e o rendimento da produção (Chocorosqui & Panizzi, 2008; V. Gomes et al., 2021; Sosa-Gómez et al., 2014). Os danos causados no cultivo da soja por essa espécie podem se acumular aos causados por outros insetos de maior abundância, como o *E. heros* (Hoffmann-Campo et al., 2000). Além disso, esta espécie também ataca outros tipos de cultivo, como milho e trigo (Chocorosqui & Panizzi, 2004; Cruz et al., 2016; V. Gomes et al., 2021; Sosa-Gómez et al., 2014).

3.3.3 Procedimentos de captura

As amostragens nas matas de galeria DR, BV e FT foram conduzidas durante a estação seca (julho a setembro de 2023). Estabelecemos um gradeado de 135 x 135m compostos por nove linhas paralelas com nove estações de captura espaçadas a 15 m entre si. Em cada uma das estações, dispomos duas armadilhas tipo Sherman (23 x 9 x 8 cm), uma no solo e outra no sub-bosque, aproximadamente a 1,5 m do solo. Como o objetivo da amostragem foi capturar no mínimo 20 indivíduos das espécies mais abundantes para a análise das amostras de fezes, o esforço de amostragem variou entre as matas de galeria, sendo 11 noites na área DR, 8 noites em BV e 5 noites em FT, totalizando o esforço de 3.840 armadilhas*noite.

As armadilhas foram verificadas diariamente pela manhã, iscadas com uma mistura de pasta de amendoim, sardinha, essência de baunilha, fubá e banana. Os animais capturados foram

identificados, pesados, sexados, marcados com brincos na orelha (modelo 1005-1; National Band and Tag, Newport, Kentucky) e liberados no ponto de captura. Todos os métodos de campo foram consistentes com as diretrizes de cuidados com animais da Sociedade Americana de Mastozoologista (Sikes & Gannon, 2011) e foram autorizados pelo Comitê de Ética em Experimentação Animal da Universidade de Brasília e pelo SISBio-ICMBio (nº 87007-1).

Coletamos indivíduos de *Euschistus heros* e *Dichelops melacanthus* em cada uma das plantações adjacentes as matas de galeria amostradas durante a época de safra da soja (janeiro de 2024). Para isso utilizamos uma técnica de coleta ativa e não padronizada, em que buscamos os percevejos diretamente nas plantas de soja. Para aumentar a taxa de captura também utilizamos um puçá entomológico. Os indivíduos coletados foram identificados e armazenados a uma temperatura entre -18° a -20° C para a preservação das amostras.

3.3.4 Análise das amostras fecais e taxa de consumo

Para cada um dos indivíduos de pequenos mamíferos capturados coletamos as fezes presentes nas armadilhas e obtidas durante o manuseio dos animais (Figura 2). As amostras foram mantidas em temperatura entre -18° a -20° C graus para preservação. No laboratório, as amostras foram lavadas em água com uma peneira de malha fina (0,1 mm). Posteriormente, com o auxílio de um estereomicroscópio, procuramos fragmentos de *E. heros* e *D. melacanthus*, como partes do exoesqueleto, asas, cabeça, prolongamentos do pronoto e pernas (Figura 3). A identificação dos fragmentos foi baseada em materiais fornecidos pelos autores de Camargo et al. 2022 (comunicação pessoal). Como não foi possível diferenciar os fragmentos encontrados nas amostras de fezes entre as espécies, *E. heros* e *D. melacanthus*, neste estudo consideramos estas espécies como um complexo de pentatomídeos que atacam os grãos de soja. Assim, para as demais análises não houve diferenciação entre essas duas espécies.

Analizamos apenas as amostras coletadas durante as primeiras capturas. No entanto, em casos em que a identificação dos fragmentos nas primeiras capturas não foi conclusiva, utilizamos as fezes coletadas durante as capturas seguintes. Essas amostras não foram incluídas para o cálculo da frequência de consumo, entretanto, foram utilizadas para a análise isotópica, a fim de se garantir o peso necessário para essa análise. Para acessarmos a frequência do consumo dos percevejos pelos pequenos mamíferos, dividimos o número de amostras em que foram encontrados fragmentos dos percevejos pelo número total de amostras coletadas para aquela espécie em todas as três áreas.



Figura 2. Procedimentos de coleta das amostras de fezes dos indivíduos de pequenos mamíferos capturados durante o período de amostragem nas matas de galeria do Cerrado localizadas em matriz agrícola no núcleo rural Rio Preto, região sudeste do Distrito Federal (DF).

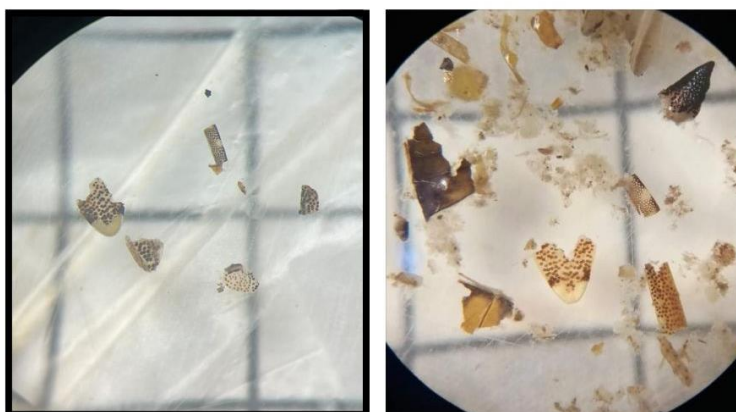


Figura 3. Fragmentos do percevejo *Euschistus heros* encontrados nas amostras de fezes do didelfídeo *Gracilinanus agilis*. Autor das fotos: Guilherme Reis.

3.3.5 Análise isotópica

Investigamos a origem dos percevejos encontrados nas amostras de fezes através da análise da assinatura isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$. Para isso, realizamos a análise da razão isotópica ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ e $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) dos fragmentos de *E. heros* e *D. melacanthus* retirados dessas amostras e dos indivíduos de percevejos coletados nas três plantações. Ao comparar a assinatura isotópica entre estes os grupos, é possível identificar se os percevejos consumidos pelos pequenos mamíferos se alimentaram da soja durante a época de plantio. Além disso, isso pode indicar que os percevejos migraram para as áreas de matas de galeria durante a entressafra.

Para todos esses grupos, as amostras foram secas em estufa a 60° C por 96 horas, e posteriormente, moídas em moinho para formar um pó homogêneo que foi pesado em cápsulas de estanho (peso amostral mínimo = 0,5 mg) em balança de escala analítica (precisão de 0,0001 g). Em casos em que foi necessário, para atingir o peso necessário para a análise, juntamos amostras de mesma área, sexo e espécie. Entretanto, em alguns casos foi necessário ainda juntar amostras coletadas de espécies e locais diferentes. Para a determinação da assinatura isotópica, enviamos as amostras para o Laboratório de Ecologia Isotópica do Instituto de Energia Nuclear e Centro Agrícola (CENA) da Universidade de São Paulo, Piracicaba, São Paulo, Brasil.

Até o momento da entrega da dissertação à banca de avaliação, não recebemos os resultados das análises pelo laboratório (CENA). Entretanto, para um melhor seguimento desse trabalho nós aceitamos que tivemos uma sobreposição das assinaturas isotópicas, o que significa que a origem dos fragmentos e dos percevejos coletados diretamente na soja é semelhante. Nós nos baseamos nos resultados encontrados por (Camargo et al., 2022), mas ressaltamos, portanto, que os resultados aqui apresentados são preliminares.

3.3.6 Valoração monetária do controle biológico oferecido pela comunidade de pequenos mamíferos

Ao consumir o percevejo marrom da soja (*Euschistus heros*) e o percevejo-barriga-verde (*D. melacanthus*), a comunidade de pequenos mamíferos diminui os custos da produção ao reduzir a utilização de agrotóxicos. Assim, avaliamos o valor monetário do serviço ecossistêmico de controle biológico do complexo de pentatomídeos que atacam os grãos de soja promovido por essas espécies ($Dserv_{sp}$). Para o cálculo utilizamos a fórmula e os valores estipulados para o controle biológico do percevejo *E. heros* (Camargo et al 2022):

$$(1) Dserv_{sp} = Custo_{percv} \times Dens_{sp} \times Cons_{percv} \times Tempo$$

em que $Custo_{percv}$ é o valor gasto pelos fazendeiros no controle do *E. heros* por meio da aplicação dos inseticidas, considerando o custo da aplicação mecânica e o valor do agrotóxico utilizado. Para este valor, utilizamos o encontrado em Camargo et al. 2022 ($Custo_{percv} = US\$0,0008$). $Custo_{percv}$ é dado pela razão entre o valor gasto na utilização do agrotóxico e a densidade mínima da população de percevejos por ha em que é recomendado a aplicação de inseticidas (50.000 percevejos por hectare). $Dens_{sp}$ é a densidade populacional de cada espécie de pequenos mamíferos (indivíduos/ ha). Para obter este valor, calculamos a área efetiva para

cada espécie, considerando uma faixa de contorno de 25,2 m a partir de uma área circular hipotética de 0,2 ha (Krebs et al., 2011; Ribeiro, 2011; Sano & Vieira, 2017). Esta faixa representa a área efetivamente utilizada pelos animais que ocupam o gradeado amostrado. A densidade, foi então calculada dividindo o número de indivíduos capturados de cada uma das espécies (abundância mínima conhecida) pela área efetiva do gradeado. $Cons_{percv}$ é o número médio de *E. heros* potencialmente consumido em uma noite por cada espécie de pequenos mamíferos em ambientes naturais. Para $Cons_{percv}$, também utilizamos o valor estabelecido por Camargo et al., 2022 para a espécie *Gracilinanus agilis*. Assim, consideramos que todas as outras espécies estudadas consomem o mesmo valor de percevejos em uma noite (22,85). Por fim, *Tempo* representa o período anual em que ocorre a proteção sanitária das lavouras de soja (90 dias, de julho a setembro).

Calculamos também, o valor monetário prestado indiretamente pelas espécies de pequenos mamíferos. O serviço indireto é dado pelo consumo de fêmeas de *E. heros* potencialmente reprodutivas ($Rser_{sp}$). A predação das fêmeas leva a uma diminuição da densidade populacional desse percevejo na safra seguinte. Para este cálculo utilizamos a fórmula (Camargo et al., 2022):

$$(2) Rser_{sp} = Custo_{percv} \times Cons_{femsp} \times N_{rep} \times N_{ovo} \times Sbrv_{ovo} \times Dens_{sp} \times Tempo$$

em que $Cons_{femsp}$ é o número de fêmeas do percevejo consumidas por noite por cada espécie de pequenos mamíferos. Para este valor utilizamos o valor encontrado para a espécie *G. agilis*, (11,43) (Camargo et al 2022). N_{rep} representa a proporção média de fêmeas capazes de produzir ovos (0,86), N_{ovo} é o número médio de ovos postos por cada fêmea (204,03), enquanto $Sbrv_{ovo}$ é a taxa média de sobrevivência de *E. heros* ao parasitismo de ovos na soja (45,90%). Para mais informações sobre a aplicação de cada uma das fórmulas (1 e 2) ver Apêndice II- Material Suplementar.

3.4 RESULTADOS

3.4.1 Diversidade nas áreas amostradas

Durante as amostragens, capturamos 377 indivíduos, sendo 155 em DR, 158 em BV e 66 em FT (Figura 4). As áreas possuem uma riqueza de espécies semelhante, entretanto as áreas DR e FT possuem a maior riqueza, com 8 espécies, enquanto a área BV possui 7 espécies. Nas duas primeiras áreas, a espécie *Gracilinanus agilis* (Figura 4 (D)) foi a mais abundante, com 63 indivíduos em DR e 56 em BV. Também nessas duas áreas a espécie *Oligoryzomys nigripes*

(Figura 4 (E)) foi a segunda espécie mais abundante com 35 (DR) e 31 (BV) indivíduos. Já na área FT a espécie mais abundante foi *Rhipidomys macrurus* (Figura 4 (A)) com um total de 26 indivíduos, seguida de *Oecomys cleberi* (Figura 4 (C)) com 18 indivíduos. Para alguns indivíduos amostrados não foi possível identificar ao nível de espécie, como é o caso de 4 indivíduos na área BV classificados apenas com o gênero, *Oligoryzomys*.



Figura 4. Espécies de pequenos mamíferos não-voadores capturadas nas matas de galeria do Cerrado adjacentes a plantações de soja localizadas em uma matriz agrícola no núcleo rural Rio Preto, na região sudeste do Distrito Federal (DF). As matas estão localizadas nas propriedades rurais “Dois Riachos” (DR= 15°68'24.1"S, 47°68'14.7"O), “Boa Vista” (BV= 15°49'07.1"S, 47°29'37.3"O) e “Fazenda do Theo” (FT= 15°43'56.1"S, 47°28'31.5"O). (A) *Rhipidomys macrurus*; (B) *Monodelphis americana*; (C) *Oecomys cleberi*; (D) *Gracilinanus agilis*; (E) *Oligoryzomys* sp.; e (F) *Hylaeamys megacephalus*.

Tabela 1. Espécies de pequenos mamíferos capturadas nas matas de galeria adjacentes a plantações de soja no Cerrado localizadas em uma matriz agrícola no núcleo rural Rio Preto, na região sudeste do Distrito Federal (DF) e que consumiram os percevejos *Euschistus heros* e *Dichelops melacanthus*. Apresenta o número de indivíduos, número de amostras coletadas para as três áreas, número de amostras em que foram encontrados os fragmentos de *E. heros* e *D*

melacanthus para cada uma das espécies e a frequência de consumo (número de amostras com fragmentos dividido pelo número total de amostras de cada espécie).

| Área | Espécie | Número de indivíduos | Número de amostras | Número de amostras com fragmentos | Frequência de consumo |
|------|-------------------------------|----------------------|--------------------|-----------------------------------|-----------------------|
| BV | <i>Gracilinanus agilis</i> | 55 | 162 | 12 | 0,22 |
| BV | <i>Oligorizomys nigripes</i> | 31 | 37 | 3 | 0,10 |
| BV | <i>Rhipidomys macrurus</i> | 21 | 39 | 2 | 0,10 |
| DR | <i>Gracilinanus agilis</i> | 61 | 215 | 15 | 0,25 |
| DR | <i>Hylaeamys megacephalus</i> | 9 | 19 | 1 | 0,11 |
| DR | <i>Oecomys catherine</i> | 3 | 3 | 1 | 0,33 |
| DR | <i>Oligorizomys nigripes</i> | 34 | 41 | 4 | 0,12 |
| FT | <i>Hylaeamys megacephalus</i> | 4 | 5 | 1 | 0,25 |
| FT | <i>Oecomys cleberi</i> | 17 | 19 | 1 | 0,06 |

3.4.2 Frequência de consumo e valor monetário do controle biológico

Encontramos fragmentos dos insetos do complexo de pentatomídeos, *E. heros* e *D. melacanthus*, nas amostras de fezes das espécies *Gracilinanus agilis*, *Hylaeamys megacephalus*, *Oecomys catherinae*, *Oligoryzomys nigripes*, *Rhipidomys macrurus* e *Oecomys cleberi* (Tabela 1). Sendo, *O. catherinae* (33,33%) e *G. agilis* (22,31%) as espécies com as maiores frequências de consumo (Figura 5; Tabela 1).

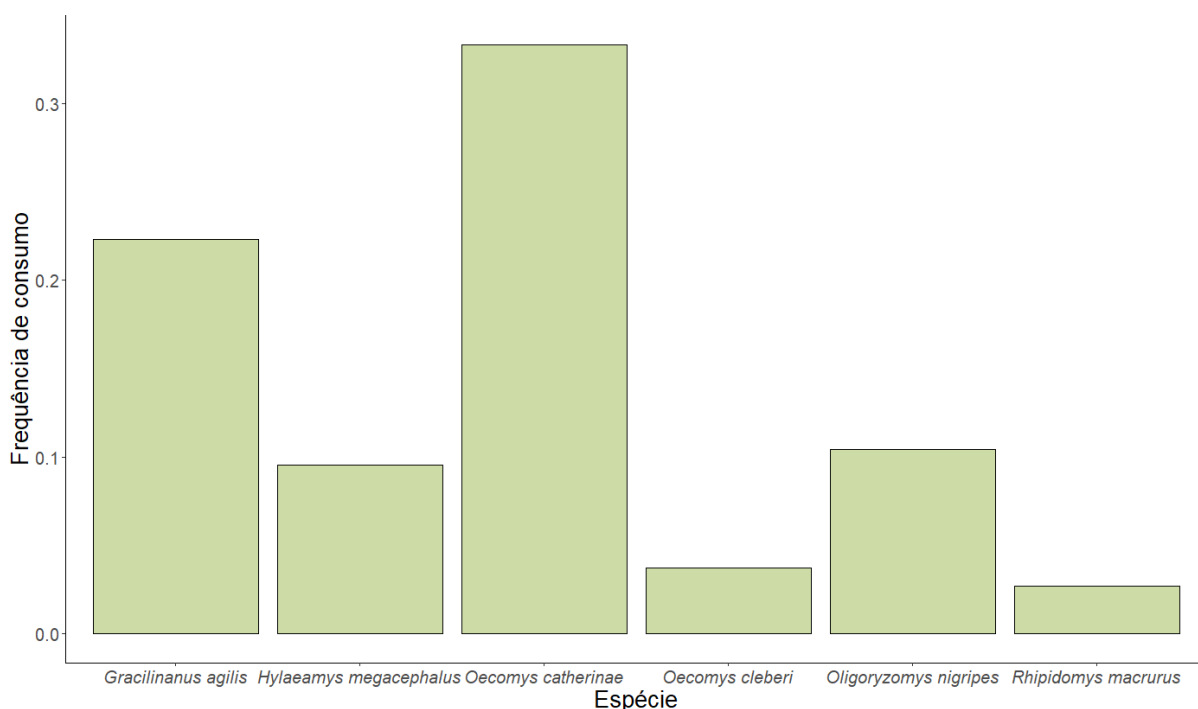


Figura 5. Frequência de consumo dos percevejos *Euschistus heros* e *Dichelops melacanthus* para cada uma das espécies de pequenos mamíferos identificadas como predadoras desses percevejos.

A espécie com maior densidade populacional foi *G. agilis* com 23,77 (DR) e 21,43 (BV), seguida pela espécie *O. nigripes* com 13,25 (DR) e 12,08 (BV) (Tabela 2). O valor estimado para o consumo do percevejo *G. agilis* em uma noite é de 22,86 (valor encontrado por Camargo et al., 2022). Dessa maneira, obtivemos o valor estimado do consumo desses percevejos pela comunidade nas áreas amostradas. Assim, em DR o consumo foi de aproximadamente 1.238,13 percevejos consumidos por ha em uma noite, enquanto que BV teve um consumo de 1.068,89 e FT apresentou um consumo de 481,00 (Tabela 2). Ressaltamos que a diferença entre esses valores encontrados se deve a presença ou ausência de certas espécies, suas densidades, bem como pelo período de amostragem que variou entre as áreas.

O serviço ecossistêmico direto promovido pela comunidade de pequenos mamíferos de matas de galeria apresenta em média um valor monetário de US\$177,57 ha⁻¹ (Tabela 2). Além disso, o serviço indireto chega a apresentar em média US\$4.965,80 ha⁻¹ (Tabela 2). Por serem as espécies com maiores densidades, *G. agilis* e *O. nigripes* apresentaram o maior valor econômico nas áreas DR (*G. agilis*: US\$39,12 ha⁻¹; *O. nigripes*: US\$21,80 ha⁻¹) e BV (*G. agilis*: US\$35,27 ha⁻¹; *O. nigripes*: US\$19,88 ha⁻¹). *Rhipidomys macrurus* foi a espécie com maior densidade populacional em FT e seu valor econômico representou US\$16,67 ha⁻¹ nesta área (Tabela 2).

Tabela 2. Densidade para cada uma das espécies de pequenos mamíferos amostras em matas de galeria adjacentes a plantações de soja no Cerrado e identificadas como predadoras dos percevejos pragas da soja, *Euschistus heros* e *Dichelops melacanthus*. Apresenta ainda, o número potencial de percevejos consumidos em uma noite por cada uma das espécies, baseada nas suas densidades populacionais, e o valor monetário atribuído ao serviço de controle biológico direto e indireto desempenhado pelas espécies de pequenos mamíferos.

| Área | Espécie | Densidade (Dens _{sp}) | Percevejos consumidos | Valor direto (US\$) | Valor indireto (US\$) |
|------|-----------------------------------|------------------------------------|--------------------------|------------------------|--------------------------|
| BV | <i>Gracilinanus agilis</i> | 21,43 | 489,91 | 35,26 | 1.422,49 |
| BV | <i>Hylaeamys megacephalus</i> | 3,12 | 71,26 | 5,13 | 206,91 |

| | | | | | |
|----|---|-------|--------|-------|----------|
| BV | <i>Oligorizomys</i> <i>nigripes</i> | 12,08 | 276,13 | 19,87 | 801,77 |
| BV | <i>Rhipidomys</i> <i>macrurus</i> | 8,18 | 187,06 | 13,46 | 543,13 |
| BV | <i>Oecomys cleberi</i> | 1,95 | 44,54 | 3,20 | 129,32 |
| DR | <i>Gracilinanus agilis</i> | 23,77 | 543,35 | 39,10 | 1.577,68 |
| DR | <i>Hylaeamys</i> <i>megacephalus</i> | 3,51 | 80,17 | 5,77 | 232,77 |
| DR | <i>Oecomys catherine</i> | 1,17 | 26,72 | 1,92 | 77,59 |
| DR | <i>Oligorizomys</i> <i>nigripes</i> | 13,25 | 302,85 | 21,80 | 879,36 |
| DR | <i>Rhipidomys</i> <i>macrurus</i> | 10,52 | 240,50 | 17,31 | 698,32 |
| DR | <i>Oecomys cleberi</i> | 1,95 | 44,54 | 3,20 | 129,32 |
| FT | <i>Gracilinanus agilis</i> | 1,95 | 44,54 | 3,20 | 129,32 |
| FT | <i>Hylaeamys</i> <i>megacephalus</i> | 1,56 | 35,63 | 2,56 | 103,45 |
| FT | <i>Oligorizomys</i> <i>nigripes</i> | 0,78 | 17,81 | 1,28 | 51,73 |
| FT | <i>Rhipidomys</i> <i>macrurus</i> | 10,13 | 231,59 | 16,67 | 672,45 |
| FT | <i>Oecomys cleberi</i> | 6,62 | 151,43 | 10,90 | 439,68 |

3.5 DISCUSSÃO

Dentro do complexo de insetos pentatomídeos que atacam os grãos de soja, o percevejo-marrom (*Euschistus heros*) é considerado a praga principal (Hoffmann-Campo et al., 2000; Panizzi et al., 2012; Sosa-Gómez et al., 2014). Os gastos para controle desse percevejo utilizando agrotóxicos chegam ao valor de US\$41,82 ha⁻¹ por área de plantação de soja (Camargo et al., 2022). Além dos prejuízos causados pelo *E. heros*, os insetos do gênero *Dichelops* têm ganhado cada vez mais relevância, apesar de ainda serem considerados uma praga secundária (Chocorosqui & Panizzi, 2008; Hoffmann-Campo et al., 2000; Jacobi et al., 2022). A espécie *D. melacanthus* é frequentemente descrita como a praga mais importante no cultivo do milho (Chocorosqui & Panizzi, 2008; Gomes et al., 2020; Guerreiro et al., 2017). No entanto, a importância dessa espécie como praga da soja tem aumentado, principalmente devido

à rotação de culturas em que o milho é plantado durante a entressafra da soja (Jacobi et al., 2022).

Neste estudo, elucidamos sobre a atuação da comunidade de pequenos mamíferos no controle biológico desses pentatomídeos de interesse comercial. Encontramos que o didelfídeo *G. agilis* atua como um dos principais consumidores desses percevejos, conforme encontrado também em outros estudos (Camargo et al., 2022). Assim, confirmamos um padrão para essa espécie no Cerrado. Além disso, identificamos outras cinco espécies de roedores (*H. megacephalus*, *O. catherinae*, *O. cleberi*, *O. nigripes* e *R. macrurus*) que também exercem este serviço ecossistêmico. O valor econômico atribuído a esse serviço refere-se à diminuição nos custos da produção da soja. Nossos resultados indicam que os custos da aplicação de agrotóxicos são reduzidos em aproximadamente quatro vezes. Entretanto, quando analisamos o controle biológico indireto demonstramos que a importância da comunidade de pequenos mamíferos é ainda maior (redução em média de US\$4.965,80 ha⁻¹).

O consumo dos percevejos pelas espécies de pequenos mamíferos indica, ainda, que os indivíduos de *E. heros* e *D. melacanthus* utilizam as áreas naturais como refúgio. O primeiro registro da migração de indivíduos de *E. heros* das áreas de plantio para as áreas naturais foi feito por Camargo et al., 2022. Além disso, outras espécies também parecem utilizar essas áreas da mesma maneira, como a espécie *Anthonomus grandis*, uma praga do algodão, que migra para áreas de cerrado *sensu stricto* durante a época de pousio (Ribeiro et al., 2010). O local e o mecanismo que as espécies utilizam para encontrar esses percevejos dentro das matas ainda não é bem esclarecido, principalmente, devido à dificuldade de amostrar esses insetos nas áreas naturais e as suas próprias características fisiológicas (Camargo et al., 2022; Chocorosqui & Panizzi, 2008; Godoy et al., 2010; Kishino & Alves, 1994; Mourão & Panizzi, 2000). As espécies de pequenos mamíferos especialistas de áreas florestais não se deslocam para as áreas de plantio; ao contrário, essas áreas podem funcionar como barreiras para essas espécies (Hannibal & Caceres, 2010). Isso demonstra a capacidade que as espécies nativas possuem de encontrar e preda os percevejos dentro das áreas naturais, ressaltando a importância do controle biológico realizado durante a entressafra (época em que os percevejos migram para as áreas de mata), o que leva a uma diminuição na densidade populacional desses insetos na plantação seguinte (Camargo et al., 2022; Mourão & Panizzi, 2000).

Nossos resultados evidenciam, ainda, como a manutenção de áreas naturais promove o aumento da diversidade de predadores, garantindo, assim, o serviço ecossistêmico de controle biológico (Bianchi et al., 2006; Gagic et al., 2018; Gardiner et al., 2009). A conservação dessas

áreas também aumenta a complexidade e a heterogeneidade da paisagem (Serafini et al., 2019), o que está relacionado com o aumento na disponibilidade desse serviço (Bianchi et al., 2006; Gagic et al., 2018; Gardiner et al., 2009). Além disso, a predação durante a época de entressafra depende da distância entre as áreas naturais e áreas de plantio, com maiores taxas de consumo em áreas mais próximas (Camargo et al., 2022). Em nosso estudo, as matas amostradas eram adjacentes às plantações, o que explica a alta capacidade da comunidade de pequenos mamíferos de matas de galeria no controle biológico dessas pragas.

Isso é especialmente importante quando consideramos o bioma Cerrado em que grande parte da vegetação natural não está em áreas legalmente protegidas (Ferreira et al., 2012; Strassburg et al., 2017; Machado & Aguiar, 2023). A intensa conversão no uso da terra para áreas agrícolas nesse bioma faz com que uma parte significativa da vegetação nativa esteja presente dentro de propriedades rurais privadas (Ferreira et al., 2012; Machado & Aguiar, 2023). A abordagem por meio da valoração dos serviços ecossistêmicos permite trazer uma nova visão para a conservação das áreas naturais e da biodiversidade (Daily, 1997; MEA, 2005). Como demonstrado, o controle biológico se mostra uma via sustentável, ambiental e economicamente, trazendo diversos benefícios para os produtores (Carvalho, 2006; Pimentel et al., 1992; Vryzas et al., 2020). A conservação de matas de galeria é principalmente importante para a preservação da comunidade de pequenos mamíferos, pois estas possuem uma maior diversidade desse grupo (Alho et al., 1986; Mendonça et al., 2018).

A espécie *G. agilis* foi a mais abundante em duas das nossas áreas amostradas. Para essa espécie estimamos um consumo médio de aproximadamente 359 percevejos por noite nas matas de galeria. Esse marsupial é pequeno, com um peso que varia entre 13 a 40 g (Paglia et al., 2012; Reis et al., 2006) e apresenta uma dieta onívora se alimentando de frutos, artrópodes e até pequenos vertebrados (Bocchiglieri et al., 2010; Camargo et al., 2014; Cantor et al., 2010; Lessa & Geise, 2014). Entretanto, alguns estudos indicam que essa espécie apresenta um alto consumo de insetos (Bocchiglieri et al., 2010; Camargo et al., 2014; Cantor et al., 2010; Lessa & Geise, 2014). Além disso, *G. agilis* está mais associado a formações florestais do Cerrado, como matas de galeria (Alho et al., 1986; Reis et al., 2006). As outras espécies identificadas como predadoras do *E. heros* e *D. melacanthus* são da Ordem Rodentia. Em alguns casos, em áreas agrícolas as espécies desse grupo são consideradas pragas, pois algumas utilizam os recursos disponíveis nas plantações (Brown et al., 2007; Delibes-Mateos et al., 2011). Entretanto, aqui mostramos uma nova visão para esse grupo devido a sua importância no controle natural desses insetos pentatomídeos.

As espécies de roedores, *H. megacephalus* (60 g), *O. catherinae* (70 g) e *R. macrurus* (80 g), apresentam um peso corporal aproximadamente mais do que cinco vezes o peso de *G. agilis* (Bonvicino & de Oliveira, 2008; Paglia et al., 2012). Já as espécies *O. nigripes* (25 g) e *O. cleberi* (28 g) embora sejam menores do que as outras espécies, também possuem um peso corporal cerca de duas vezes maior que *G. agilis* (Bonvicino & de Oliveira, 2008; Paglia et al., 2012). Classificações anteriores apontam esses animais como frugívoros, granívoros e predadores de sementes (Paglia et al., 2012), entretanto, nossos resultados demonstram que a dieta desses animais é muito mais ampla. De fato, outros autores já indicaram que *H. megacephalus* é um forte consumidor de insetos e propõe uma revisão da classificação anterior (Pena & Mendes-Oliveira, 2019) e fragmentos de artrópodes foram encontrados na dieta de *R. macrurus*, *O. catherinae*, *O. cleberi* e *O. nigripes* (Parreira Claro & Hannibal, 2022; Talamoni et al., 2008). Essas espécies parecem ser bastante oportunistas e aproveitam os recursos disponíveis dentro das matas de galeria, como é o caso dos percevejos. Embora, em nosso estudo, essas espécies foram identificadas como consumidoras de *E. heros* e *D. melacanthus*, ressaltamos que nossos resultados ainda são preliminares. Nós atribuímos um valor monetário ao serviço de controle biológico para essas espécies utilizando a estimativa de consumo potencial para a espécie *G. agilis*, entretanto, como demonstrado essas espécies apresentam diferenças de tamanho e peso corporal. Assim, estudos futuros devem ser feitos para estimar o verdadeiro consumo potencial dessas espécies para ter acesso a estimativas mais reais.

Nosso estudo se mostra importante por confirmar a predação dos percevejos, *E. heros* e *D. melacanthus*, pelo marsupial *G. agilis* e identificar espécies de roedores que também atuam no controle biológico dessas pragas. Entretanto, salientamos a importância de que estudos futuros busquem adicionar outras metodologias a aqui utilizadas, como o uso de DNA *metabarcoding* (Aguilar et al., 2021). Embora nosso trabalho contribua com o avanço sobre o entendimento da comunidade de pequenos mamíferos no controle biológico das pragas da soja, enfrentamos certas dificuldades relacionadas à identificação dos fragmentos nas amostras de fezes e a diferenciação desses fragmentos entre as duas espécies de pentatomídeos. A identificação dos fragmentos nas amostras de fezes dos roedores se mostra ainda mais difícil. Além disso, para acessar o valor monetário real no controle de cada uma dessas pragas, estudos devem ser feitos para estimar o potencial de predação do percevejo-barriga-verde, *D. melacanthus* por essas espécies e realizar os cálculos para a valoração de maneira separada para cada espécie praga.

3.6 REFERÊNCIAS

- Aguiar, L. M. S., Bueno-Rocha, I. D., Oliveira, G., Pires, E. S., Vasconcelos, S., Nunes, G. L., Frizzas, M. R., & Togni, P. H. B. (2021). Going out for dinner—The consumption of agriculture pests by bats in urban areas. *PLOS ONE*, *16*(10), e0258066. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0258066>
- Alho, C. J. R., Pereira, L. A., & Paula, A. C. (1986). *Patterns of habitat utilization by small mammal populations in cerrado biome of central Brazil*. *50*(4), 447–460. <https://doi.org/10.1515/mamm.1986.50.4.447>
- Bianchi, F. j. j. a, Booij, C. j. h, & Tschardtke, T. (2006). Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: A review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, *273*(1595), 1715–1727. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3530>
- Bocchiglieri, A., Mendonça, A. F., & Campos, J. B. (2010). Diet composition of *Gracilinanus agilis* (Didelphimorphia, Didelphidae) in dry woodland areas of Cerrado in central Brazil. *Mamm*, *74*(2), 225–227. <https://doi.org/10.1515/mamm.2010.019>
- Bonvicino, C. R., & Bezerra, A. (2003). Use of Regurgitated Pellets of Barn Owl (*Tyto alba*) for Inventorying Small Mammals in the Cerrado of Central Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment - STUD NEOTROP FAUNA ENVIRON*, *38*, 1–5. <https://doi.org/10.1076/snfe.38.1.1.14030>
- Bonvicino, C. R., & de Oliveira, J. A. (2008). *Guia dos roedores do Brasil, com chaves para gêneros baseadas em caracteres externos*. 122.
- Bourlière, F. (1985). Primate communities: Their structure and role in tropical ecosystems. *International Journal of Primatology*, *6*(1), 1–26. <https://doi.org/10.1007/BF02693694>
- Brown, P. R., Huth, N. I., Banks, P. B., & Singleton, G. R. (2007). Relationship between abundance of rodents and damage to agricultural crops. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *120*(2), 405–415. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.10.016>
- Camargo, N. F. de, Sano, N. Y., & Vieira, E. M. (2018). Forest vertical complexity affects alpha and beta diversity of small mammals. *Journal of Mammalogy*, *99*(6), 1444–1454. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyy136>

- Camargo, N., Cruz, R. M. S., Ribeiro, J. F., & Vieira, E. M. (2011). Frugivoria e potencial dispersão de sementes pelo marsupial *Gracilinanus agilis* (Didelphidae: Didelphimorphia) em áreas de Cerrado no Brasil central. *Acta Botanica Brasilica*, 25(3), 646–656. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062011000300018>
- Camargo, N., dos Reis, G. G., Mendonça, A. F., Laumann, R. A., Nardoto, G. B., de Camargo, A. J. A., & Vieira, E. M. (2022). Native marsupial acts as an in situ biological control agent of the main soybean pest (*Euschistus heros*) in the Neotropics. *European Journal of Wildlife Research*, 68(5), 62. <https://doi.org/10.1007/s10344-022-01609-3>
- Camargo, N., Ribeiro, J. F., de Camargo, A. J. A., & Vieira, E. M. (2014). Diet of the gracile mouse opossum *Gracilinanus agilis* (Didelphimorphia: Didelphidae) in a neotropical savanna: intraspecific variation and resource selection. *Acta Theriologica*, 59(1), 183–191. <https://doi.org/10.1007/s13364-013-0152-y>
- Cantor, M., Ferreira, L. A., Silva, W. R., & Setz, E. Z. F. (2010). Potential seed dispersal by *Didelphis albiventris* (Marsupialia, Didelphidae) in highly disturbed environment. *Biota Neotropica*, 10(2), 45–51. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032010000200004>
- Carvalho, F. P. (2006). Agriculture, pesticides, food security and food safety. *Environmental Science & Policy*, 9(7), 685–692. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2006.08.002>
- Cavalcanti, R., and C. Joly. 2002. The conservation of the Cerrados. Pages 351–367 in P. S. Oliveira and R. J. Marquis, editors. *The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical savanna*. Columbia University Press, New York.
- Chain-Guadarrama, A., Martínez-Salinas, A., Aristizábal, N., & Ricketts, T. H. (2019). Ecosystem services by birds and bees to coffee in a changing climate: A review of coffee berry borer control and pollination. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 280, 53–67. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.04.011>
- Chaplin-Kramer, R., O'Rourke, M. E., Blitzer, E. J., & Kremen, C. (2011). A meta-analysis of crop pest and natural enemy response to landscape complexity. *Ecology Letters*, 14(9), 922–932. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01642.x>
- Chocorosqui, V. R., & Panizzi, A. R. (2004). Impact of cultivation systems on *Dichelops melacanthus* (Dallas) (Heteroptera: Pentatomidae) population and damage and its chemical

control on wheat. *Neotropical Entomology*, 33, 487–492. <https://doi.org/10.1590/S1519-566X2004000400014>

Chocorosqui, V. R., & Panizzi, A. R. (2008). Nymph and adult biology of *Dichelops melacanthus* (Dallas) (Heteroptera: Pentatomidae) feeding on cultivated and non-cultivated host plants. *Neotropical Entomology*, 37, 353–360. <https://doi.org/10.1590/S1519-566X2008000400001>

Cleveland, C. J., Betke, M., Federico, P., Frank, J. D., Hallam, T. G., Horn, J., López Jr, J. D., McCracken, G. F., Medellín, R. A., Moreno-Valdez, A., Sansone, C. G., Westbrook, J. K., & Kunz, T. H. (2006). Economic value of the pest control service provided by Brazilian free-tailed bats in south-central Texas. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 4(5), 238–243. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2006\)004\[0238:EVOTPC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2006)004[0238:EVOTPC]2.0.CO;2)

Corrêa-Ferreira, B. S., & Panizzi, A. R. (1999). *Percevejos da soja e seu manejo*. EMBRAPA-CNPSO.

Costanza, R., Groot, R., Sutton, P., Van der Ploeg, S., Anderson, S., Farber, S., & Turner, R. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 26, 152–158. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002>

Cruz, I., Bianco, R., & Redoan, A. C. M. (2016). POTENTIAL RISK OF LOSSES IN MAIZE CAUSED BY *Dichelops melacanthus* (DALLAS) (HEMIPTERA: PENTATOMIDAE) IN BRAZIL. *Revista Brasileira de Milho e Sorgo*, 15(3), 386. <https://doi.org/10.18512/1980-6477/rbms.v15n3p386-397>

Daily, G. C. (1997). Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems (1997). Em *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems (1997)* (p. 454–464). Yale University Press. <https://doi.org/10.12987/9780300188479-039>

Delibes-Mateos, M., Smith, A. T., Slobodchikoff, C. N., & Swenson, J. E. (2011). The paradox of keystone species persecuted as pests: A call for the conservation of abundant small mammals in their native range. *Biological Conservation*, 144(5), 1335–1346. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.02.012>

Dobson, A., Lodge, D., Alder, J., Cumming, G. S., Keymer, J., McGlade, J., Mooney, H., Rusak, J. A., Sala, O., Wolters, V., Wall, D., Winfree, R., & Xenopoulos, M. A. (2006). Habitat Loss,

- Trophic Collapse, and the Decline of Ecosystem Services. *Ecology*, 87(8), 1915–1924. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[1915:HLTCAT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[1915:HLTCAT]2.0.CO;2)
- Eiten, G. (1972). The cerrado vegetation of Brazil. *The Botanical Review*, 38(2), 201–341. <https://doi.org/10.1007/BF02859158>
- FAO (2022) Food and Agriculture Organization of the United Nations. <http://www.fao.org/faostat/en/#home>. Acessado 10 Julho 2024.
- Ferreira, J., Pardini, R., Metzger, J. P., Fonseca, C. R., Pompeu, P. S., Sparovek, G., & Louzada, J. (2012). Towards environmentally sustainable agriculture in Brazil: Challenges and opportunities for applied ecological research. *Journal of Applied Ecology*, 49(3), 535–541. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02145.x>
- Fetoui, H., Makni, M., Mouldi Garoui, E., & Zeghal, N. (2010). Toxic effects of lambda-cyhalothrin, a synthetic pyrethroid pesticide, on the rat kidney: Involvement of oxidative stress and protective role of ascorbic acid. *Experimental and Toxicologic Pathology*, 62(6), 593–599. <https://doi.org/10.1016/j.etp.2009.08.004>
- Flint, M. L., & Dreistadt, S. H. (1998). Natural Enemies Are Your Allies. Em *Natural Enemies Handbook: The Illustrated Guide to Biological Pest Control* (p. 1–11). Reino Unido: University of California Press.
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Helkowski, J. H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C. J., Monfreda, C., Patz, J. A., Prentice, I. C., Ramankutty, N., & Snyder, P. K. (2005). Global Consequences of Land Use. *Science*, 309(5734), 570–574.
- Gagic, V., Paull, C., & Schellhorn, N. A. (2018). Ecosystem service of biological pest control in Australia: The role of non-crop habitats within landscapes. *Austral Entomology*, 57(2), 194–206. <https://doi.org/10.1111/aen.12328>
- Garcial, Q. S., Rezende, J. L. P., & Aguiar, L. M. S. (2000). Seed dispersal by bats in a disturbed area of Southeastern Brazil. *Revista de Biología Tropical*, 48.
- Gardiner, M. M., Landis, D. A., Gratton, C., DiFonzo, C. D., O’Neal, M., Chacon, J. M., Wayo, M. T., Schmidt, N. P., Mueller, E. E., & Heimpel, G. E. (2009). Landscape diversity enhances biological control of an introduced crop pest in the north-central USA. *Ecological Applications*, 19(1), 143–154. <https://doi.org/10.1890/07-1265.1>

- Gliessman, S. R., Engles, E., & Krieger, R. (1998). *Agroecology: Ecological Processes in Sustainable Agriculture*. CRC Press.
- Godoy, K. B., Ávila, C. J., Duarte, M. M., & Arce, C. C. M. (2010). Parasitismo e sítios de diapausa de adultos do percevejo marrom, *Euschistus heros* na região da Grande Dourados, MS. *Ciência Rural*, *40*, 1199–1202. <https://doi.org/10.1590/S0103-84782010005000074>
- Gomes, E. C., Hayashida, R., & de Freitas Bueno, A. (2020). *Dichelops melacanthus* and *Euschistus heros* injury on maize: Basis for re-evaluating stink bug thresholds for IPM decisions. *Crop Protection*, *130*, 105050. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2019.105050>
- Gomes, V., Koroiva, R., Cassimiro, C. A., & Batista, F. (2021). Endangered globose cactus *Melocactus lanssensianus* P. J. Braun depends on lizards for effective seed dispersal in the Brazilian Caatinga. *Plant Ecology*. <https://doi.org/10.1007/s11258-021-01185-7>
- Gordon, L. J., Finlayson, C. M., & Falkenmark, M. (2010). Managing water in agriculture for food production and other ecosystem services. *Agricultural Water Management*, *97*(4), 512–519. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2009.03.017>
- Greene, H. W., & Jaksic, F. M. (1983). Food-Niche Relationships among Sympatric Predators: Effects of Level of Prey Identification. *Oikos*, *40*(1), 151–154. <https://doi.org/10.2307/3544212>
- Guerreiro, J. C., Silva, G. B., Azevedo, A. P., Espessato, R. R., Padovan, A. T., Leite, F., & Filho, P. J. F. (2017). Control of *Dichelops melacanthus* with insecticides associated with sulphur applied in different times in corn. *Scientific Electronic Archives*, *10*(1), Artigo 1. <https://doi.org/10.36560/1012017360>
- Hannibal, W., & Caceres, N. C. (2010). Use of vertical space by small mammals in gallery forest and woodland savannah in south-western Brazil. *Mamm*, *74*(3), 247–255. <https://doi.org/10.1515/mamm.2010.007>
- Hoffmann-Campo, C. B., Moscardi, F., Corrêa-Ferreira, B. S., Oliveira, L. J., Sosa-Gómez, D. R., Panizzi, A. R., Corso, I. C., Gazzoni, D. L., & de Oliveira, E. B. (2000). *Pragas da soja no Brasil e seu manejo integrado*. Empraba Soja, Circular Técnica.
- Jacobi, V. G., Fernández, P. C., & Zavala, J. A. (2022). The stink bug *Dichelops furcatus*: A new pest of corn that emerges from soybean stubble. *Pest Management Science*, *78*(6), 2113–2120. <https://doi.org/10.1002/ps.6821>

- Jones, M. E., & Barmuta, L. A. (1998). Diet overlap and relative abundance of sympatric dasyurid carnivores: A hypothesis of competition. *Journal of Animal Ecology*, *67*(3), 410–421. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2656.1998.00203.x>
- Kishino, K.-I., & Alves, R. T. ([s.d.]). *PRAGAS QUE ATACAM A SOJA NA REGIÃO DOS CERRADOS*.
- Klink, C. A., & Machado, R. B. (2005). Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology*, *19*(3), 707–713. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00702.x>
- Krebs, C. J., Boonstra, R., Gilbert, S., Reid, D., Kenney, A. J., & Hofer, E. J. (2011). Density estimation for small mammals from livetrapping grids: Rodents in northern Canada. *Journal of Mammalogy*, *92*(5), 974–981. <https://doi.org/10.1644/10-MAMM-A-313.1>
- Lessa, L. G., & Costa, F. N. (2009). Food habits and seed dispersal by *Thrichomys apereoides* (Rodentia: Echimyidae) in a Brazilian Cerrado reserve. *Mastozoología Neotropical*, *16*(2), 459–463.
- Lessa, L. G., & da Costa, F. N. (2010). Diet and seed dispersal by five marsupials (Didelphimorphia: Didelphidae) in a Brazilian cerrado reserve. *Mammalian Biology*, *75*(1), 10–16. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2008.11.002>
- Lessa, L. G., & Geise, L. (2014). Food habits and carnivory by a small size opossum, *Gracilinus agilis* (Didelphimorphia: Didelphidae). *Http://Www.Sarem.Org.Ar*, *21*(1), 139–143.
- Luo, S., Naranjo, S. E., & Wu, K. (2014). Biological control of cotton pests in China. *Biological Control*, *68*, 6–14. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2013.06.004>
- Machado, R. B., & Aguiar, L. M. S. (2023). Could you spare an acre for conservation? *Science*, *380*(6642), 238–239. <https://doi.org/10.1126/science.adh1840>
- Martins, C., Oliveira, R., Aguiar, L. M. S., & Antonini, Y. (2020). Pollination biology of the endangered columnar cactus *Cipocereus crassisepalus*: A case of close relationship between plant and pollinator. *Acta Botanica Brasilica*, *34*, 177–184. <https://doi.org/10.1590/0102-33062019abb0219>
- MEA (Org.). (2005). *Ecosystems and human well-being: Wetlands and water synthesis: a report of the Millennium Ecosystem Assessment*. World Resources Institute.

- Mendonça, A., Percequillo, A. R., Camargo, N. F., Ribeiro, J. F., Palma, A. R. T., Oliveira, L. C., Câmara, E. M. V. C., & Vieira, E. M. (2018). CERRADO SMALL MAMMALS: Abundance and distribution of marsupials, lagomorphs, and rodents in a Neotropical savanna. *Ecology*, *99*(8), 1900–1900. <https://doi.org/10.1002/ecy.2367>
- Milligan, M. C., Johnson, M. D., Garfinkel, M., Smith, C. J., & Njoroge, P. (2016). Quantifying pest control services by birds and ants in Kenyan coffee farms. *Biological Conservation*, *194*, 58–65. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.11.028>
- Miranda, A. C., Miranda, H. S., Dias, I. de F. O., & Dias, B. F. de S. (1993). Soil and air temperatures during prescribed cerated fires in Central Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, *9*(3), 313–320. <https://doi.org/10.1017/S0266467400007367>
- Mourão, A. P. M., & Panizzi, A. R. (2000). Diapausa e diferentes formas sazonais em *Euschistus heros* (Fabr.) (Hemiptera: Pentatomidae) no Norte do Paraná. *Anais da Sociedade Entomológica do Brasil*, *29*, 205–218. <https://doi.org/10.1590/S0301-80592000000200002>
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Fonseca, G. A. B. da, & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, *403*, 853–858.
- Oliveira, C. M., Auad, A. M., Mendes, S. M., & Frizzas, M. R. (2014). Crop losses and the economic impact of insect pests on Brazilian agriculture. *Crop Protection*, *56*, 50–54. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2013.10.022>
- Paglia, A. P., Fonseca, G. A. B. da, Rylands, A. B., Herrmann, G., Aguiar, L. M. S., Chiarello, A. G., Leite, Y. L. R., Costa, Leonora P., Siciliano, S., Kierulff, M. C. M., Mendes, S. L., Tavares, V. da C., Mittermeier, R. A., & Patton, J. L. (2012). *Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil 2ª Edição/Annotated Checklist of Brazilian Mammals* (2º ed, Vol. 6). Occasional papers in conservation biology.
- Panizzi, A. R., Bueno, A. de F., & da Silva, F. A. C. (2012). Insetos que atacam vagens e grãos. Em *Soja: Manejo integrado de insetos e outros artrópodes-praga*. Brasília: Embrapa (p. 335–420).
- Parra, J. R., Botelho, P., Corrêa-Ferreira, B., & Bento, J. M. (2002). *Controle Biológico: Terminologia (in portuguese)* (p. 1–16).

- Parreira Claro, H. W., & Hannibal, W. (2022). Diet of small mammals in semi-deciduous forest fragments in Central Brazil. *Austral Ecology*, 47(4), 770–774. <https://doi.org/10.1111/aec.13169>
- Pena, S. A., & Mendes-Oliveira, A. C. (2019). Effect of oil palm (*Elaeis guineensis* Jacq.) plantations on individual-level diet variation of *Hylaeamys megacephalus* (G. Fisher 1814) (Rodentia, Cricetidae) in eastern Amazon Forest. *Biota Neotropica*, 19, e20180597. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2018-0597>
- Pimentel, D. (2005). ‘Environmental and Economic Costs of the Application of Pesticides Primarily in the United States’. *Environment, Development and Sustainability*, 7(2), 229–252. <https://doi.org/10.1007/s10668-005-7314-2>
- Pimentel, D., Acquay, H., Biltonen, M., Rice, P., Silva, M., Nelson, J., Lipner, V., Giordano, S., Horowitz, A., & D’Amore, M. (1992). Environmental and Economic Costs of Pesticide Use. *BioScience*, 42(10), 750–760. <https://doi.org/10.2307/1311994>
- Power, A. G. (2010). Ecosystem services and agriculture: Tradeoffs and synergies. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365(1554), 2959–2971. <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0143>
- Ramos, D. L., Cunha, W. L., Evangelista, J., Lira, L. A., Rocha, M. V. C., Gomes, P. A., Frizzas, M. R., & Togni, P. H. B. (2020). Ecosystem Services Provided by Insects in Brazil: What Do We Really Know? *Neotropical Entomology*, 49(6), 783–794. <https://doi.org/10.1007/s13744-020-00781-y>
- Rausch, L. L., Gibbs, H. K., Schelly, I., Brandão Jr, A., Morton, D. C., Filho, A. C., Strassburg, B., Walker, N., Noojipady, P., Barreto, P., & Meyer, D. (2019). Soy expansion in Brazil’s Cerrado. *Conservation Letters*, 12(6), e12671. <https://doi.org/10.1111/conl.12671>
- Reis, N. R., Peracchi, A. L., Pedro, W. A., & Lima, I. P. de (Orgs.). (2006). *Mamíferos do Brasil*. Nelio R. dos Reis.
- Ribeiro, J. F. (2011). *AVALIAÇÃO DO USO DO ESPAÇO PELO MARSUPIAL GRACILINANUS AGILIS EM ÁREA DE CERRADÃO NO BRASIL CENTRAL*.
- Ribeiro, J. F., Fonseca, C. L., Sousa-Silva, J. C., & Centro de Pesquisa Agropecuária dos Cerrados (Orgs.). (2001). *Cerrado: Caracterização e recuperação de matas de galeria* (1a ed).

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Embrapa Cerrados, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento ; Ministério do Meio Ambiente.

Ribeiro, P. de A., Sujii, E. R., Diniz, I. R., Medeiros, M. A. de, Salgado-Labouriau, M. L., Branco, M. C., Pires, C. S. S., & Fontes, E. M. G. (2010). Alternative food sources and overwintering feeding behavior of the boll weevil, *Anthonomus grandis bohemian* (coleoptera: Curculionidae) under the tropical conditions of central Brazil. *Neotropical Entomology*, *39*, 28–34. <https://doi.org/10.1590/S1519-566X2010000100005>

Rodríguez-San Pedro, A., Allendes, J. L., Beltrán, C. A., Chaperon, P. N., Saldarriaga-Córdoba, M. M., Silva, A. X., & Grez, A. A. (2020). Quantifying ecological and economic value of pest control services provided by bats in a vineyard landscape of central Chile. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *302*, 107063. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107063>

Sano, N. Y., & Vieira, D. E. M. (2017). *Efeito da suplementação alimentar no uso do espaço pelo marsupial Gracilinanus agilis em fragmentos de cerradão no Brasil central.*

Schmeller, D. S., Niemelä, J., & Bridgewater, P. (2017). The Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES): Getting involved. *Biodiversity and Conservation*, *26*(10), 2271–2275. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1361-5>

Serafini, V. N., Priotto, J. W., & Gomez, M. D. (2019). Effects of agroecosystem landscape complexity on small mammals: A multi-species approach at different spatial scales. *Landscape Ecology*, *34*(5), 1117–1129. <https://doi.org/10.1007/s10980-019-00825-8>

Sikes, R. S., & Gannon, W. L. (2011). Guidelines of the American Society of Mammalogists for the use of wild mammals in research. *Journal of Mammalogy*, *92*(1), 235–253. <https://doi.org/10.1644/10-MAMM-F-355.1>

Singh, G. (2010). *The soybean: Botany, production and uses.* CABI.

Sosa-Gómez, D. R., Corrêa-Ferreira, B. S., Beatriz, C., Corso, I. C., & Oliveira, L. J. (2014). *Manual de identificação de insetos e outros invertebrados da cultura da soja.* Empraba Soja.

Souza, C. M., Z. Shimbo, J., Rosa, M. R., Parente, L. L., A. Alencar, A., Rudorff, B. F. T., Hasenack, H., Matsumoto, M., G. Ferreira, L., Souza-Filho, P. W. M., De Oliveira, S. W., Rocha, W. F., Fonseca, A. V., Marques, C. B., Diniz, C. G., Costa, D., Monteiro, D., Rosa, E. R., Vélez-Martin, E., ... Azevedo, T. (2020). Reconstructing Three Decades of Land Use and

- Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. *Remote Sensing*, 12(17), 2735. <https://doi.org/10.3390/rs12172735>
- Souza, L. A., Barbosa, J. C., Grigolli, J. F. J., Fraga, D. F., Maldonado, W., & Busoli, A. C. (2013). Spatial Distribution of *Euschistus heros* (F.) (Hemiptera: Pentatomidae) in Soybean. *Neotropical Entomology*, 42(4), 412–418. <https://doi.org/10.1007/s13744-013-0136-2>
- Strassburg, B. B. N., Brooks, T., Feltran-Barbieri, R., Iribarrem, A., Crouzeilles, R., Loyola, R., Latawiec, A. E., Oliveira Filho, F. J. B., Scaramuzza, C. A. D. M., Scarano, F. R., Soares-Filho, B., & Balmford, A. (2017). Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nature Ecology & Evolution*, 1(4), 0099. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0099>
- Talamoni, S. A., Couto, D., Cordeiro Júnior, D. A., & Diniz, F. M. (2008). Diet of some species of Neotropical small mammals. *Mammalian Biology*, 73(5), 337–341. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2007.09.008>
- Tschumi, M., Ekroos, J., Hjort, C., Smith, H. G., & Birkhofer, K. (2018). Rodents, not birds, dominate predation-related ecosystem services and disservices in vertebrate communities of agricultural landscapes. *Oecologia*, 188(3), 863–873. <https://doi.org/10.1007/s00442-018-4242-z>
- Tudi, M., Daniel Ruan, H., Wang, L., Lyu, J., Sadler, R., Connell, D., Chu, C., & Phung, D. T. (2021). Agriculture Development, Pesticide Application and Its Impact on the Environment. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(3), Artigo 3. <https://doi.org/10.3390/ijerph18031112>
- Tyndale-Biscoe, C. H. 1979. Ecology of small mammals. Pages 343–379 in D. M. Stoddart, editor. Ecology of small mammals. Chapman & Hall, London, UK.
- Valencia-Aguilar, A., Cortés-Gómez, A. M., & Ruiz, C. A. (2013). Ecosystem services provided by amphibians and reptiles in Neotropical ecosystems. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 9, 17. <http://dx.doi.org/10.1080/21513732.2013.821168>
- Vieira, E. M., & Port, D. (2007). Niche overlap and resource partitioning between two sympatric fox species in southern Brazil. *Journal of Zoology*, 272(1), 57–63. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2006.00237.x>

- Vryzas, Z., Ramwell, C., & Sans, C. (2020). Pesticide prioritization approaches and limitations in environmental monitoring studies: From Europe to Latin America and the Caribbean. *Environment International*, *143*, 105917. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105917>
- Wanger, T. C., Darras, K., Bumrungsri, S., Tschardtke, T., & Klein, A.-M. (2014). Bat pest control contributes to food security in Thailand. *Biological Conservation*, *171*, 220–223. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.01.030>
- Whelan, C. J., Wenny, D. G., & Marquis, R. J. (2008). Ecosystem Services Provided by Birds. *Annals of the New York Academy of Sciences*, *1134*(1), 25–60. <https://doi.org/10.1196/annals.1439.003>
- Zhang, W., Ricketts, T. H., Kremen, C., Carney, K., & Swinton, S. M. (2007). Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological Economics*, *64*(2), 253–260. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.02.024>

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Neste estudo, encontramos valores médios próximos quando avaliamos a diversidade e a riqueza de espécies para as comunidades de matas de galeria do Cerrado em áreas antropizadas e naturais. Entretanto, os maiores valores para a riqueza de espécies, riqueza funcional e a diversidade β foram para as áreas antropizadas. Além disso, não encontramos uma diferença na composição das comunidades em áreas antropizadas e naturais. Apesar de serem resultados contrastantes com nossas hipóteses iniciais, estes elucidam questões importantes sobre a estruturação das comunidades nestes tipos de locais e indicam que os parâmetros das comunidades são influenciados principalmente pela paisagem. A diversidade de classes de uso e cobertura da terra, comprimento de borda não florestal e complexidade das matas demonstram exercer um efeito sobre as comunidades de pequenos mamíferos. Também encontramos uma influência de fatores regionais e biogeográficos para explicar as diferenças na riqueza funcional.

Nossos resultados demonstram que a conservação das áreas naturais e suas adjacências, em quantidade e qualidade, são importantes para a manutenção da diversidade de pequenos mamíferos nas áreas de mata. Dessa maneira, trazemos informações para auxiliar os esforços na conservação desse grupo no Cerrado, a partir de uma abordagem abrangente considerando os efeitos das mudanças na paisagem. Essa abordagem visa, assim, garantir, além dos benefícios intrínsecos da conservação da biodiversidade, a manutenção da provisão dos serviços ecossistêmicos que são oferecidos por estas espécies. Ressaltamos, entretanto, que estudos futuros deveriam ampliar as áreas estudadas, abarcando um maior número de áreas naturais para trazer uma melhor avaliação sobre as diferenças entre esses tipos de locais. Assim como, a análise de fatores em diferentes escalas pode trazer novas elucidaciones.

Demonstramos também a importância da comunidade de pequenos mamíferos de matas de galeria de áreas adjacentes a plantações de soja como agentes de controle biológico dos insetos pentatomídeos pragas da soja, *Euschistus heros* e *Dichelops melacanthus*. Encontramos que o marsupial *Gracilinanus agilis* e outras cinco espécies de roedores *Hylaeamys megacephalus*, *Oecomys catherinae*, *Oecomys cleberi*, *Oligoryzomys nigripes* e *Rhipidomys macrurus* são predadores dessas espécies, exercendo este serviço ecossistêmico. O valor monetário para o controle direto exercido pela comunidade de pequenos mamíferos é, em média, de US\$ 177,57 ha⁻¹, enquanto o serviço indireto alcança uma média de US\$ 4.965,80 ha⁻¹. O valor monetário atribuído a esse serviço é referente a redução nos custos da produção

com a aplicação de agrotóxicos. Assim, demonstramos que a comunidade de pequenos mamíferos é responsável por diminuir em aproximadamente quatro vezes os custos na cadeia de produção no consumo direto desses percevejos. Com isso, confirmamos o consumo dessas pragas pela espécie *G. agilis*, trazendo respostas complementares para a valoração desse serviço. Além disso, demonstramos a importância da comunidade de pequenos mamíferos e da manutenção e conservação de áreas de vegetação nativa adjacentes a áreas de cultivo para a garantia da execução do serviço de controle biológico.

APÊNDICE I- MATERIAL SUPLEMENTAR

Tabela Suplementar- S1. Todos as matas de galeria selecionadas (36) e as 3 matas amostradas neste estudo, a classificação do tipo das áreas (antropizadas e naturais), o ano, estado e o município do ponto. Também apresentamos as referências das quais os dados das espécies foram retirados. Esses dados foram coletados por Mendonça et al. 2018.

| Local | Tipo | Ano | Referência | Estado | Município |
|-------|-------------|------|---|--------|------------|
| CCB | Antropizado | 1997 | Gastal M. L. A. 1997. Ecologia de comunidades de pequenos mamíferos em matas de galeria de Brasília. Universidade de Brasília. | DF | Brasília |
| FAL1 | Antropizado | 1997 | Gastal M. L. A. 1997. Ecologia de comunidades de pequenos mamíferos em matas de galeria de Brasília. Universidade de Brasília. | DF | Brasília |
| JBB1 | Antropizado | 1997 | Gastal M. L. A. 1997. Ecologia de comunidades de pequenos mamíferos em matas de galeria de Brasília. Universidade de Brasília. | DF | Brasília |
| VB | Antropizado | 1997 | Gastal M. L. A. 1997. Ecologia de comunidades de pequenos mamíferos em matas de galeria de Brasília. Universidade de Brasília. | DF | Brasília |
| EEAE2 | Antropizado | 1998 | Reis M. L. and J. S. Marinho-Filho. 1998. Estudo das comunidades de pequenos mamíferos na Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESEC-AE)/DF. Pages 171–197 Anais do seminário de pesquisa em unidades de conservação. | DF | Planaltina |
| FAL3 | Antropizado | 1987 | Nitikman J. Z. and M. A. Mares. 1987. Ecology of small mammals in a gallery | DF | Brasília |

| | | | | | |
|------|-------------|------|---|----|------------|
| | | | forest of Central Brazil. <i>Annals of the Carnegie Museum</i> 56:75–95. | | |
| CIAB | Antropizado | 2004 | Carmignotto A. P. 2004. Pequenos mamíferos terrestres do bioma Cerrado: padrões faunísticos locais e regionais. Universidade de São Paulo. | DF | Gama |
| FAL2 | Natural | 1981 | Alho C. J. R. 1981. Small mammal population of Brazilian Cerrado: the dependence of abundance and diversity on habitat complexity. <i>Revista Brasileira de Biologia</i> 41:223–230. | DF | Brasília |
| PNB1 | Natural | 2015 | Ribeiro J. F. 2015. Uso do hábitat em diferentes escalas distribuição da diversidade e nicho isotópico de comunidades de pequenos mamíferos do Cerrado central. Universidade de Brasília. | DF | Brasília |
| PNB2 | Natural | 2015 | Ribeiro J. F. 2015. Uso do hábitat em diferentes escalas distribuição da diversidade e nicho isotópico de comunidades de pequenos mamíferos do Cerrado central. Universidade de Brasília. | DF | Brasília |
| PNB3 | Antropizado | 2015 | Ribeiro J. F. 2015. Uso do hábitat em diferentes escalas distribuição da diversidade e nicho isotópico de comunidades de pequenos mamíferos do Cerrado central. Universidade de Brasília. | DF | Brasília |
| RP1 | Antropizado | 2002 | Palma A. R. T. 2002. Estrutura de comunidades de pequenos mamíferos no Cerrado. Universidade de Brasília. | DF | Brazlândia |

| | | | | | |
|-------|-------------|------|---|----|------------|
| RP2 | Antropizado | 2002 | Palma A. R. T. 2002. Estrutura de comunidades de pequenos mamíferos no Cerrado. Universidade de Brasília. | DF | Brazlândia |
| PNB4 | Natural | 2002 | Palma A. R. T. 2002. Estrutura de comunidades de pequenos mamíferos no Cerrado. Universidade de Brasília. | DF | Brasília |
| PNB5 | Natural | 2002 | Palma A. R. T. 2002. Estrutura de comunidades de pequenos mamíferos no Cerrado. Universidade de Brasília. | DF | Brasília |
| RR | Antropizado | 2002 | Palma A. R. T. 2002. Estrutura de comunidades de pequenos mamíferos no Cerrado. Universidade de Brasília. | GO | Formosa |
| CIE1 | Natural | 2002 | Palma A. R. T. 2002. Estrutura de comunidades de pequenos mamíferos no Cerrado. Universidade de Brasília. | GO | Formosa |
| CIE2 | Antropizado | 2002 | Palma A. R. T. 2002. Estrutura de comunidades de pequenos mamíferos no Cerrado. Universidade de Brasília. | GO | Formosa |
| RC1 | Antropizado | 2002 | Palma A. R. T. 2002. Estrutura de comunidades de pequenos mamíferos no Cerrado. Universidade de Brasília. | DF | Paranoá |
| RC2 | Antropizado | 2002 | Palma A. R. T. 2002. Estrutura de comunidades de pequenos mamíferos no Cerrado. Universidade de Brasília. | DF | Paranoá |
| EEAE3 | Natural | 2002 | Palma A. R. T. 2002. Estrutura de comunidades de pequenos mamíferos no Cerrado. Universidade de Brasília. | DF | Planaltina |
| EEAE4 | Antropizado | 2002 | Palma A. R. T. 2002. Estrutura de comunidades de pequenos mamíferos no Cerrado. Universidade de Brasília. | DF | Planaltina |
| EEAE5 | Antropizado | 2002 | Palma A. R. T. 2002. Estrutura de comunidades de pequenos mamíferos no Cerrado. Universidade de Brasília. | DF | Planaltina |

| | | | | | |
|-------|-------------|------|---|----|------------|
| RM | Antropizado | 2002 | Palma A. R. T. 2002. Estrutura de comunidades de pequenos mamíferos no Cerrado. Universidade de Brasília. | MG | Unaí |
| RBC | Antropizado | 2014 | Cardoso R. M. 2014. Detecção molecular de espécies de Leishmania em mamíferos de unidades de conservação e entorno do Distrito Federal Brasil. Universidade de Brasília. | DF | Sobradinho |
| PNB6 | Natural | 2014 | Cardoso R. M. 2014. Detecção molecular de espécies de Leishmania em mamíferos de unidades de conservação e entorno do Distrito Federal Brasil. Universidade de Brasília. | DF | Brasília |
| JBB3 | Antropizado | 2013 | Silva A. P. 2013. Diversidade de comunidades de pequenos mamíferos de três fitofisionomias do Cerrado no Brasil central: partição de diversidade regional em componentes alfa e beta. Universidade de Brasília. | DF | Brasília |
| FAL4 | Antropizado | 2016 | Camargo A. C. L. 2016. Partição de nicho isotópico por pequenos mamíferos em formações florestais de uma savana neotropical. Universidade de Brasília. | DF | Brasília |
| EEAE1 | Natural | 1997 | Anciães M. M. M. Guimarães A. Guimarães M. L. Reis and J. S. Marinho-Filho. 1997. Diversidade e parâmetros populacionais de pequenos mamíferos do Brasil central. Pages 153–156 in L. L. Leite and C. H. Saito editors. Contribuição ao conhecimento ecológico do Cerrado. Departamento de Ecologia/UnB Brasília. | DF | Brasília |

| | | | | | |
|--------|-------------|------|---|----|----------|
| RECOR2 | Antropizado | 1984 | Fonseca G. A. B. and K. H. Redford. 1984. The mammals of IBGE's Ecological Reserve Brasília and an analysis of the role of gallery forests in increasing diversity. <i>Revista Brasileira de Biologia</i> 44:517–523. | DF | Brasília |
| FAL5 | Antropizado | 2015 | Camargo N. F. 2015. Uso dos estratos verticais por pequenos mamíferos em formações florestais do Cerrado brasileiro: padrões de diversidade relação com a disponibilidade de recursos seleção de hábitat e habilidade de locomoção arborícola das espécies. Universidade de Brasília. | DF | Brasília |
| FAL6 | Antropizado | 2015 | Camargo N. F. 2015. Uso dos estratos verticais por pequenos mamíferos em formações florestais do Cerrado brasileiro: padrões de diversidade relação com a disponibilidade de recursos seleção de hábitat e habilidade de locomoção arborícola das espécies. Universidade de Brasília. | DF | Brasília |
| CSADF | Antropizado | 2015 | Camargo N. F. 2015. Uso dos estratos verticais por pequenos mamíferos em formações florestais do Cerrado brasileiro: padrões de diversidade relação com a disponibilidade de recursos seleção de hábitat e habilidade de locomoção arborícola das espécies. Universidade de Brasília. | DF | Brasília |
| JBB4 | Antropizado | 2015 | Camargo N. F. 2015. Uso dos estratos verticais por pequenos mamíferos em formações florestais do Cerrado | DF | Brasília |

brasileiro: padrões de diversidade relação com a disponibilidade de recursos seleção de hábitat e habilidade de locomoção arborícola das espécies. Universidade de Brasília.

| | | | | | |
|--------|-------------|------|---|----|------------------------|
| RECOR1 | Antropizado | 1986 | Ernest K. A. and M. A. Mares. 1986. Ecology of <i>Nectomys squamipes</i> the neotropical water rat in central Brazil: home range habitat selection reproduction and behaviour. <i>Journal of Zoology</i> 210:599–612. | DF | Brasília |
| JBB2 | Antropizado | 1998 | Vieira E. M. and J. S. Marinho-Filho. 1998. Pre- and post-fire habitat utilization by rodents of Cerrado from central Brazil. <i>Biotropica</i> 30:491–496. | DF | Brasília |
| DR | Antropizado | 2023 | Local amostrado | DF | Núcleo Rural Rio Preto |
| BV | Antropizado | 2023 | Local amostrado | DF | Núcleo Rural Rio Preto |
| FT | Antropizado | 2023 | Local amostrado | DF | Núcleo Rural Rio Preto |

Tabela Suplementar- S2. Matriz de atributos funcionais para as espécies de pequenos mamíferos registradas nas áreas de matas de galeria. Os dados foram retirados da base de dados funcionais para mamíferos e aves elaborada por Willman et al. 2014.

| Espécie | Dieta <i>Inv</i> | Diet <i>a</i> | Dieta <i>Vect</i> | Dieta <i>Vfish</i> | Dieta <i>Vunk</i> | Dieta <i>Scav</i> | Dieta <i>Fruit</i> | Dieta <i>Nect</i> | Dieta <i>Seed</i> | Dieta <i>Plant</i> | Estrato de forrageamento | Atividade noturna | Atividade crepuscular | Atividade diurna | Massa corporal |
|---------------------------------|---------------------|------------------|----------------------|-----------------------|----------------------|----------------------|-----------------------|----------------------|----------------------|-----------------------|-----------------------------|----------------------|--------------------------|---------------------|-------------------|
| <i>Akodon cursor</i> | 80 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 20 | G | 1 | 1 | 1 | 39,85 |
| <i>Calomys expulsus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 100 | G | 1 | 1 | 0 | 39,86 |
| <i>Caluromys philander</i> | 20 | 0 | 0 | 0 | 10 | 0 | 20 | 0 | 10 | 40 | Ar | 1 | 1 | 0 | 229,25 |
| <i>Cerradomys scotti</i> | 20 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 20 | 0 | 20 | 40 | G | 1 | 1 | 1 | 50 |
| <i>Chironectes minimus</i> | 50 | 0 | 0 | 30 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 20 | G | 1 | 0 | 0 | 946 |
| <i>Didelphis albiventris</i> | 20 | 0 | 0 | 0 | 30 | 30 | 0 | 0 | 0 | 20 | S | 1 | 0 | 0 | 904 |
| <i>Gracilinanus agilis</i> | 50 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 30 | 20 | 0 | 0 | S | 1 | 1 | 0 | 22 |
| <i>Hylaeamys megalcephalus</i> | 20 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 20 | 0 | 20 | 40 | G | 1 | 1 | 1 | 57 |
| <i>Marmosa murina</i> | 40 | 10 | 10 | 0 | 10 | 0 | 30 | 0 | 0 | 0 | Ar | 1 | 0 | 0 | 26 |
| <i>Monodelphis americana</i> | 20 | 20 | 0 | 0 | 0 | 20 | 20 | 0 | 20 | 0 | G | 1 | 0 | 0 | 19,5 |
| <i>Necomys lasiurus</i> | 70 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 30 | G | 0 | 0 | 1 | 39,93 |
| <i>Nectomys rattus</i> | 30 | 0 | 20 | 20 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 30 | G | 1 | 0 | 0 | 248,8 |
| <i>Nectomys squamipes</i> | 30 | 0 | 20 | 20 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 30 | G | 1 | 0 | 0 | 190,75 |
| <i>Oecomys catherinae</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 50 | 0 | 50 | 0 | G | 1 | 0 | 0 | 67,41 |
| <i>Oecomys cleberi</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 50 | 0 | 50 | 0 | G | 1 | 0 | 0 | 73,4 |
| <i>Oecomys roberti</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 50 | 0 | 50 | 0 | G | 1 | 0 | 0 | 73,4 |
| <i>Oligoryzomys fornesi</i> | 30 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 30 | 0 | 40 | 0 | G | 1 | 0 | 0 | 23,96 |
| <i>Oligoryzomys nigripes</i> | 30 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 30 | 0 | 40 | 0 | G | 1 | 0 | 0 | 20,5 |
| <i>Oxymycterus delator</i> | 90 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 10 | G | 0 | 0 | 1 | 81,5 |
| <i>Philander opossum</i> | 30 | 30 | 20 | 0 | 10 | 0 | 10 | 0 | 0 | 0 | S | 1 | 1 | 1 | 585,5 |
| <i>Proechimys longicaudatus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 20 | 0 | 10 | 70 | G | 1 | 0 | 0 | 205 |
| <i>Proechimys roberti</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 20 | 0 | 10 | 70 | G | 1 | 0 | 0 | 284,99 |

| | | | | | | | | | | | | | | | |
|------------------------------|----|---|---|---|---|---|----|---|----|----|----|---|---|---|--------|
| <i>Pseudoryzomys simplex</i> | 20 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 20 | 0 | 20 | 40 | G | 1 | 0 | 0 | 51,25 |
| <i>Rattus rattus</i> | 30 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 20 | 0 | 40 | 10 | G | 1 | 0 | 0 | 229,13 |
| <i>Rhipidomys macrurus</i> | 20 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 20 | 0 | 30 | 30 | Ar | 1 | 0 | 0 | 79,72 |
| <i>Thalpomys lasiotis</i> | 20 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 10 | 0 | 40 | 30 | G | 1 | 0 | 0 | 24 |

Tabela Suplementar- S3. Resultados da seleção de modelos.

| | df | logLik | AICc | Δ AICc | Weight |
|--------------------------|----|--------|--------|---------------|--------|
| RIQ | | | | | |
| DIVSH+PCF+TIPO | 5 | -71.86 | 155.66 | 0.00 | 0.02 |
| DIVSH+BAC+TIPO | 7 | -68.91 | 155.69 | 0.02 | 0.02 |
| BAC | 5 | -71.92 | 155.78 | 0.12 | 0.02 |
| DIVSH+ELNF+TIPO | 5 | -71.96 | 155.85 | 0.19 | 0.02 |
| DIVSH+ELF+TIPO+BAC+TIPO | 8 | -67.38 | 155.89 | 0.23 | 0.02 |
| ESF | 3 | -74.63 | 155.98 | 0.32 | 0.02 |
| DIVSH+TIPO | 4 | -73.39 | 156.04 | 0.38 | 0.02 |
| DIVSH+ELNF+NDVI+TIPO | 6 | -70.66 | 156.13 | 0.46 | 0.02 |
| DIVSH+ELNF+PCF+TIPO | 6 | -70.68 | 156.17 | 0.51 | 0.02 |
| DIVSH+ELF+TIPO | 5 | -72.22 | 156.38 | 0.72 | 0.02 |
| DIVSH+ESF+TIPO | 5 | -72.40 | 156.74 | 1.08 | 0.01 |
| ~1 | 2 | -76.20 | 156.75 | 1.08 | 0.01 |
| ELF+BAC | 6 | -71.01 | 156.82 | 1.16 | 0.01 |
| DIVSH+BAC+PCF+TIPO | 8 | -67.91 | 156.97 | 1.30 | 0.01 |
| DIVSH+ESF | 4 | -73.94 | 157.14 | 1.47 | 0.01 |
| ELF+ESF | 4 | -74.08 | 157.40 | 1.74 | 0.01 |
| DIVSH+ELF+ELNF+TIPO | 6 | -71.32 | 157.43 | 1.77 | 0.01 |
| DIVSH+ELF+ESF+TIPO | 6 | -71.32 | 157.44 | 1.78 | 0.01 |
| ELNF | 3 | -75.36 | 157.46 | 1.79 | 0.01 |
| DIVSH+ELF+BAC+ | 7 | -69.81 | 157.49 | 1.82 | 0.01 |
| PCF | 3 | -75.39 | 157.50 | 1.84 | 0.01 |
| DIVSH+BAC | 6 | -71.38 | 157.55 | 1.89 | 0.01 |
| DISH+NDVI+BAC+TIPO | 8 | -68.20 | 157.55 | 1.89 | 0.01 |
| DIVSH+ELF+ESF | 5 | -72.85 | 157.63 | 1.96 | 0.01 |
| DIVSH+EDF+TIPO | 5 | -72.88 | 157.70 | 2.03 | 0.01 |
| COMB | | | | | |
| DIVSH+ELNF+NDVI+TIPO | 6 | 12.03 | -9.27 | 0.00 | 0.17 |
| DIVSH+ELF+ELNF+NDVI+TIPO | 7 | 13.26 | -8.66 | 0.60 | 0.12 |
| NDVI | 4 | 8.45 | -7.65 | 1.62 | 0.07 |
| ELF+NDVI | 5 | 9.32 | -6.71 | 2.56 | 0.05 |
| ~1 | 2 | 0.97 | 2.42 | 11.69 | 0.00 |
| COMJ | | | | | |
| ESF+NDVI | 4 | 18.93 | -28.60 | 0.00 | 0.11 |
| ESF+NDVI+TIPO | 5 | 20.02 | -28.11 | 0.49 | 0.09 |
| ESF+EDF+NDVI | 5 | 19.73 | -27.53 | 1.07 | 0.06 |
| ELF+ESF+NDVI+TIPO | 6 | 21.14 | -27.48 | 1.13 | 0.06 |
| ELF+ESF+NDVI | 5 | 19.50 | -27.07 | 1.54 | 0.05 |
| ESF+NDVI+PCF | 5 | 19.18 | -26.42 | 2.18 | 0.04 |
| ~1 | 2 | 0.66 | 3.04 | 31.64 | 0.00 |
| SHA | | | | | |
| DIVSH+ELNF | 4 | -1.87 | 12.98 | 0.00 | 0.12 |
| DIVSH+ELNF+TIPO | 5 | -1.28 | 14.50 | 1.52 | 0.06 |
| DIVSH+ELF+ELNF | 5 | -1.41 | 14.76 | 1.77 | 0.05 |

| | | | | | |
|-----------------|---|--------|-------|-------|------|
| DIVSH+ELNF+ESF | 5 | -1.66 | 15.27 | 2.28 | 0.04 |
| ~1 | 2 | -8.54 | 21.44 | 8.46 | 0.00 |
| SIMP | | | | | |
| DIVSH+ELNF | 4 | -0.80 | 10.84 | 0.00 | 0.15 |
| DIVSH+ELNF+TIPO | 5 | -0.34 | 12.62 | 1.78 | 0.06 |
| DIVSH+ELF+ELNF | 5 | -0.55 | 13.04 | 2.19 | 0.05 |
| ~1 | 2 | -9.15 | 22.66 | 11.82 | 0.00 |
| FRIC | | | | | |
| BAC | 5 | -11.02 | 33.98 | 0.00 | 0.06 |
| ELF+BAC | 6 | -9.98 | 34.75 | 0.77 | 0.04 |
| EDF+BAC | 6 | -10.48 | 35.77 | 1.79 | 0.03 |
| TIPO | 6 | -10.62 | 36.04 | 2.06 | 0.02 |
| ~1 | 2 | -16.58 | 37.51 | 3.53 | 0.01 |

Figura Suplementar- F1. Dendograma elaborado a partir da matriz de dissimilaridade de Jaccard (incidência de espécies).

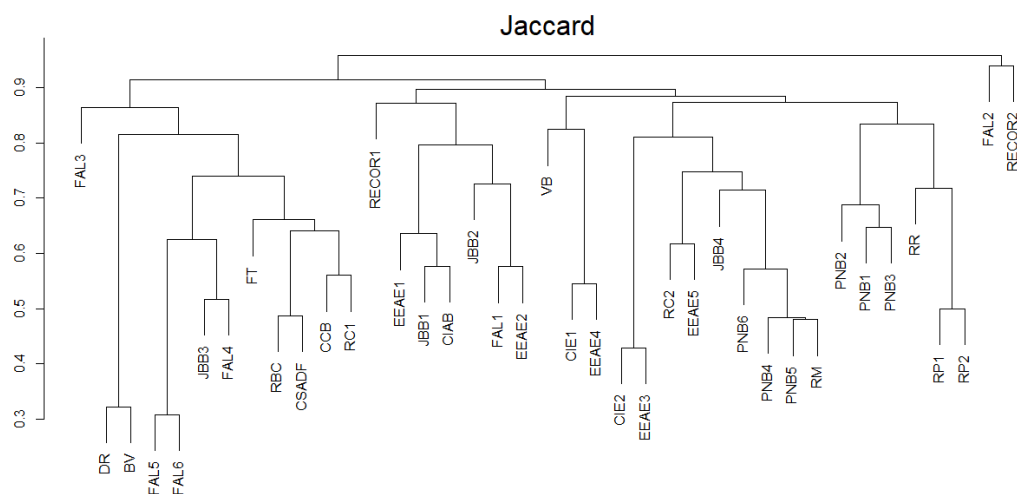


Figura Suplementar- F2. Dendograma elaborado a partir da matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis (abundância de espécies).

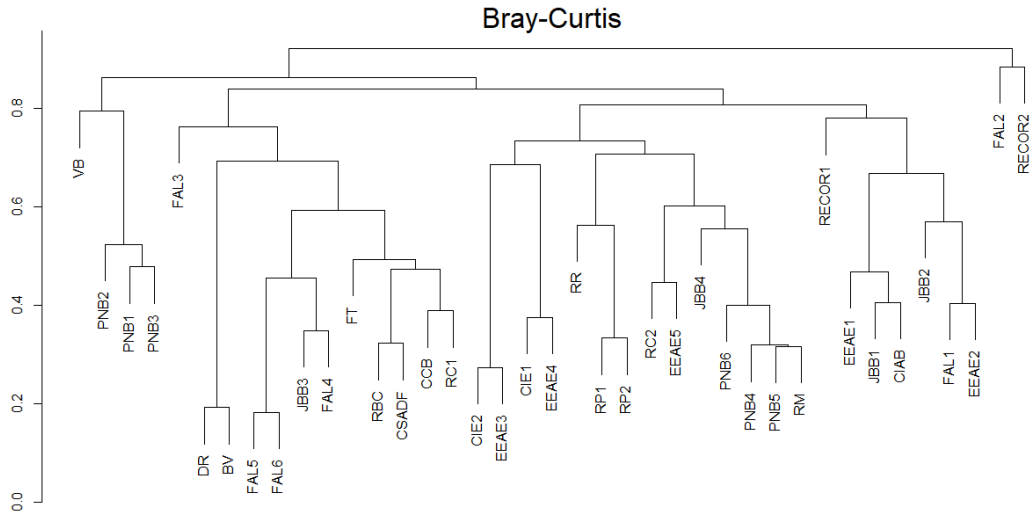
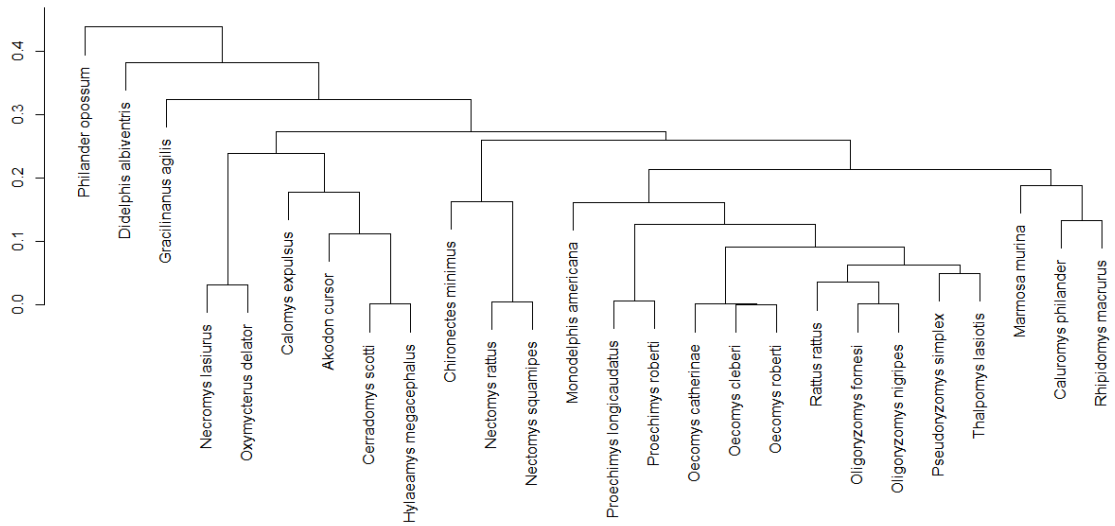


Figura Suplementar- F3. Dendograma elaborado a partir da matriz de dados funcionais.



APÊNDICE II- MATERIAL SUPLEMENTAR

1 Valoração do controle de biológico direto

A valoração do controle das pragas *Euschistus heros* e *Dichelops melacanthus* exercido pela comunidade de pequenos mamíferos através do consumo direto ($Dserv_{sp}$) dos insetos foi avaliado através da fórmula proposta por Camargo et al 2022:

$$(1) Dserv_{sp} = Custo_{percv} \times Dens_{sp} \times Cons_{percv} \times Tempo$$

$Custo_{percv}$ = US\$0,0008 (valor estabelecido por Camargo et al 2022). Se refere ao valor gasto pelos fazendeiros no controle do *E. heros* por meio da aplicação dos inseticidas, considerando o custo da aplicação mecânica e o valor do agrotóxico utilizado. $Custo_{percv}$ é dado pela razão entre o valor gasto na utilização do agrotóxico e a densidade mínima da população de percevejos por ha em que é recomendado a aplicação de inseticidas (50.000 percevejos por hectare)

$Dens_{sp}$ = densidade populacional de cada espécie de pequenos mamíferos (indivíduos/ ha), os valores da densidade variam para cada espécie de pequenos mamíferos e podem ser acessados através da Tabela 2 do Capítulo II. Para obter os valores, calculamos a área efetiva para cada espécie, considerando uma faixa de contorno de 25,2 m a partir de uma área circular hipotética de 0,2 ha (Krebs et al., 2011; Ribeiro, 2011; Sano & Vieira, 2017). Esta faixa representa a área efetivamente utilizada pelos animais que ocupam o gradeado amostrado. A densidade, foi então calculada dividindo o número de indivíduos capturados de cada uma das espécies (abundância mínima conhecida) pela área efetiva do gradeado

$Cons_{percv}$ = 22,85, número médio de *E. heros* potencialmente consumido em uma noite por cada espécie de pequenos mamíferos em ambientes naturais. Para $Cons_{percv}$, também utilizamos o valor estabelecido por Camargo et al., 2022 para a espécie *Gracilinanus agilis*. Assim, consideramos que todas as outras espécies estudadas consomem o mesmo valor de percevejos em uma noite (22,85).

$Tempo$ = 90 dias de julho a setembro, representa o período anual em que ocorre a proteção sanitária das lavouras de soja.

1.1 Exemplo do cálculo feito para a espécie *Gracilinanus agilis* para a mata Dois Riachos (ver Figura 1, Capítulo II):

$$Dserv_{sp} = Custo_{percv} \times Dens_{sp} \times Cons_{percv} \times Tempo$$

$$Dserv_{sp} = 0,0008 \times 23,77 \times 22,85 \times 90$$

$$Dserv_{sp} = 39,10$$

2 Valoração do controle de biológico indireto

A valoração do controle das pragas *Euschistus heros* e *Dichelops melacanthus* exercido pela comunidade de pequenos mamíferos através do consumo indireto ($Rser_{sp}$) dos insetos foi avaliado através da fórmula proposta por Camargo et al., 2022 e se refere ao valor monetário prestado indiretamente pelas espécies de pequenos mamíferos devido o consumo de fêmeas de *E. heros* potencialmente reprodutivas ($Rser_{sp}$). A predação das fêmeas leva a uma diminuição da densidade populacional do percevejo na safra seguinte.

$$(2) Rser_{sp} = Custo_{percv} \times Cons_{femsp} \times N_{rep} \times N_{ovo} \times Sbrv_{ovo} \times Dens_{sp} \times Tempo$$

$Custo_{percv}$ = US\$0,0008 (valor estabelecido por Camargo et al 2022). Se refere ao valor gasto pelos fazendeiros no controle do *E. heros* por meio da aplicação dos inseticidas, considerando o custo da aplicação mecânica e o valor do agrotóxico utilizado. $Custo_{percv}$ é dado pela razão entre o valor gasto na utilização do agrotóxico e a densidade mínima da população de percevejos por ha em que é recomendado a aplicação de inseticidas (50.000 percevejos por hectare)

$Cons_{femsp}$ = 11,43; se refere ao número de fêmeas do percevejo consumidas por noite por cada espécie de pequenos mamíferos. O cálculo foi realizado dividindo $Cons_{percv}$ por 2 por considerar a razão sexual 1:1 de *E. heros*. Para mais informações acessar o material suplementar de Camargo et al., 2022.

N_{rep} = 0,86; representa a proporção média de fêmeas de *E. heros* capazes de produzir ovos. Para mais informações acessar o material suplementar de Camargo et al., 2022.

N_{ovo} = 204,03; representa o número médio de ovos postos por cada fêmea de *E. heros*. Para mais informações acessar o material suplementar de Camargo et al., 2022.

$Sbrv_{ovo} = 45,90\%$ (0,459); representa a taxa média de sobrevivência de *E. heros* ao parasitismo de ovos na soja.

$Dens_{sp}$ = densidade populacional de cada espécie de pequenos mamíferos (indivíduos/ ha), os valores da densidade variam para cada espécie de pequenos mamíferos e podem ser acessados através da Tabela 2 do Capítulo II. Para obter os valores, calculamos a área efetiva para cada espécie, considerando uma faixa de contorno de 25,2 m a partir de uma área circular hipotética de 0,2 ha (Krebs et al., 2011; Ribeiro, 2011; Sano & Vieira, 2017). Esta faixa representa a área efetivamente utilizada pelos animais que ocupam o gradeado amostrado. A densidade, foi então calculada dividindo o número de indivíduos capturados de cada uma das espécies (abundância mínima conhecida) pela área efetiva do gradeado

$Tempo = 90$ dias de julho a setembro, representa o período anual em que ocorre a proteção sanitária das lavouras de soja.

2.1 Exemplo do cálculo feito para a espécie *Gracilinanus agilis* para a mata Dois Riachos (ver Figura 1, Capítulo II):

$$Rser_{sp} = Custo_{percv} \times Cons_{femsp} \times N_{rep} \times N_{ovo} \times Sbrv_{ovo} \times Dens_{sp} \times Tempo$$

$$Rser_{sp} = 0,0008 \times 11,42 \times 0,86 \times 204,03 \times 0,459 \times 23,77 \times 90$$

$$Dserv_{sp} = 1.577,68$$