

Universidade Federal De Uberlândia
Programa De Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Biodiversidade

**EFEITO DA QUALIDADE DO HABITAT SOBRE A ESTRUTURA DA
COMUNIDADE DE PEQUENOS MAMÍFEROS NÃO-VOADORES NO
TRIÂNGULO MINEIRO – MG, BRASIL**

LÍVIA MARIA GOMES ARAÚJO

Uberlândia, MG
Novembro de 2022

LÍVIA MARIA GOMES ARAÚJO

**EFEITO DA QUALIDADE DO HABITAT SOBRE A ESTRUTURA DA
COMUNIDADE DE PEQUENOS MAMÍFEROS NÃO-VOADORES NO
TRIÂNGULO MINEIRO – MG, BRASIL**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Uberlândia, como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Ecologia, Conservação e Biodiversidade.

Orientadora Profa. Dra. Natália Oliveira Leiner

**Uberlândia, MG
Novembro de 2022**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema de Bibliotecas da UFU, MG, Brasil.

A663e Araújo, Lívia Maria Gomes, 1997-
2022 Efeito da qualidade do habitat sobre a estrutura da comunidade de
pequenos mamíferos não-voadores no Triângulo Mineiro – MG, Brasil
[recurso eletrônico] / Lívia Maria Gomes Araújo. - 2022.

Orientadora: Natália Oliveira Leiner.
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Uberlândia.
Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e
Biodiversidade.

Modo de acesso: Internet.
Disponível em: <http://doi.org/10.14393/ufu.di.2023.7005>
Inclui bibliografia.
Inclui ilustrações.

I. Ecologia. I. Leiner, Natália Oliveira, 1979-, (Orient.). II.
Universidade Federal de Uberlândia. Programa de Pós-Graduação em
Ecologia, Conservação e Biodiversidade. III. Título.

CDU: 574

André Carlos Francisco
Bibliotecário - CRB-6/3408



UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
 Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e
 Biodiversidade

Av. Pará, 1720, Bloco 2D, Sala 26 - Bairro Umarama, Uberlândia-MG, CEP 38405-320
 Telefone: (34) 3225-8641 - www.ppgeco.ib.ufu.br - ecologia@umarama.ufu.br



ATA DE DEFESA - PÓS-GRADUAÇÃO

Programa de Pós-Graduação em:	Ecologia, Conservação e Biodiversidade				
Defesa de:	Dissertação de Mestrado Acadêmico, número 324, PPGEGB				
Data:	vinte e dois de novembro de dois mil e vinte e dois	Hora de início:	11:00	Hora de encerramento:	13:30
Matrícula do Discente:	12012ECR011				
Nome do Discente:	Livia Maria Gomes Araújo				
Título do Trabalho:	A Estrutura da Comunidade de Pequenos Mamíferos não-voadores no Triângulo Mineiro				
Área de concentração:	Ecologia				
Linha de pesquisa:	Ecologia animal				
Projeto de Pesquisa de vinculação:	Ecologia de pequenos mamíferos no Brasil Central: Intensidade de parasitas e outros aspectos ambientais e seus efeitos sobre atributos da história de vida.				

Reuniu-se por videoconferência a Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Biodiversidade assim composta pelos doutores: Ana Elizabeth Iannini Custodio - INBIO/UFU; Claire Pauline Röpke Ferrando e Natalia Oliveira Leiner - INBIO/UFU, orientador(a) do(a) candidato(a).

Iniciando os trabalhos o(a) presidente da mesa, Dr(a). Natalia Oliveira Leiner, apresentou a Comissão Examinadora e o(a) candidato(a), agradeceu a presença do público e concedeu ao(à) Discente a palavra para a exposição do seu trabalho. A duração da apresentação do(a) Discente e o tempo de arguição e resposta foram conforme as normas do Programa.

A seguir o(a) senhor(a) presidente concedeu a palavra, pela ordem sucessivamente, aos(às) examinadores(as), que passaram a arguir o(a) candidato(a). Ultimada a arguição, que se desenvolveu dentro dos termos regimentais, a Banca, em sessão secreta, atribuiu o resultado final, considerando o(a) candidato(a):

Aprovado.

Esta defesa faz parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre.

O competente diploma será expedido após cumprimento dos demais requisitos, conforme as normas do Programa, a legislação pertinente e a regulamentação interna da UFU.

Nada mais havendo a tratar foram encerrados os trabalhos. Foi lavrada a presente ata que após lida e achada conforme foi assinada pela Banca Examinadora.



Documento assinado eletronicamente por **Natalia Oliveira Leiner, Professor(a) do Magistério Superior**, em 22/11/2022, às 13:19, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Ana Elizabeth Iannini Custodio, Professor(a) do Magistério Superior**, em 22/11/2022, às 13:22, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Claire Pauline Röpke Ferrando, Usuário Externo**, em 23/11/2022, às 21:06, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://www.sei.ufu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_origem_acesso_externo=0, informando o código verificador **4043938** e o código CRC **8EDBD912**.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a mim, por não ter desistido apesar de todos os obstáculos enfrentados pelo caminho.

A todos que me apoiaram e incentivaram mesmo antes de ingressar no programa, principalmente a minha mãe Hilma.

Aos membros do Laboratório de Ecologia de Mamíferos (LEMA - UFU), que auxiliaram na coleta de dados.

À minha orientadora, professora Dra. Natália Oliveira Leiner.

Ao Dr. Alexandre Reis Percequillo, pela identificação dos indivíduos coletados.

Ao Instituto de Biologia (INBIO-UFU) e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Biodiversidade pelo suporte logístico na coleta de dados desta pesquisa.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de mestrado, que me possibilitou a realização desse trabalho e a conclusão do mestrado.

ÍNDICE

Resumo.....	iii
Abstract.....	iv
Introdução.....	5
Material e métodos.....	8
Áreas de estudo.....	8
Captura dos indivíduos.....	10
Determinação do peso, sexo, idade e atividade reprodutiva.....	11
Qualidade do habitat.....	11
Análise de dados.....	12
Resultados.....	13
Comparação de riqueza e diversidade de espécies entre os fragmentos de mata nativa.....	15
Comparação entre os fragmentos de mata nativa x áreas manejadas (cultivo agrícola).....	19
Discussão.....	21
Referências.....	25
Apêndices.....	34
Apêndice A.....	34
Apêndice B.....	35

RESUMO

Araujo, L. M. G. 2022. Efeito da qualidade do habitat sobre a estrutura da comunidade de pequenos mamíferos não-voadores no Triângulo Mineiro – MG, Brasil. Dissertação de mestrado em Ecologia, Conservação e Biodiversidade. Universidade Federal de Uberlândia. Uberlândia-MG, Brasil. 35 p.

O empobrecimento biótico está ocorrendo em escala global, principalmente por consequência das atividades antrópicas, que levam à perda, fragmentação e degradação de habitats e são consideradas importantes ameaças à biodiversidade, além disso, seus efeitos diferem entre as espécies. A homogeneização biótica é um processo ecológico incidente tanto entre quanto dentro das comunidades biológicas, no qual as mesmas tendem a se tornar mais semelhantes a nível taxonômico, funcional ou genético. Em virtude do grande número de pequenos remanescentes variando em estrutura da vegetação, o Cerrado se torna o modelo de paisagem adequado para testar as hipóteses associadas ao efeito da qualidade do habitat sobre as comunidades de pequenos mamíferos não-voadores. Dentro desse contexto, investigamos a ocorrência do processo de homogeneização biótica em virtude de alterações na qualidade do habitat em fragmentos do bioma Cerrado. No presente estudo foram testadas as seguintes hipóteses: (i) tamanho da área e a qualidade do habitat influenciam a estrutura das comunidades de pequenos mamíferos, de maneira que fragmentos menores ou com menor qualidade devem apresentar menor riqueza e diversidade (alfa e funcional) de espécies; (ii) as mudanças no uso da terra alteram a estrutura da comunidade de pequenos mamíferos, de maneira que habitats manejados devem apresentar menor riqueza e diversidade (alfa e beta) do que fragmentos de vegetação nativa; e (iii) as mudanças no uso da terra causam homogeneização funcional da comunidade de pequenos mamíferos. Foram amostrados cinco fragmentos de vegetação nativa, com mata semidecídua e quatro áreas de cultivo agrícola, todas localizadas na região do Triângulo Mineiro, MG utilizando armadilhas do tipo Sherman. Ao todo, o esforço amostral de capturas foi de 10800 armadilhas-noite, resultando em 539 capturas, de 282 indivíduos, pertencentes a doze espécies: dois marsupiais (*Gracilinanus agilis* e *Didelphis albiventris*) e dez roedores (*Akodon montensis*, *Oligoryzomys spp.*, *Rattus rattus*, *Rhipidomys macrurus*, *Oecomys cleberi*, *Hylaeamys megacephalus*, *Calomys spp.* e outras três morfoespécies de roedores. As hipóteses propostas foram parcialmente suportadas. Era esperado que houvesse influência do tamanho e da qualidade do habitat sobre a riqueza e diversidade local e/ou funcional, o que não foi comprovado. Contudo, há um processo de homogeneização taxonômica e funcional nas áreas de cultivo agrícola e as áreas manejadas apresentaram perda de espécies e fauna restrita a espécies que tendem a proliferar em ambientes perturbados. Dessa forma, ressaltamos a importância de compreender melhor a influência das atividades humanas no processo de degradação da biodiversidade para a sua conservação.

Palavras-chave: Qualidade do habitat, homogeneização biótica, homogeneização funcional; homogeneização taxonômica, pequenos mamíferos.

ABSTRACT

Araujo, L. M. G. 2022. Effect of habitat quality on the community structure of small non-flying mammals in the Triangulo Mineiro - MG, Brazil. Master's thesis in Ecology, Conservation and Biodiversity. Federal University of Uberlândia. Uberlândia-MG, Brazil. 35 p.

Biotic depletion is occurring on a global scale, mainly as a consequence of anthropic activities, which lead to habitat loss, fragmentation, and degradation and are considered major threats to biodiversity, additionally, their effects differ between species. Biotic homogenization is an ecological process occurring both between and within biological communities, in which they tend to become more similar at the taxonomic, functional, or genetic level. Due to the large number of small remnants of vegetation varying in structure, the Cerrado becomes the appropriate landscape model to test hypotheses associated with the effect of habitat quality on small non-flying mammal communities. In this context, I investigated the occurrence of the process of biotic homogenization due to changes in habitat quality in fragments of the Cerrado biome. In the present study the following hypotheses were tested: (i) patch size and habitat quality influence community structure, in a sense that smaller patches or patches with lower quality should have lower species richness and diversity (alpha and functional); (ii) changes in land use would alter the structure of the small mammal communities, thus, managed habitats should have lower richness and diversity (alpha and beta) than fragments of native vegetation; and (iii) changes in land use cause functional homogenization of the small mammal communities. We sampled five fragments of native vegetation, with semi-deciduous forest and four areas of agricultural cultivation, all located in the Triangulo Mineiro region, Minas Gerais state using Sherman-type traps. In sum, the sampling effort was 10800 trap nights, resulting in 539 captures of 282 individuals, which belonged to 12 species: 2 marsupials (*Gracilinanus agilis* and *Didelphis albiventris*) and 10 rodents (*Akodon montensis*, *Oligoryzomys* spp, *Rattus rattus*, *Rhipidomys macrurus*, *Oecomys cleberi*, *Hylaeamys megacephalus*, *Calomys* spp. and 3 other rodent morphospecies. The proposed hypotheses were partially supported. It was expected that there would be an influence of habitat size and quality on local or functional richness and diversity, which was not proven. However, there is a process of taxonomic and functional homogenization in the agricultural cultivated areas, and the managed areas showed a loss of species and fauna restricted to species that tend to proliferate in disturbed environments. Thus, we emphasize the importance of better understanding the influence of human activities in the process of biodiversity degradation for its conservation.

Keywords: habitat quality, biotic homogenization, functional homogenization; taxonomic homogenization, small mammals.

INTRODUÇÃO

Atualmente, perda, fragmentação e degradação de habitats são consideradas importantes ameaças à biodiversidade (MORTELLITI *et al.*, 2010), contribuindo para o aumento da taxa de extinção de espécies (NEWBOLD *et al.*, 2015) e perda de serviços ecossistêmicos (MITCHELL *et al.*, 2015). A degradação implica em uma perda da qualidade do habitat para as espécies, e pode ocorrer independentemente da perda e fragmentação de habitats, ou pode ser maximizada em função destes (TABARELLI; GASCON, 2005; ARROYO-RODRIGUEZ; MANDUJANO, 2006). Diversos estudos demonstram o efeito da degradação e conseqüente redução na qualidade do habitat sobre o sucesso reprodutivo dos indivíduos e a dinâmica das populações (FELTON *et al.*, 2003; HAZELL *et al.*, 2004; MORTELLITI *et al.*, 2010), que pode, em casos extremos, levar à extinção local de espécies nesse habitat. Porém, apenas recentemente tem sido discutido o efeito da degradação de habitat sobre as comunidades animais (HODGSON *et al.*, 2009 a,b).

Por outro lado, o papel da perda e fragmentação de habitats sobre alterações da diversidade e composição de espécies em comunidades animais são amplamente conhecidos (SAUNDERS *et al.*, 1991; FAHRIG *et al.*, 2019), inclusive o fato de que o efeito de tais processos variam entre espécies (SAUNDERS *et al.*, 1991; FISCHER; LINDENMAYER, 2007; DELCIELLOS *et al.*, 2018). Nesse contexto, McKinney e Lockwood (1999) cunharam o termo homogeneização biótica para explicar a substituição de espécies raras e endêmicas por espécies comuns em ambientes fragmentados ou degradados. Posteriormente, esta terminologia começou a ser descrita de forma mais ampla, como resultado de um processo ecológico incidente tanto entre quanto dentro das comunidades biológicas, no qual as mesmas tendem a se tornar mais semelhantes a nível taxonômico, funcional ou genético (OLDEN *et al.*, 2004). De modo geral, em extinções em massa anteriores, os distúrbios climáticos e geológicos globais originaram biotas com pouca diversidade dominadas por um pequeno número de espécies difundidas e adaptadas (ERWIN, 1998). Atualmente, tal empobrecimento biótico está ocorrendo em escala mundial por influência das modificações ambientais e transporte de espécies exóticas (BROWN *et al.*, 1995; VITOUSEK, 1996;

WILLIAMSON; GRIFFITHS, 1996), levando à perda local de espécies endêmicas intolerantes às atividades antrópicas e à disseminação de espécies não nativas (VITOUSEK, 1996; WILLIAMSON; GRIFFITHS, 1996; LOCKWOOD, 1999).

Assim, quando há perda da diversidade de espécies local (α) ou regional (γ) e, como consequência, um declínio na diferença da composição de espécies entre duas ou mais comunidades (diversidade β), o fenômeno observado é a homogeneização taxonômica (OLDEN; ROONEY, 2006). Já a homogeneização funcional está relacionada com as características intrínsecas dos organismos, como nível trófico e capacidade de dispersão (SOININEN, 2010; DOUDA *et al.* 2013). Geralmente ocorre quando espécies especialistas são substituídas por espécies generalistas, o que ocasiona um aumento da similaridade de nichos ecológicos em uma comunidade (OLDEN, 2006). A homogeneização genética, por sua vez, é caracterizada pela perda de alelos em uma população, seja por hibridização intraespecífica ou interespecífica, na qual os indivíduos se tornam genotipicamente mais semelhantes (OLDEN, 2006; VITULE; POZENATO, 2012). Estudos recentes têm investigado o papel da degradação ou da qualidade dos habitats sobre a diversidade e composição de espécies em comunidades animais (DELICIELLOS *et al.*, 2015; HANNIBAL *et al.*, 2018). Para tal, diferentes definições e medidas de qualidade do habitat são utilizadas. Van Horne (1983) definiu a qualidade do habitat como a aptidão individual média por unidade de área, quantificando-a em função da densidade, produção da prole e sobrevivência dos indivíduos da espécie em questão. Já Hall *et al.* (1997) propuseram que a qualidade do habitat é a capacidade do ambiente de fornecer condições adequadas à persistência tanto individual, quanto da população.

Dessa maneira, variáveis associadas à estrutura da vegetação, como densidade da estrutura do habitat (MORTELLITI *et al.*, 2010), cobertura do dossel, altura da vegetação, disponibilidade de recursos alimentares (FELTON *et al.*, 2003) e variáveis associadas à abundância e aptidão das espécies (HAZELL *et al.*, 2004) são comumente usadas para indicar a qualidade do habitat. Em paisagens fragmentadas, a qualidade do ambiente é um relevante componente temporal e espacial (MORTELLITI *et al.*, 2010) e, como sugerido por Williams (1964), uma área maior suporta mais espécies por conter uma maior diversidade de tipos de habitat. Atualmente, o índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI) tem sido amplamente utilizado para descrever a estrutura da

vegetação e qualidade do ambiente, uma vez que está diretamente relacionado com a produtividade primária (PETTORELLI *et al.*, 2005). O NDVI permite avaliar variações temporais e espaciais na distribuição e qualidade da vegetação (HAMEL *et al.*, 2009) e já foi usado como um *proxy* da disponibilidade de alimentos (LASSAU; HOCHULI, 2007) e cobertura vegetal para pequenos mamíferos (PUIDA; PAGLIA, 2015; CHIDODO *et al.*, 2019).

Os pequenos mamíferos não-voadores são comumente usados em estudos sobre consequências de distúrbios ambientais sobre comunidades e populações (VIEIRA *et al.*, 2003), por apresentarem grande diversidade de espécies e hábitos, vida útil curta, maior facilidade de captura, e geralmente baixa capacidade de dispersão entre os fragmentos (FORERO-MEDINA; VIEIRA, 2009). Estudos recentes mostraram que a composição de espécies desses animais em fragmentos florestais é determinada essencialmente pela qualidade do habitat (DELCIELLOS *et al.*, 2015), tamanho do fragmento (e.g., PARDINI *et al.*, 2005) e também pelo tipo de uso da terra na matriz circundante (e.g., VIEIRA *et al.*, 2009). Além disso, os estudos também sugerem que as espécies desse grupo diferem com relação à tolerância às alterações na qualidade do habitat (SWIHART *et al.*, 2003; PARDINI *et al.*, 2009), sugerindo um caminho para o empobrecimento biótico decorrente da homogeneização taxonômica.

Dentro desse contexto, o objetivo desse estudo é investigar a ocorrência do processo de homogeneização biótica em virtude da simplificação do habitat no bioma Cerrado. Estimativas atuais apontam que cerca de 55% da cobertura vegetal original do Cerrado foi perdida por atividades antrópicas (KLINK; MACHADO, 2005), como o aumento da agricultura e crescente fragmentação e redução de habitats nativos. Esse bioma ocupa 23% da extensão do território brasileiro (SILVA *et al.*, 2006) e é categorizado entre os 25 *hotspots* terrestres mais importantes do mundo (MYERS *et al.*, 2000). Devido ao grande número de pequenos remanescentes variando em estrutura da vegetação e a grande transformação de ambientes nativos em áreas agrícolas, o Cerrado se torna o modelo de paisagem adequado para testar as hipóteses associadas ao efeito da qualidade do habitat e mudanças no uso da terra sobre as comunidades de pequenos mamíferos não-voadores. Para tal, as hipóteses listadas abaixo serão testadas.

Hipóteses

1. O tamanho do fragmento e a qualidade do habitat influenciam a estrutura das comunidades, de maneira que fragmentos menores ou com menor qualidade devem apresentar menor riqueza e diversidade (alfa e funcional) de espécies.
2. As mudanças no uso da terra alteram a estrutura da comunidade de pequenos mamíferos, de maneira que habitats manejados devem apresentar menor riqueza e diversidade (alfa e beta) do que fragmentos de vegetação nativa.
3. A simplificação do habitat causa homogeneização funcional da comunidade de pequenos mamíferos.

MATERIAL E MÉTODOS

Áreas de estudo

O presente estudo foi realizado em cinco fragmentos de vegetação nativa na região do Triângulo Mineiro, MG sendo elas: Reserva Particular do Patrimônio Natural Estação Ecológica do Panga (EEP), Fazenda Água Fria (AGU), Fazenda Experimental do Glória (GLO), Fazenda São José (SJO) e Estação de Pesquisa e desenvolvimento ambiental Galheiro (GAL) (apêndice B). Todas estas áreas se encontram no bioma Cerrado, onde o clima é do tipo Aw, que varia sazonalmente entre estações secas e chuvosas de acordo com a classificação de Köppen-Geiger, apresentando 22°C como temperatura média anual e pluviosidade média próxima de 1.500mm (ROSA *et al.*, 1991; KOTTEK *et al.*, 2006).

A Estação Ecológica do Panga (19°09'11"S, 48°23'24"W) é pertencente à Universidade Federal de Uberlândia-UFU e encontra-se a 30 km do centro urbano de Uberlândia-MG. A reserva possui 409,5 ha e é constituída por distintas fitofisionomias do Cerrado, tais como: florestas (cerradão, mata semidecídua e matas de galeria), savanas (cerrado *sensu stricto*, campo cerrado e campo sujo) e vegetações campestres (campos úmidos e veredas) (MORENO; SCHIAVINI, 2001; CARDOSO *et al.*, 2009). Apesar do grande tamanho desse fragmento, a extensão da área de floresta semidecídua se restringe a aproximadamente 30 ha (GONÇALVES *et al.* 2021). A fazenda Água Fria (18°29'31"S, 48°21'24"W) está localizada no distrito de Piracaíba na região de Araguari MG, e compreende uma área de reserva legal de 200 ha, composta pelas formações florestais: mata de galeria, floresta estacional decidual e floresta estacional semidecidual (VALE *et*

al., 2009). A Fazenda São José (18°51'52.0"S 48°13'14.0"W) é uma propriedade particular que se encontra a 10 km do centro de Uberlândia, MG. Possui um fragmento de vegetação nativa composto por floresta estacional semidecidual e floresta de galeria e seu entorno é constituído por pastagens e plantações de eucalipto (LOPES, 2010). A Fazenda Experimental do Glória (18°56'58"S, 48°11'13"W), que também pertence à UFU, é localizada no limite da zona urbana e possui a maior parte de sua área utilizada para atividades agropastoris. Sua reserva legal tem área de 30 ha, contendo florestas naturais (LOPES, 2010). A Estação Ambiental Galheiro (47°08'31"W, 19°14'06"S) localiza-se no município de Perdizes - MG, possui 2.847 ha, e é banhada pelo reservatório da Usina Hidrelétrica de Nova Ponte, apresenta formações vegetacionais florestais (mata mesófila semidecídua, mata de galeria e cerradão) e savânicas (cerrado denso, cerrado típico, cerrado ralo e cerrado rupestre (LEME ENGENHARIA LTDA, 1995; SÁBATO et al, 2006).

Além disso, também foram incluídas quatro áreas de cultivo agrícola, todas localizadas no município de Uberlândia-MG, dentro das fazendas: Sucupira (Su) (particular), e as Fazendas da UFU: Fazenda Capim Branco (Cb), Fazenda Experimental do Glória (Gl) e Fazenda Estação Experimental Água Limpa (Al). Todas apresentam cultivo de sorgo e soja, além de outras culturas como milho na Fazenda Experimental Capim Branco e árvores frutíferas na Fazenda Experimental Água Limpa, sendo que o cultivo das culturas é rotativo, de maneira que durante a estação chuvosa a cultura predominante é a soja, enquanto na estação seca, a área de cultivo de soja é substituída por sorgo. A Estação Experimental Capim Branco (18°53'19"S, 48°20'57"W) possui cerca de 367 hectares, dos quais 135,66 hectares são utilizados para criação de animais de produção e 71,66 ha para o cultivo de milho, sorgo e soja, e suas áreas de vegetação nativa são atravessadas pelo rio Uberabinha (SIQUEIRA, 2017). A Fazenda Sucupira (18°59'16.8"S, 48°08'47.3"W), encontra-se na região Leste do município de Uberlândia, próxima à Estação de Tratamento de Água de Sucupira – DMAE, possuindo ao todo 2450 hectares, dos quais 2100 são utilizados para agricultura. A Fazenda Experimental Água Limpa (19°05'48"S, 48°21'05"W) se encontra na Rodovia BR-455 (Uberlândia–Campo Florido), no km 18, possuindo 151,72 ha de área com utilização para fins agrícolas (NETO, 2008).

Captura dos indivíduos

A captura de pequenos mamíferos não voadores foi autorizada pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), através da Licença permanente para coleta de material zoológico nº 22629-1 de 28/09/2010. A manipulação e captura dos indivíduos foram realizadas de acordo com os princípios éticos do Conselho Nacional de Controle de Experimentação Animal (CONCEA/Brasil). A utilização de animais para fins de pesquisa científica foi autorizada pela Comissão de Ética na Utilização de Animais (CEUA) da Universidade Federal de Uberlândia.

Foram realizadas entre os anos de 2018 e 2021 quatro campanhas de captura em cada fragmento de vegetação nativa, sendo duas na estação chuvosa e duas na estação seca, com duração de cinco noites consecutivas, totalizando um esforço fixo de amostragem de 1600 armadilhas noite por local, com exceção da Estação de Pesquisa e desenvolvimento ambiental Galheiro onde o esforço amostral foi reduzido em função da pandemia (1200 armadilhas-noite). Já nas áreas de cultivo agrícola, foram realizadas apenas duas campanhas de captura, uma na estação seca e outra na chuvosa, totalizando um esforço amostral de 800 armadilhas-noite. Essa diferença no esforço entre as áreas manejadas e naturais ocorreu em virtude da pandemia. O mesmo esquema de captura foi estabelecido em todas as áreas de estudo: uma grade com cinco transectos contendo oito pontos em cada um, com 20 m de distância entre eles, totalizando 40 pontos para alocação de armadilhas em cada área. Em cada ponto de coleta nos fragmentos, foram dispostas duas armadilhas do tipo *Sherman*, uma no solo (grande - 43×12,5×14,5 cm ou média - 31×8×9 cm) e uma em uma árvore (pequena - 25×8×9cm). Já nas monoculturas, foram dispostas uma armadilha pequena e uma grande ou média no solo em cada ponto. As armadilhas grande e média foram intercaladas. A isca utilizada para atrair os indivíduos teve como composição: banana, aveia e doce de amendoim, sendo repostada diariamente (TEIXEIRA *et al.*, 2014).

Em função da rotatividade na plantação dos cultivos agrícolas, a coleta da estação chuvosa foi realizada na plantação de soja, enquanto a coleta da estação seca foi realizada na mesma grade de capturas (mantendo a localização geográfica), porém em um cultivo de sorgo. Optamos por seguir a rotatividade das culturas ao invés de alterar o local das coletas, uma vez que a estrutura da vegetação em ambas as culturas é semelhante, ao passo

que uma mudança espacial nos pontos de coleta entre as estações poderia ter um efeito maior sobre a estrutura das comunidades encontradas.

Determinação do peso, sexo, idade e atividade reprodutiva

Os animais capturados tiveram seus dados coletados (peso, medidas morfométricas, sexo, condição reprodutiva, idade), foram identificados quanto à espécie conforme Bonvicino *et al.* (2008), receberam brincos numerados e foram soltos após o procedimento. Suas massas corporais foram determinadas com auxílio de dinamômetros (Pesola, BR), sendo as medidas biométricas (comprimento cabeça-corpo, da cauda e tibia) mensuradas com paquímetro, o sexo e o local de captura registrados. A atividade reprodutiva das fêmeas foi verificada pela apalpação para checagem de sinais de gravidez (abdome volumoso), tetas inchadas (lactantes), vagina aberta ou fechada e presença de filhotes no marsúpio (no caso de *Didelphis albiventris*). Quanto aos machos, foi registrada a posição do escroto (descido ou abdominal), bem como sua largura e comprimento. A idade dos marsupiais foi estipulada com base no padrão de erupções dos molares superiores (MACEDO *et al.*, 2006), sendo os indivíduos categorizados em: “lactantes” ou “com filhotes no marsúpio”, “jovens imaturos sexualmente”, “sub adultos sexualmente ativos” e “adultos”.

Qualidade do habitat

Para avaliar e comparar a qualidade do habitat entre os cinco fragmentos de floresta semidecídua, utilizamos o índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI). Esse índice representa a diferença entre a energia absorvida e refletida pela vegetação, funcionando como um indicador da atividade fotossintética e um *proxy* da qualidade do habitat, já que está correlacionado com disponibilidade de alimento e estrutura da vegetação (PETTORELLI *et al.*, 2005). Para obter os valores de NDVI, imagens de sensoriamento remoto do satélite MODIS/Terra (MOD13Q1) foram obtidas por meio do site *Earth Explorer* (<https://earthexplorer.usgs.gov>) e processadas nos programas QGIS (versão 3.10.14) e ArcGIS (versão 10.5). O NDVI foi extraído para cada um dos sítios, com margem de 50 m em torno da grade de capturas, em cada um dos

meses dos anos de 2018, 2019 e 2020. Tais valores foram comparados entre os fragmentos através de um teste de Kruskal-Wallis. Posteriormente, calculamos valores médios de NDVI por ano, e utilizamos como *proxy* de qualidade do habitat de cada fragmento os valores médios de NDVI para cada local.

Análise de dados

Para estimar e comparar as riquezas entre os fragmentos de vegetação nativa, foram feitas curvas de rarefação por indivíduos. O índice de Shannon foi utilizado para estimar a diversidade local (α) em cada fragmento de vegetação nativa, e os valores foram comparados entre áreas através de teste t de Hutcheson. Como o esforço amostral foi diferente entre os fragmentos, dividimos a abundância de cada espécie por fragmento pelo esforço amostral no fragmento e posteriormente multiplicamos esse valor por 100. Dessa forma, a abundância foi padronizada por esforço. Para testar o efeito da qualidade do habitat e do tamanho do fragmento sobre os valores de diversidade alfa, foram realizadas duas regressões lineares separadas, usando a diversidade alfa como variável dependente e a qualidade do habitat (NDVI médio por fragmento) e o tamanho do fragmento como variáveis independentes.

Também estimamos a diversidade funcional em cada fragmento de vegetação nativa. Para tal, inicialmente construímos duas matrizes de dados, uma contendo a abundância das espécies que puderam ser identificadas (pelo menos em nível de gênero) em cada fragmento de vegetação nativa e outra contendo os atributos funcionais das espécies. A matriz de atributos incluiu dados de massa corporal e de porcentagem de consumo de diferentes itens alimentares (frutos, plantas/gramíneas, insetos e carne), uso de diferentes habitats (campo, floresta, antrópico, arbustivo) e locomoção em diferentes estratos (terrestre, arborícola, fossorial, semi-aquático) para cada espécie, baseado em informações da International Union for Conservation of Nature's (IUCN) e da literatura (apêndice A). A partir dessas matrizes, as estimativas de diversidade funcional foram calculadas utilizando o pacote FD no *software* R.

A diversidade funcional pode ser calculada através de diferentes medidas, baseadas em medidas de distância ou em dendrogramas. Optamos por calcular índices de

riqueza funcional, que estimam a quantidade de espaço funcional preenchido pelas espécies da comunidade usando dendrogramas (MASON *et al.*, 2013, PETCHEY e GASTON, 2002). A estimativa desse espaço dá origem a duas métricas: riqueza funcional (Fric) e diversidade funcional (FD), ambos amplamente utilizados em estudos com diversidade funcional de vertebrados e invertebrados (CALAÇA e GRELE, 2016). Devido ao grande peso dado à riqueza de espécies nesses duas métricas, já que dados de abundância não são incluídos (CALAÇA e GRELE, 2016), optamos por calcular também um índice multivariado baseado na entropia quadrática de Rao (RAO, 1982). Tal índice tem como vantagem a inclusão de dados de abundância das espécies e diferenças funcionais entre as mesmas (PHILPOTT *et al.*, 2009, SASAKI *et al.*, 2009), sendo assim independente da riqueza e do número de atributos na análise. Os índices foram calculados seguindo a distância euclidiana, uma vez que as matrizes contêm dados contínuos (PAVOINE *et al.* 2009).

As diversidades alfa e funcional também foram calculadas para as áreas manejadas e de monoculturas, seguindo os mesmos procedimentos descritos acima. A comparação da diversidade local entre fragmentos de vegetação nativa e áreas manejadas foi realizada com teste t de Hutcheson, ao passo que a comparação da diversidade funcional foi realizada através de um teste t (comparando áreas manejadas x nativas). Por fim, as diversidades β dos fragmentos florestais e das áreas de uso agrícola foram calculadas utilizando o índice de Jaccard e Bray-Curtis, para checar a similaridade das comunidades de ambientes nativos e ambientes manejados.

RESULTADOS

Ao todo, o esforço amostral de capturas foi de 10800 armadilhas-noite, resultando em 539 capturas, de 282 indivíduos, pertencentes a 12 espécies: dois marsupiais (*Gracilinanus agilis* e *Didelphis albiventris*) e dez roedores (*Akodon montensis*, *Oligoryzomys* spp., *Rattus rattus*, *Rhipidomys macrurus*, *Oecomys cleberi*, *Hylaeamys megacephalus*, *Calomys* spp. e outras três morfoespécies de roedores (não identificadas até o momento). Nos fragmentos florestais, com um esforço de 7600 armadilhas-noite, o sucesso de captura foi de 6,6%, enquanto nas áreas de cultivo agrícola um esforço amostral de 3200 armadilhas-noite gerou um sucesso de captura de apenas 1,09%. O

menor sucesso de captura foi observado em GAL (0,71%), seguido pela EEP (4,18%), enquanto o maior sucesso de captura foi observado na Fazenda do Glória (11,56%), seguido por SJO e AGU (sucesso de 7,18 e 7,12 % respectivamente). Nos fragmentos florestais, as espécies mais comuns foram *Rhipidomys macrurus* (24%) e *Gracilinanus agilis* (22,85%), enquanto apenas *Calomys spp.* foi encontrado nas áreas de cultivo agrícola (soja na estação chuvosa e sorgo na estação seca) (Tabela 1).

Tabela 1: Abundância das espécies de pequenos mamíferos não-voadores em fragmentos de mata semidecídua e em áreas de cultivo agrícola no Triângulo Mineiro-MG, Brasil.

Espécies/ sítios	Fragmentos de vegetação nativa					Cultivo agrícola			
	AGU	GAL	FEG	EEP	SJO	Su	Gl	Al	Cb
Didelphimorphia									
<i>Gracilinanus agilis</i>	26	10	4	5	22	0	0	0	0
<i>Didelphis albiventris</i>	5	2	14	3	1	0	0	0	0
Rodentia									
<i>Calomys spp.</i>	0	0	0	0	0	5	5	8	2
<i>Akodon cf. montensis</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hylaeamys megacephalus</i>	4	2	38	2	0	0	0	0	0
<i>Oecomys cf. cleberi</i>	6	0	3	3	0	0	0	0	0
<i>Oligoryzomys spp.</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Rattus rattus</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Rhipidomys macrurus</i>	30	0	46	9	16	0	0	0	0
Roedor não identificado 1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Roedor não identificado 2	0	1	0	0	0	0	0	0	0

Roedor não identificado	0	2	0	0	0	0	0	0	0
3									

1. Comparação de riqueza e diversidade de espécies entre os fragmentos de mata nativa

Levando em consideração os valores de riqueza obtidos na rarefação pelo menor número amostral ($N = 17$ indivíduos), a maior riqueza foi encontrada na Estação Ecológica do Panga, com um valor estimado de oito espécies. Além de apresentar a maior riqueza, os dados da curva de rarefação indicam um provável aumento no número de espécies encontradas com maior esforço amostral, uma vez que a curva não atingiu um platô (Figura 1). Os resultados da rarefação para a Estação Ambiental Galheiro sugerem o mesmo padrão, com possibilidade de aumento na riqueza de espécies (Figura 1). Por outro lado, os dados de riqueza em GLO, AGU e SJO são mais confiáveis, uma vez que a curva de rarefação atingiu um platô, sendo que os menores valores foram observados em SJO (Figuras 1 e 2).

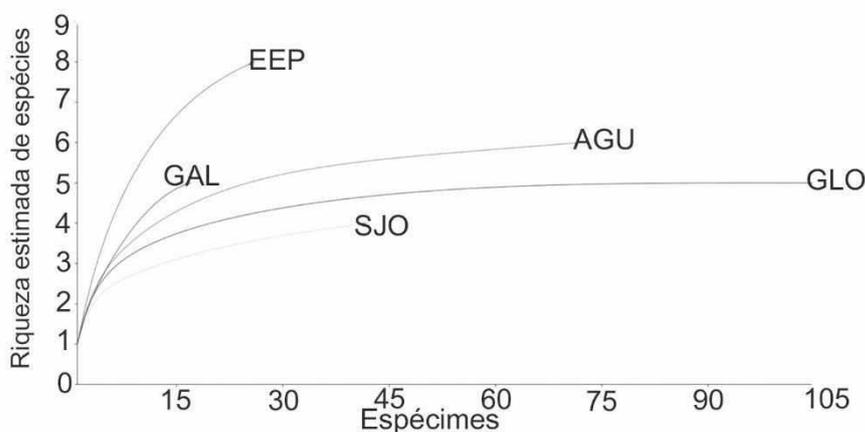


Figura 1. Curvas de rarefação expressas como a riqueza estimada de espécies em função do número de espécies em cada fragmento de mata semidecídua no Triângulo Mineiro- MG, Brasil entre os anos de 2018 e 2021. Áreas: **EEP** – Estação Ecológica do Panga; **GAL** – Estação Ambiental Galheiro; **SJO** – Fazenda São José; **AGU** – Fazenda Água Fria; **GLO** – Fazenda Experimental do Glória.

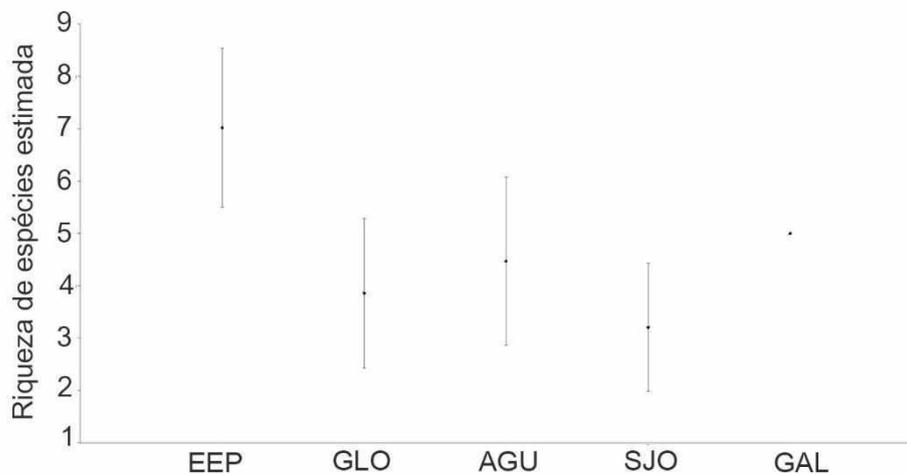


Figura 2. Riqueza de espécies por fragmento de mata semidecídua no Triângulo Mineiro-MG, Brasil entre 2018 e 2021. Áreas: **EEP** – Estação Ecológica do Panga; **GAL** – Estação Ambiental Galheiro; **SJO** – Fazenda São José; **AGU** – Fazenda Água Fria; **GLO** – Fazenda Experimental do Glória.

A maior diversidade local foi encontrada na Estação Ecológica do Panga (EEP), enquanto os menores valores foram observados na Fazenda São José. De maneira geral, a diversidade na EEP foi maior do que em todos outros fragmentos de mata semidecídua estudados (Tabela 2, Figura 3), enquanto os valores de diversidade em SJO foram menores quando comparados a todos os outros fragmentos, com exceção de GAL (Tabela 2). Esses resultados de diversidade parecem refletir não só a variação na riqueza de espécies, mas também a menor dominância observada na EEP, como observado pelos valores estimados do índice de Shannon (Tabela 2).

Os fragmentos de floresta semidecídua variaram quanto à qualidade do habitat, medida via NDVI ($H = 122.9$, $gl = 4$, $p < 0.0001$). AGU (NDVI = 0.85), GAL (0.86) e EEP (0.86) apresentaram os maiores valores médios de NDVI, ao passo que SJO (0.78) e GLO (0.78) apresentaram os menores valores médios. Comparações múltiplas *a posteriori* mostraram que a qualidade do habitat da AGU e GAL é significativamente maior do que de SJO e EEP (Tabela 3). Ao mesmo tempo, a qualidade do habitat de SJO foi mais baixa do que todas as outras áreas estudadas (Tabela 3). Não encontramos efeito do tamanho dos fragmentos ou da qualidade dos mesmos sobre os valores de diversidade local ($R^2 = 0,23$, $gl = 2,2$, $p = 0,39$).

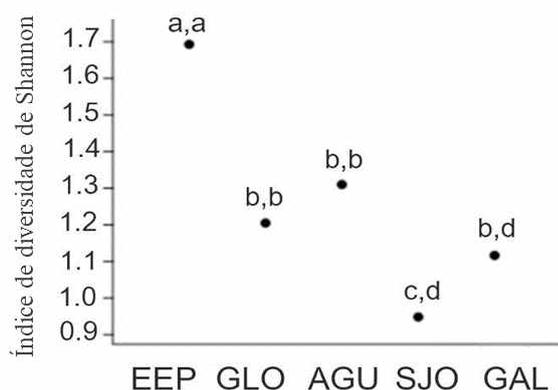


Figura 3. Índices de diversidade de Shannon para cada área de fragmento florestal no Triângulo Mineiro-MG, Brasil entre os anos de 2018 e 2021. Áreas: **EEP** – Estação Ecológica do Panga; **GAL** – Estação Ambiental Galheiro; **SJO** – Fazenda São José; **AGU** – Fazenda Água Fria; **GLO** – Fazenda Experimental do Glória.

Tabela 2: Comparações par a par (expressas pelo valor de p na tabela), *a posteriori*, dos índices de diversidade de Shannon entre os fragmentos de mata semidecídua. Os valores significativos de p se encontram em negrito. Áreas: **EEP** – Estação Ecológica do Panga; **GAL** – Estação Ambiental Galheiro; **SJO** – Fazenda São José; **AGU** – Fazenda Água Fria; **GLO** – Fazenda Experimental do Glória.

	GLO	AGU	SJO	GAL
EEP	0.004	0.045	0.0004	0.035
GLO	-	0.26	0.04	0.966
AGU	-	-	0.03	0.65
SJO	-	-	-	0.321
GAL	-	-	-	-

Tabela 3: Comparações par a par (expressas pelo valor de p na tabela), *a posteriori*, dos valores de NDVI entre os fragmentos de mata semidecídua. Os valores significativos de p se encontram em negrito.

	GLO	AGU	SJO	GAL

EEP	0.09	0.005	0.04	0.01
GLO	-	0.26	0.03	0.46
AGU	-	-	0.001	0.69
SJO	-	-	-	0.004
GAL	-	-	-	-

A Estação Ecológica do Panga também foi a área com maior riqueza funcional, seguida pela Fazenda Água Fria (ver valores de FRic na tabela 4). Ambas as áreas apresentaram valores de riqueza funcional acima do valor médio de todas as comunidades (FRic médio = 0,57). As outras áreas apresentaram valores menores do que o valor médio de todas as comunidades, sendo que os valores mínimos foram observados em SJO e GAL (Tabela 4). Os valores de diversidade funcional (FD) seguem o mesmo padrão (Tabela 4). Por outro lado, os padrões observados quando incluímos a abundância das espécies (RaoQ) são diferentes daqueles observados pelos índices de riqueza funcional; nesse caso, a EEP segue como a comunidade mais diversa em termos funcionais, seguida por GLO e GAL e posteriormente por AGU, enquanto SJO apresentou valores mínimos de diversidade funcional (Tabela 4). Com relação à organização das espécies em grupos funcionais foi possível observar a formação de quatro grupos (Figura 4). O primeiro grupo é formado por espécies terrestres e dieta insetívora, e inclui dois subgrupos separados pela massa corporal das espécies. O segundo grupo é formado por espécies arborícolas/escansoriais e que consomem frutos com maior frequência do que as espécies do primeiro grupo. O terceiro e quarto grupos contêm espécies que se destacam das demais: um grupo que inclui *Didelphis albiventris*, uma espécie de hábitos generalistas, e outro grupo que inclui *Akodon montensis*, uma espécie terrestre que habita ambientes florestais e artificiais, com preferência por material vegetal. De maneira geral, as espécies do grupo 2 são mais dependentes de ambientes florestais, enquanto as espécies do grupo 1, 3 e 4 apresentam hábitos mais generalistas e preferência por fisionomias abertas ou até mesmo habitats perturbados.

Tabela 4: Métricas de diversidade funcional (FRic, FD e RaoQ) em fragmentos de mata semidecídua e áreas de cultivo agrícola no Triângulo Mineiro-MG, Brasil.

Diversidade funcional	Fragmentos de vegetação nativa					Cultivo agrícola			
	AGU	GAL	FEG	EEP	SJO	Su	Gl	Al	Cb
FRic	0.62	0.19	0.34	0.73	0.16	NA	NA	NA	NA
FD	7.38	4.59	5.98	7.99	4.74	NA	NA	NA	NA
RaoQ	6.07	7.44	7.53	8.83	3.51	0	0	0	0

Com relação à composição de espécies, foi possível notar diferenças entre os fragmentos de mata nativa, com agrupamentos distintos de acordo com o índice utilizado (Jaccard x Bray-Curtis; Figura 4). Quando a comparação é feita baseada apenas na presença/ausência de espécies, observamos a formação de um grupo contendo EEP, FEG, AGU e SJO separado de outro grupo contendo apenas GAL (Figura 4). Dentro desse primeiro grupo é possível observar maior similaridade entre GLO e AGU, e menor similaridade com EEP devido à maior riqueza de espécies desta área. Já quando a comparação é feita baseado no índice de Bray-Curtis, a organização e separação dos grupos é menos evidente (Figura 4). A Fazenda Água Fria (AGU) parece mais semelhante à Fazenda São José (SJO), enquanto a Fazenda do Glória (GLO) apresenta valores mais diferentes com relação a abundância das espécies existentes.

2. Comparação de riqueza e diversidade de espécies entre os fragmentos de mata nativa x áreas manejadas (cultivo agrícola)

Como um todo, as áreas manejadas apresentaram menor riqueza e diversidade local do que as áreas de vegetação nativa. Todas as áreas manejadas foram extremamente empobrecidas, apresentando apenas uma espécie (*Calomys* spp.), a qual não foi observada durante o estudo em nenhum dos fragmentos de vegetação nativa (ver tabela 1). Além da diferença na riqueza e diversidade local, também registramos total dissimilaridade entre as áreas manejadas e áreas de vegetação nativa quando avaliamos os valores de

similaridade baseados no índice de Jaccard (valor = 0 na comparação entre áreas manejadas e áreas de vegetação nativa). Ao mesmo tempo, houve máxima similaridade (índice de similaridade de Jaccard = 1) entre as áreas manejadas, refletindo o processo de homogeneização taxonômica nessas áreas. Com relação ao índice de Bray-Curtis, que reflete a abundância das espécies, a similaridade também foi maior entre áreas manejadas (similaridade média entre áreas = 0.69) do que entre áreas de vegetação nativa (similaridade média entre áreas = 0.43) (Figura 4).

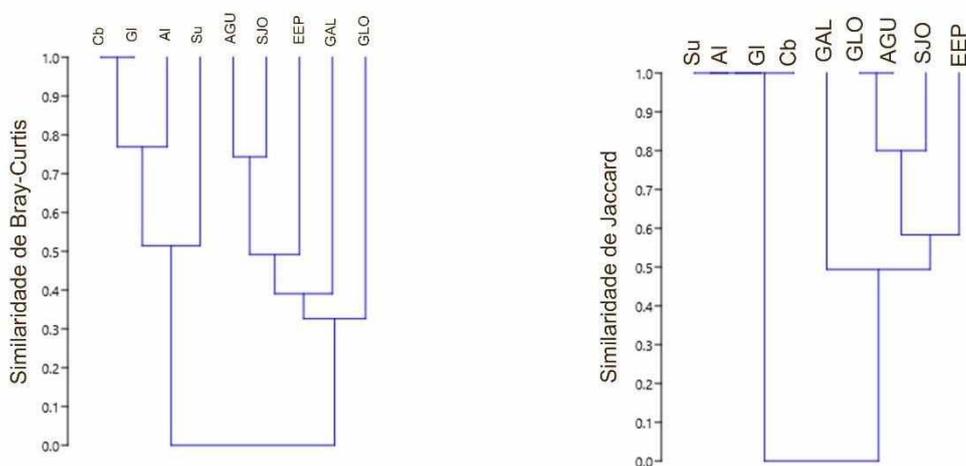


Figura 4. Índices de similaridade de Bray-Curtis e de Jaccard entre matas nativas e monoculturas no Triângulo Mineiro-MG, Brasil entre os anos de 2018 e 2021. Áreas: **EEP** – Estação Ecológica do Panga; **GAL** – Estação Ambiental Galheiro; **SJO** – Fazenda São José; **AGU** – Fazenda Água Fria; **GLO** – Fazenda Experimental do Glória; **Su** – Fazenda Sucupira; **AI** – Fazenda Água Limpa; **GI** – Fazenda Experimental do Glória (cultivo agrícola); **Cb** – Fazenda Capim Branco.

Não foi possível calcular métricas de diversidade funcional para as áreas de cultivo agrícola, uma vez que os índices só podem ser calculados quando três ou mais espécies são registradas. Porém, como só uma espécie foi registrada em todos os cultivos agrícolas, podemos afirmar que há diferença na diversidade funcional entre áreas. De fato, a observação do dendrograma indica a presença de uma espécie pertencente a um único grupo funcional nas áreas de cultivo agrícola, ao passo que foram encontradas espécies

de pelo menos dois ou mais grupos funcionais em todos os fragmentos florestais (Figura 4). Esse resultado suporta a ideia de homogeneização taxonômica e funcional nos ambientes manejados.

O processo de homogeneização taxonômica é maior em áreas de monoculturas, pois as comunidades de pequenos mamíferos apresentam maior similaridade de espécies (menor diversidade β) do que entre habitats com remanescentes florestais. O valor mais próximo de 1 sugere maior similaridade de espécies (homogeneização taxonômica) e, conseqüentemente, diversidade β menor.

DISCUSSÃO

Os resultados encontrados suportam parcialmente as hipóteses propostas. Não houve efeito do tamanho ou da qualidade dos fragmentos florestais sobre os valores de riqueza, diversidade local ou funcional das comunidades, refutando a hipótese 1. Problemas metodológicos (como o baixo tamanho amostral – comparação de apenas cinco fragmentos e nem todos apresentaram estabilização nas estimativas de riqueza) e taxonômicos podem ter contribuído para esse resultado, porém também é possível que outros fatores sejam mais importantes na estruturação das comunidades de pequenos mamíferos nos fragmentos estudados. Por outro lado, as hipóteses 2 e 3 foram corroboradas. Nossos resultados sugerem um processo de homogeneização taxonômica e funcional nas áreas manejadas, uma vez que tais áreas apresentaram uma comunidade extremamente empobrecida tanto em termos de riqueza e diversidade, quanto em termos funcionais. De fato, como esperado, as áreas manejadas apresentaram perda de espécies e fauna restrita à espécies que tendem a proliferar em ambientes perturbados, como é o caso de *Calomys* spp.

Em razão do cenário da pandemia, não foi possível identificar todas as espécies capturadas a tempo, e não se pode desprezar a possibilidade de que espécies diferentes pertencentes ou não ao mesmo gênero tenham sido capturadas em cada fragmento, aumentando assim a riqueza em diferentes áreas. As diferenças no esforço amostral também poderiam contribuir com o aumento da riqueza de espécies em GAL, bem como

a utilização de mais métodos de captura como a utilização de *pitfall* e armadilhas do tipo *Tomahawk*.

Neste estudo foram encontrados indivíduos endêmicos do Cerrado como a espécie *Oecomys cleberi* (LOCKS,1981) e a riqueza de pequenos mamíferos está dentro do esperado em comparação com outras comunidades já caracterizadas por outros pesquisadores. A diferença na distribuição e abundância de espécies pode ocorrer pela influência das características estruturais do ambiente (PAGLIA *et al.*, 1995) e, de acordo com Tomblin e Adler (1998), espécies mais generalistas em termos de uso de hábitat apresentam densidades relativamente mais altas do que espécies mais especialistas. Na pesquisa realizada por Lacher e Alho (2001), a riqueza das comunidades foi de sete espécies, assim como Becker *et al* (2007), que também encontraram cinco roedores e dois marsupiais, e *N. lasiurus* foi a espécie mais abundante. Já Bonvicino, Lemos e Weksler (2005) amostraram seis espécies de marsupiais e 13 de roedores, e no estudo de Godoi, Cunha e Caceres (2010), foram capturadas dez espécies; a abundância, riqueza e diversidade em florestas semidecíduas, cerrado *sensu stricto* e campos de altitude não foram significativamente diferentes, apontando que essas fisionomias tendem a apresentar valores semelhantes de abundância e riqueza de pequenos mamíferos não-voadores.

Apesar de não termos encontrado efeito da qualidade do ambiente e tamanho sobre a diversidade local, parece haver um efeito desses parâmetros sobre as métricas de diversidade funcional. As duas áreas que apresentaram valores de riqueza funcional maior do que o valor médio das comunidades apresentam alta qualidade ambiental, sendo elas AGU e EEP. A Estação Experimental de Galheiro foi uma exceção a essa regra, já que essa área apresentou valores mínimos de riqueza funcional. Esse resultado pode ser explicado pelo menor esforço amostral, ausência de estabilização na curva de acumulação de espécies e até mesmo o fato de não termos incluído duas espécies (roedor não identificado 2 e 3) como parte dessa comunidade, em função da questão taxonômica. O uso de uma métrica de diversidade funcional baseada em abundância parece solucionar essa questão, apontando diversidade mais baixa apenas na Fazenda São José. De certa maneira, o padrão de menor diversidade funcional nesse fragmento indica um efeito da qualidade ambiental sobre a estrutura das comunidades de pequenos mamíferos, através da redução da abundância da maioria das espécies que fazem parte dessa comunidade em

comparação com os valores de abundância das mesmas espécies observados em outros fragmentos. A Fazenda São José também apresentou os menores valores de NDVI.

No estudo realizado por Mamba *et al.* (2019), também com monocultura, foi visto que as plantações de cana-de-açúcar nas savanas africanas abrigam uma baixa diversidade de pequenos mamíferos, com praticamente um único gênero encontrado, o roedor *Mastomys natalensis* que foi frequentemente dominante. De fato, assim como em cultivos agrícolas como sorgo e soja, a homogeneidade e similaridade na estrutura da vegetação da cana-de-açúcar pode excluir espécies especializadas, como demonstrado por HURST *et al.* (2014). A menor diversidade de roedores encontrada em terras agrícolas em comparação a diferentes tipos de habitat pode ser uma decorrência de cultivos monoespecíficos, que beneficiam as espécies generalistas (NYIRENDA *et al.*, 2020). Além disso, em habitats alterados pelo homem, podem ocorrer uma ampliação na redundância funcional, pois as espécies que usufruem deles, não trazem novas funções para os mesmos (LUZA *et al.*, 2021).

Diferentemente da ocorrência de espécies com diferentes atributos funcionais nos fragmentos de vegetação nativa, houve a ocorrência de apenas um grupo funcional em todas as áreas de cultivo agrícola, refletindo uma homogeneização biótica. Além de ser encontrado no Cerrado, há também registros do roedor *Calomys* spp em áreas da Mata Atlântica que sofreram alteração (BONVICINO; LINDBERGH; MAROJA, 2002). Sua alimentação é composta de uma dieta herbívora (BRIANI *et al.*, 2004), o que pode explicar sua captura nas áreas de cultivo agrícola amostradas no presente estudo. A mudança ambiental induzida pelo homem pode atuar na seleção de espécies com maior aptidão para sobrevivência em ecossistemas alterados (SMART *et al.*, 2006), gerando uma biosfera terrestre mais pobre em espécies, onde os ecossistemas e comunidades locais também são mais similares (MCKINNEY e LOCKWOOD 1999, 2001). Certamente, estudos com pequenos mamíferos, inclusive no Cerrado, sugerem que a perda do habitat original, degradação e fragmentação podem contribuir para a extinção local de populações de espécies sensíveis e substituição de espécies especialistas de florestas por espécies especialistas de áreas abertas.

Segundo Tilman (2001), o conceito de diversidade funcional está voltado para a produtividade ambiental, onde os ambientes com diversidade maior de espécies

funcionariam de maneira mais efetiva, ou seja, é o valor e a variação das características das espécies que influenciam o funcionamento das comunidades. Desse modo, pode-se afirmar que as áreas manejadas apresentaram menores índices de diversidade funcional em relação às áreas naturais. A homogeneização biótica é tida como uma das formas mais notáveis de empobrecimento biótico em nível mundial, e tende a aumentar em resposta às forças antropogênicas associadas ao crescimento das populações humanas (OLDEN, 2006). As consequências da agricultura intensiva, poluição e urbanização diminuem a adaptação do habitat para diversas espécies. Para Olden (2006), a homogeneização taxonômica e funcional pode ter grandes implicações ecológicas: as comunidades locais mais simplificadas podem aumentar a suscetibilidade de uma região a eventos ambientais de maior escala, sincronizando as respostas biológicas locais nas comunidades individuais, reduzindo a variabilidade entre as mesmas em resposta a distúrbios, afetando o potencial de resiliência e recuperação em nível de paisagem e regional.

A homogeneização biótica pode se desencadear de forma natural no meio ambiente, porém, em razão dos impactos humanos ela está acontecendo de maneira mais efetiva, as espécies nativas de determinadas áreas passam a não ser mais encontradas em alguns territórios onde, sem a influência antrópica, conseguiriam ocorrer facilmente (VERMEIJ, 1991). Quando um ambiente natural é modificado por consequência das atividades humanas, as condições ambientais, os recursos e sua disponibilidade também sofrem alterações, prejudicando espécies nativas, enquanto as invasoras possivelmente são beneficiadas (RAHEL, 2002; VITULE, *et al.* 2012; VITOUSEK *et al.* 1997; MCKINNEY e LOCKWOOD, 2001). Faz se necessário conduzir as pesquisas subsequentes para que invistam mais esforços em relação às áreas antropizadas, bem como monitoramentos a longo prazo, com o intuito de compreender melhor a influência das atividades humanas no processo de degradação da biodiversidade. Conhecer sobre o funcionamento das comunidades e como as espécies respondem aos impactos dos processos ambientais é fundamental para uma abordagem conservacionista.

REFERÊNCIAS

ARROYO-RODRÍGUEZ, Víctor; MANDUJANO, Salvador. Forest fragmentation modifies habitat quality for *Alouatta palliata*. *International Journal of Primatology*, v. 27,

n. 4, p. 1079-1096, 2006.
<https://doi.org/10.1007/s10764-006-9061-0>

BECKER, Rafael G. et al. Estrutura de comunidades de pequenos mamíferos e densidade de *Necromys lasiurus* (Rodentia, Sigmodontinae) em áreas abertas de cerrado no Brasil Central. *Mastozoología neotropical*, v. 14, n. 2, p. 157-168, 2007.

BONVICINO, C. R.; DE OLIVEIRA, J. A.; D'ANDREA, P. S. Guia dos Roedores do Brasil, com chave para gêneros baseadas em caracteres externos. Centro PanAmericano de Febre Aftosa - OPAS/OMS: Rio de Janeiro, p. 120, 2008.

BONVICINO, C. R.; LEMOS, B.; WEKSLER, M.. Small mammals of Chapada dos Veadeiros National Park (Cerrado of Central Brazil): ecologic, karyologic, and taxonomic considerations. *Brazilian Journal Of Biology*, [S.L.], v. 65, n. 3, p. 395-406, ago. 2005. FapUNIFESP (SciELO).
<https://doi.org/10.1590/S1519-69842005000300004>

BONVICINO, C. R.; LINDBERGH, S. M.; MAROJA, L. S.. Small non-flying mammals from conserved and altered areas of Atlantic Forest and Cerrado: comments on their potencial use for monitoring environment. *Brazilian Journal Of Biology*, [S.L.], v. 62, n. 4, p. 765-774, nov. 2002. FapUNIFESP (SciELO).
<https://doi.org/10.1590/S1519-69842002000500005>

BRIANI, Denis C.; et al. Post-fire succession of small mammals in the Cerrado of central Brazil. *Biodiversity And Conservation*, [S.L.], v. 13, n. 5, p. 1023-1037, maio 2004. Springer Science and Business Media LLC.
<https://doi.org/10.1023/B:BIOC.0000014467.27138.0b>

BROWN, James H. et al. *Macroecology*. University of Chicago Press, 1995.

CALAÇA, Analice Maria; GRELLE, Carlos Eduardo Viveiros. Diversidade funcional de comunidades: discussões conceituais e importantes avanços metodológicos. *Oecologia Australis*, [S.L.], v. 20, n. 04, p. 401-416, dez. 2016. *Oecologia Australis*.
<https://doi.org/10.4257/oeco.2016.2004.01>

CARDOSO, E.; MORENO, M. I. C.; BRUNA, E. M.; VASCONCELOS, H. L. Mudanças fitofisionômicas no Cerrado: 18 anos de sucessão ecológica na Estação Ecológica do Panga, Uberlândia-MG. *Caminhos de Geografia*, v. 10, n. 32, 2009.
<https://doi.org/10.14393/RCG103215980>

CHIDODO, Davis J. et al. Application of normalized difference vegetation index (NDVI) to forecast rodent population abundance in smallholder agro-ecosystems in semi-arid areas in Tanzania. *Mammalia*, [S.L.], v. 84, n. 2, p. 136-143, 18 jul. 2019. Walter de Gruyter GmbH.
<https://doi.org/10.1515/mammalia-2018-0175>

DELICIELLOS, Ana Cláudia; BARROS, Camila dos Santos de; PREVEDELLO, Jayme Augusto; FERREIRA, Mariana Silva; CERQUEIRA, Rui; VIEIRA, Marcus Vinícius. Habitat fragmentation affects individual condition: evidence from small mammals of the Brazilian Atlantic forest. *Journal Of Mammalogy*, [S.L.], v. 99, n. 4, p. 936-945, 9 jul. 2018. Oxford University Press (OUP).
<https://doi.org/10.1093/jmammal/gyy078>

DELICIELLOS, Ana C.; VIEIRA, Marcus V.; GRELLE, Carlos E. V.; COBRA,

Priscilla; CERQUEIRA, Rui. Habitat quality versus spatial variables as determinants of small mammal assemblages in Atlantic Forest fragments. *Journal Of Mammalogy*, [S.L.], v. 97, n. 1, p. 253-265, 30 out. 2015. Oxford University Press (OUP).
<https://doi.org/10.1093/jmammal/gyv175>

DOUDA, Karel et al. Biotic homogenization as a threat to native affiliate species: fish introductions dilute freshwater mussel's host resources. *Diversity and Distributions*, v. 19, n. 8, p. 933-942, 2013.
<https://doi.org/10.1111/ddi.12044>

ERWIN, Douglas H. The end and the beginning: recoveries from mass extinctions. *Trends In Ecology & Evolution*, [s.l.], v. 13, n. 9, p. 344-349, set. 1998. Elsevier BV.
[https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(98\)01436-0](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(98)01436-0)

FAHRIG, Lenore; ARROYO-RODRÍGUEZ, Víctor; BENNETT, Joseph R.; BOUCHER-LALONDE, Véronique; CAZETTA, Eliana; CURRIE, David J.;

EIGENBROD, Felix; FORD, Adam T.; HARRISON, Susan P.; JAEGER, Jochen A.G.. Is habitat fragmentation bad for biodiversity? *Biological Conservation*, [S.L.], v. 230, p. 179-186, fev. 2019. Elsevier BV.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.12.026>

FELTON, Annika M. et al. Orangutan population density, forest structure and fruit availability in hand-logged and unlogged peat swamp forests in West Kalimantan, Indonesia. *Biological Conservation*, v. 114, n. 1, p. 91-101, 2003.
[https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00013-2](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00013-2)

FISCHER, Joern; LINDENMAYER, David B.. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology And Biogeography*, [S.L.], v. 16, n. 3, p. 265-280, maio 2007. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00287.x>
<https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00287.x>

FORERO-MEDINA, Germán; VIEIRA, Marcus Vinícius. Perception of a fragmented landscape by neotropical marsupials: effects of body mass and environmental variables. *Journal Of Tropical Ecology*, [s.l.], v. 25, n. 1, p. 53-62, jan. 2009. Cambridge University

Press (CUP). <http://dx.doi.org/10.1017/s0266467408005543>.
<https://doi.org/10.1017/S0266467408005543>

GODOI, Mauricio N; CUNHA, Nicolay L. da; CACERES, Nilton C. Efeito do gradiente floresta-cerrado-campo sobre a comunidade de pequenos mamíferos do alto do maciço do urucum, oeste do Brasil. *Mastozool. neotrop.*, Mendoza , v. 17, n. 2, p. 263-277, dic. 2010.

GONÇALVES, Rogério Victor S. et al. Changes in the Cerrado vegetation structure: insights from more than three decades of ecological succession. *Web Ecology*, [S.L.], v. 21, n. 1, p. 55-64, 30 mar. 2021. Copernicus GmbH.
<https://doi.org/10.5194/we-21-55-2021>

HALL, Linnea S.; KRAUSMAN, Paul R.; MORRISON, Michael L. The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildlife society bulletin*, p. 173-182, 1997.

HAMEL, Sandra et al. Spring Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) predicts annual variation in timing of peak faecal crude protein in mountain ungulates. *Journal Of Applied Ecology*, [S.L.], v. 46, n. 3, p. 582-589, jun. 2009. Wiley.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01643.x>

HANNIBAL, Wellington et al. Multi-scale approach to disentangle the small mammal composition in a fragmented landscape in central Brazil. *Journal of Mammalogy*, v. 99, n. 6, p. 1455-1464, 2018.
<https://doi.org/10.1093/jmammal/gyy142>

HAZELL, Donna et al. A comparison of constructed and natural habitat for frog conservation in an Australian agricultural landscape. *Biological Conservation*, v. 119, n. 1, p. 61-71, 2004.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.10.022>

HODGSON, Jenny A.; MOILANEN, Atte; THOMAS, Chris D. Metapopulation responses to patch connectivity and quality are masked by successional habitat dynamics. *Ecology*, v. 90, n. 6, p. 1608-1619, 2009a.
<https://doi.org/10.1890/08-1227.1>

HODGSON, Jenny A. et al. Climate change, connectivity and conservation decision making: back to basics. *Journal of Applied Ecology*, v. 46, n. 5, p. 964-969, 2009b.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01695.x>

HURST, Zachary M. et al. Linking changes in small mammal communities to ecosystem functions in an agricultural landscape. *Mammalian Biology*, [S.L.], v. 79, n. 1, p. 17-23, jan. 2014. Springer Science and Business Media LLC.
<https://doi.org/10.1016/j.mambio.2013.08.008>

KLINK, C. A., Machado RB. Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conserv Biol*, v. 19, p. 707-713, 2005.
<https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00702.x>

KOTTEK, M.; GRIESER, J.; BECK, C.; RUDOLF, B.; RUBEL, F. World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift*, v. 15, n. 3, p. 259-263, 2006.
<https://doi.org/10.1127/0941-2948/2006/0130>

LACHER, Thomas E.; ALHO, Cleber J. R.. Terrestrial Small Mammal Richness and Habitat Associations in an Amazon Forest-Cerrado Contact Zone1. *Biotropica*, [S.L.], v. 33, n. 1, p. 171-181, mar. 2001. Wiley.
<https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2001.tb00166.x>

LASSAU, Scott A.; HOCHULI, Dieter F.. Testing predictions of beetle community patterns derived empirically using remote sensing. *Diversity And Distributions*, [S.L.], v. 14, n. 1, p. 138-147, 7 nov. 2007. Wiley.
<https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2007.00438.x>

Leme Engenharia LTDA. 1995. **Estudo de fauna e flora: levantamento florístico, fitossociológico e dendrométrico**. Relatório final. v. 2. 110 p.

LOCKS, M., 1981, Nova espécie de *Oecomys* de Brasília, DF, Brasil (Cricetidae, Rodentia). *Boletim do Museu Nacional*, 300: 1-7.

LOCKWOOD, Julie L.. Using Taxonomy to Predict Success among Introduced Avifauna: relative importance of transport and establishment. **Conservation Biology**, [s.l.], v. 13, n. 3, p. 560-567, jun. 1999. Wiley.
<https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1999.98155.x>

LOPES, S. F. Padrões florísticos e estruturais das Florestas Estacionais Semidecíduais do Triângulo Mineiro, MG. **Tese (Doutorado em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais)**. Instituto de Biologia, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, Minas Gerais. 201p. 2010.

LUZA, André Luís *et al.* Functional redundancy of non-volant small mammals increases in human-modified habitats. *Journal Of Biogeography*, [S.L.], v. 48, n. 12, p. 2967-2980, 28 set. 2021. Wiley.
<https://doi.org/10.1111/jbi.14264>

MACEDO, J.; LORETTO, D.; VIEIRA, M. V.; CERQUEIRA, R. Classes de desenvolvimento em marsupiais: um método para animais vivos. **Mastozoologia Neotropical**, v. 13, n. 1, p. 133-136, 2006.

MAMBA, Mngqobi *et al.* Influence of sugarcane plantations on the population dynamics and community structure of small mammals in a savanna-agricultural landscape. **Global**

Ecology And Conservation, [S.L.], v. 20, p. 752, out. 2019. Elsevier BV.
<https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00752>

MASON, Norman W.H.; BELLO, Francesco de; MOUILLOT, David; PAVOINE, Sandrine; DRAY, Stéphane. A guide for using functional diversity indices to reveal changes in assembly processes along ecological gradients. **Journal Of Vegetation Science**, [S.L.], v. 24, n. 5, p. 794-806, 20 nov. 2013. Wiley.
<https://doi.org/10.1111/jvs.12013>

MCKINNEY, Michael L.; LOCKWOOD, Julie L. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. **Trends in ecology & evolution**, v. 14, n. 11, p. 450-453, 1999.
[https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(99\)01679-1](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(99)01679-1)

MCKINNEY, Michael L.; LOCKWOOD, Julie L. Biotic homogenization: a sequential and selective process. In: **Biotic homogenization**. Springer, Boston, MA, 2001. p. 1-17.
https://doi.org/10.1007/978-1-4615-1261-5_1

MITCHELL, Matthew G.e.; et al. Reframing landscape fragmentation's effects on ecosystem services. **Trends In Ecology & Evolution**, [s.l.], v. 30, n. 4, p. 190-198, abr. 2015. Elsevier BV.
<https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.01.011>

MORENO, M. I. C.; SCHIAVINI, I. Relação entre vegetação e solo em um gradiente florestal na Estação Ecológica do Panga, Uberlândia (MG). **Revista Brasileira de Botânica**, v. 24, n. 4, p. 537-544, 2001.
<https://doi.org/10.1590/S0100-84042001000500008>

MORTELLITI, Alessio; AMORI, Giovanni; BOITANI, Luigi. The role of habitat quality in fragmented landscapes: a conceptual overview and prospectus for future research. **Oecologia**, v. 163, n. 2, p. 535-547, 2010.
<https://doi.org/10.1007/s00442-010-1623-3>

MYERS, Norman; MITTERMEIER, Russell A.; MITTERMEIER, Cristina G.;

FONSECA, Gustavo A. B. da; KENT, Jennifer. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, [s.l.], v. 403, n. 6772, p. 853-858, fev. 2000. Springer Science and Business Media LLC.
<https://doi.org/10.1038/35002501>

NETO, P.L. **Levantamento planimétrico nº 36.243**. Prefeitura de Uberlândia, Minas Gerais. 2008.

NEWBOLD, Tim; et al. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. **Nature**, [s.l.], v. 520, n. 7545, p. 45-50, abr. 2015. Springer Science and Business Media LLC.
<https://doi.org/10.1038/nature14324>

NYIRENDA, Vincent R. et al. Rodent Assemblages in the Mosaic of Habitat Types in the Zambezi Bioregion. **Diversity**, [S.L.], v. 12, n. 10, p. 365, 23 set. 2020. MDPI AG. <https://doi.org/10.3390/d12100365>

OLDEN, Julian D.; et al. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. **Trends In Ecology & Evolution**, [s.l.], v. 19, n. 1, p. 18-24, jan. 2004. Elsevier BV. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2003.09.010>

OLDEN, Julian D. Biotic homogenization: a new research agenda for conservation biogeography. **Journal of Biogeography**, v. 33, n. 12, p. 2027-2039, 2006. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01572.x>

OLDEN, Julian D.; ROONEY, Thomas P. On defining and quantifying biotic homogenization. **Global Ecology and Biogeography**, v. 15, n. 2, p. 113-120, 2006. <https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2006.00214.x>

PAGLIA, Adriano P; et al. Heterogeneidade estrutural e diversidade de pequenos mamíferos em um fragmento de mata secundária de Minas Gerais, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, [S.L.], v. 12, n. 1, p. 67-79, 1995. FapUNIFESP (SciELO). <https://doi.org/10.1590/S0101-81751995000100010>

PARDINI, Renata; et al. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. **Biological Conservation**, [s.l.], v. 124, n. 2, p. 253-266, jul. 2005. Elsevier BV. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.033>

PARDINI, Renata.; et al. The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: a multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agroforestry mosaic in southern bahia. **Biological Conservation**, [s.l.], v. 142, n. 6, p. 1178-1190, jun. 2009. Elsevier BV. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.010>

PAVOINE, Sandrine; VALLET, Jeanne; DUFOUR, Anne-Béatrice; GACHET, Sophie; DANIEL, Hervé. On the challenge of treating various types of variables: application for improving the measurement of functional diversity. **Oikos**, [S.L.], v. 118, n. 3, p. 391-402, mar. 2009. Wiley. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2008.16668.x>

PETCHEY, Owen L.; GASTON, Kevin J.. Functional diversity (FD), species richness and community composition. **Ecology Letters**, [S.L.], v. 5, n. 3, p. 402-411, maio 2002. Wiley. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2002.00339.x>

PETTORELLI, Nathalie *et al.* Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. **Trends In Ecology & Evolution**, [S.L.], v. 20, n. 9, p. 503-510, set. 2005. Elsevier BV. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.05.011>

PHILPOTT, Stacy M.; SOONG, Oliver; LOWENSTEIN, Jacob H.; PULIDO, Astrid Luz; LOPEZ, Diego Tobar; FLYNN, Dan F. B.; DECLERCK, Fabrice. Functional richness and ecosystem services: bird predation on arthropods in tropical agroecosystems. **Ecological Applications**, [S.L.], v. 19, n. 7, p. 1858-1867, out. 2009. Wiley. <https://doi.org/10.1890/08-1928.1>

PUIDA, Daniele Bilate Cury; PAGLIA, Adriano Pereira. Primary productivity and the demography of *Gracilinanus agilis*, a small semelparous marsupial. **Journal Of Mammalogy**, [S.L.], v. 96, n. 1, p. 221-229, 15 fev. 2015. Oxford University Press (OUP). <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyu030>

RAHEL, Frank J. Homogenization of freshwater faunas. **Annual review of ecology and systematics**, p. 291-315, 2002. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150429>

RAO, C. Radhakrishna. ANALYSIS OF DIVERSITY: a unified approach. **Statistical Decision Theory And Related Topics III**, [S.L.], p. 233-250, 1982. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-307502-4.50018-0>

ROSA, R.; LIMA, S. C.; ASSUNÇÃO, W. L. Abordagem preliminar das condições climáticas de Uberlândia (MG). **Sociedade & Natureza**, v. 3, p. 91-108, 1991. <https://doi.org/10.14393/SN-v3-1991-60693>

SÁBATO, Marco Aurélio Lima; MELO, Luiz Fernando Bandeira de; MAGNI, Elisa M. Vaz; YOUNG, Robert John; COELHO, Carlyle Mendes. A note on the effect of the full moon on the activity of wild maned wolves, *Chrysocyon brachyurus*. **Behavioural Processes**, [S.L.], v. 73, n. 2, p. 228-230, set. 2006. Elsevier BV. <https://doi.org/10.1016/j.beproc.2006.05.012>

SASAKI, Takehiro; OKUBO, Satoru; OKAYASU, Tomoo; JAMSRAN, Undarmaa; OHKURO, Toshiya; TAKEUCHI, Kazuhiko. Two-phase functional redundancy in plant communities along a grazing gradient in Mongolian rangelands. **Ecology**, [S.L.], v. 90, n. 9, p. 2598-2608, set. 2009. Wiley. <https://doi.org/10.1890/08-1850.1>

SAUNDERS, Denis A.; HOBBS, Richard J.; MARGULES, Chris R.. Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: a review. **Conservation Biology**, [S.L.], v. 5, n. 1, p. 18-32, mar. 1991. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.15231739.1991.tb00384.x>

SILVA, J. F.; et al. Spatial heterogeneity, land use and conservation in the cerrado region of Brazil. **Journal Of Biogeography**, [s.l.], v. 33, n. 3, p. 536-548, mar. 2006. Wiley. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01422.x>

SIQUEIRA, Samantha Maciel de. **Fluxo de carrapatos entre ambientes e animais na fazenda Capim-Branco, Uberlândia-MG: Considerações Epidemiológicas**. 2017. 121 f. Tese (Doutorado) - Curso de Pós Graduação em Ciências Veterinárias, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2017.

SMART, Simon M; THOMPSON, Ken; MARRS, Robert H; DUC, Mike G Le; MASKELL, Lindsay C; FIRBANK, Leslie G. Biotic homogenization and changes in species diversity across human-modified ecosystems. **Proceedings Of The Royal Society B: Biological Sciences**, [S.L.], v. 273, n. 1601, p. 2659-2665, 18 jul. 2006. The Royal Society.

<https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3630>

SOININEN, Janne. Species turnover along abiotic and biotic gradients: patterns in space equal patterns in time? **BioScience**, v. 60, n. 6, p. 433-439, 2010.

<https://doi.org/10.1525/bio.2010.60.6.7>

SWIHART, Robert K. et al. Responses of 'resistant' vertebrates to habitat loss and fragmentation: the importance of niche breadth and range boundaries. **Diversity and Distributions**, v. 9, n. 1, p. 1-18, 2003.

<https://doi.org/10.1046/j.1472-4642.2003.00158.x>

TABARELLI, Marcello; GASCON, Claude. Lessons from fragmentation research: improving management and policy guidelines for biodiversity conservation. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 734-739, 2005.

<https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00698.x>

TEIXEIRA, B. R.; DE OLIVEIRA, R. C.; DE COSTA NETO, S. F.; BRAGAGNOLO, C. Procedimentos técnicos gerais para o estudo com pequenos mamíferos silvestres. In: LEMOS, E. R. S.; D'ANDEA, P. S. **Trabalho de campo com animais: procedimentos, riscos e biossegurança**, Editora FIOCRUZ: Rio de Janeiro, v. 1, p. 107-126, 2014.

<https://doi.org/10.7476/9786557080658.0011>

TILMAN, D. Functional diversity. Encyclopedia of biodiversity.(ed. SA Levin) 109–120. 2001.

<https://doi.org/10.1016/B0-12-226865-2/00132-2>

TOMBLIN, David C.; ADLER, Gregory H.. Differences in Habitat Use between Two Morphologically Similar Tropical Forest Rodents. **Journal Of Mammalogy**, [S.L.], v. 79, n. 3, p. 953, ago. 1998. Oxford University Press (OUP).

<https://doi.org/10.2307/1383103>

VAN HORNE, Beatrice. Density as a misleading indicator of habitat quality. **The Journal of Wildlife Management**, p. 893-901, 1983.

<https://doi.org/10.2307/3808148>

VALE, V. S.; SCHIAVINI, I.; LOPES, S. F. Composição florística e estrutura do componente arbóreo em um remanescente primário de floresta estacional semidecidual em Araguari, Minas Gerais, Brasil. **Hoehnea**, v. 36, p. 417-429, 2009.

<https://doi.org/10.1590/S2236-89062009000300003>

VERMEIJ, Geerat J.. When Biotas Meet: understanding biotic interchange. **Science**, [S.L.], v. 253, n. 5024, p. 1099-1104, 6 set. 1991. American Association for the Advancement of Science (AAAS).

<https://doi.org/10.1126/science.253.5024.1099>

VIEIRA, M. V., et al. 2003. Mamíferos. Pp 125–154 in *Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas* (D. M. Rambaldi and D. A. S. Oliveira, eds.). Ministério do Meio Ambiente/Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Brasília, Brazil.

VIEIRA, Marcus V.; OLIFIERS, Natalie; DELCIELLOS, Ana C.; ANTUNES, Vanina Z.; BERNARDO, Luis R.; GRELLE, Carlos E.V.; CERQUEIRA, Rui. Land use vs. fragment size and isolation as determinants of small mammal composition and richness in Atlantic Forest remnants. **Biological Conservation**, [S.L.], v. 142, n. 6, p. 1191-1200, jun. 2009. Elsevier BV.

<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.006>

VITOUSEK, Peter M. et al. Biological invasions as global environmental change. 1996.

VITOUSEK, Peter M. et al. Introduced species: a significant component of humancaused global change. **New Zealand Journal of Ecology**, p. 1-16, 1997.

VITULE, Jean Ricardo Simões; POZENATO, Letícia Pavani. Homogeneização biótica: Misturando organismos em um mundo pequeno e globalizado. **Estudos de biologia**, v. 34, n. 83, 2012.

<https://doi.org/10.7213/estud.biol.7336>

WILLIAMSON, Mark; GRIFFITHS, Bryan. **Biological invasions**. Springer Science & Business Media, 1996.

WILLIAMS, Carrington Bonsor et al. Patterns in the balance of nature and related problems of quantitative ecology. **Patterns in the balance of nature and related problems of quantitative ecology.**, 1964.

APÊNDICES

APÊNDICE A- Matriz de dados de atributos funcionais das espécies registradas durante os estudos. Dados obtidos em literatura e no site da International Union for Conservation of Nature's (IUCN). Além desses dados, também foi incluída a abundância de cada espécie em cada área estudada como parte das estimativas de diversidade funcional em cada local.

Espécie	Hábitat			Hábito						Dieta				Massa corporal	
	cam	arb	sava	flo	vere	urb	ar	te	fo	sa	fru	Sem /fol	inse		carn
<i>G. agilis</i>	0	0	0.5	0.5	0	0	0.85	0.15	0	0	0.25	0.25	0.5	0	32.5
<i>R. macrurus</i>	0	0	0.33	0.33	0	0.33	0.84	0.16	0	0	0.55	0.1	0.35	0	87
<i>Calomys spp.</i>	0.33	0.33	0	0	0	0.33	0	1	0	0	0.1	0.2	0.7	0	14.5
<i>D. albiventris</i>	0	0.25	0.25	0.25	0	0.25	0.13	0.87	0	0	0.32	0	0.42	0.27	900
<i>H. megacephalus</i>	0	0	0	0.5	0	0.5	0	1	0	0	0.33	0.33	0.33	0	45.5
<i>O. cleberi</i>	0	0	0	1	0	0	0.81	0.19	0	0	0.53	0.1	0.37	0	28
<i>A. montensis</i>	0	0	0.33	0.33	0.33	0	0	1	0	0	0	0.9	0.1	0	40
<i>O. nigripes</i>	0.25	0.25	0.25	0.25	0	0	0	1	0	0	0	0.65	0.35	0	25.4
<i>R. rattus</i>	0.25	0	0.25	0.25	0	0.25	0	1	0	0	0	0.11	0.18	0.75	200

APÊNDICE B- Localização das áreas estudadas - fragmentos de floresta estacional semidecidual e áreas de cultivo agrícola (monoculturas) no Cerrado do Triângulo Mineiro-MG, Brasil. Mapa criado com o software ArcGIS®.

