



UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
INSTITUTO DE BIOLOGIA



PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DE
RECURSOS NATURAIS

EFEITO DA QUALIDADE DO HABITAT SOBRE O ESTADO
NUTRICIONAL DE PEQUENOS MAMÍFEROS NÃO-
VOADORES NO CERRADO

DINE ROMERO RODRIGUES

Uberlândia, MG
Agosto de 2021

DINE ROMERO RODRIGUES

**EFEITO DA QUALIDADE DO HABITAT SOBRE O ESTADO
NUTRICIONAL DE PEQUENOS MAMÍFEROS NÃO-
VOADORES NO CERRADO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais da Universidade Federal de Uberlândia como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais.

Orientadora
Profª. Dra. Natália Oliveira Leiner

**Uberlândia, MG
Agosto de 2021**

Ficha Catalográfica Online do Sistema de Bibliotecas da UFU
com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).

R696 2021	<p>Rodrigues, Dine Romero, 1973- EFEITO DA QUALIDADE DO HABITAT SOBRE O ESTADO NUTRICIONAL DE PEQUENOS MAMÍFEROS NÃO-VOADORES NO CERRADO [recurso eletrônico] / Dine Romero Rodrigues. - 2021.</p> <p>Orientadora: Natália Oliveira Leiner. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Uberlândia, Pós-graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais. Modo de acesso: Internet. Disponível em: http://doi.org/10.14393/ufu.di.2021.434 Inclui bibliografia.</p> <p>1. Ecologia. I. Leiner, Natália Oliveira, 1979-, (Orient.). II. Universidade Federal de Uberlândia. Pós- graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais. III. Título.</p> <p style="text-align: right;">CDU: 574</p>
--------------	--

Bibliotecários responsáveis pela estrutura de acordo com o AACR2:

Gizele Cristine Nunes do Couto - CRB6/2091



UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
 Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação de
 Recursos Naturais

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



ATA DE DEFESA - PÓS-GRADUAÇÃO

Programa de Pós-Graduação em:	Ecologia e Conservação de Recursos Naturais				
Defesa de:	Dissertação de Mestrado Acadêmico, número 305, COPEC				
Data:	vinte e seis de agosto de dois mil e vinte e um	Hora de início:	14:00	Hora de encerramento:	16:30
Matrícula do Discente:	11912ECR002				
Nome do Discente:	Dine Romero Rodrigues				
Título do Trabalho:	Efeito da qualidade do habitat sobre o estado nutricional de pequenos mamíferos não-voadores no Cerrado				
Área de concentração:	Ecologia				
Linha de pesquisa:	Ecologia de comunidades e ecossistemas				
Projeto de Pesquisa de vinculação:	Padrões de biodiversidade e processos ecológicos em ecossistemas de Cerrado na região do Triângulo Mineiro e Sudeste de Goiás (sub-bacia do Rio Paranaíba)				

Reuniu-se por webconferência a Banca Examinadora, designada pelo Colegiado do Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais assim composta pelos doutores: Celine de Melo - UFU, André Faria Mendonça - UnB e Natalia Oliveira Leiner - 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 candidato(a), agradeceu a presença do público, e concedeu ao Discente a palavra para a exposição do seu trabalho. A duração da apresentação do Discente e o tempo de arguição e resposta foram conforme as normas do Programa.

A seguir o 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(a).

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 26/08/2021, às 16:08, 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 **Celine de Melo, Membro de Comissão**, em 26/08/2021, às 16:09, 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 **André Faria Mendonça, Usuário Externo**, em 27/08/2021, às 12:38, 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_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **2962728** e o código CRC **FOABEB40**.

A criança que fui chora na estrada.
Deixei-a ali quando vim ser quem sou;
Mas hoje, vendo que o que sou é nada,
Quero ir buscar quem fui onde ficou.

Fernando Pessoa

Dedico à criança que deixei na estrada.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à minha orientadora Natália Oliveira Leiner que não só me aceitou como abriu uma vaga para me receber. Agradeço pela confiança em aceitar alguém sem nenhuma experiência com pesquisa e sem conhecimento sobre os animais do estudo. Sou grata por sua disponibilidade e orientação em tudo que precisei, mesmo nas férias!

Sou eternamente grata ao meu marido Wellington Luis Debroi, que aceitou o desafio de estar sozinho com todas as responsabilidades para que eu pudesse viver esta aventura. Sem o seu apoio incondicional não teria realizado este sonho antigo. Obrigada por estar sempre atento às minhas necessidades. Te amo para sempre.

E também não teria realizado este trabalho sem a Claire Pauline Röpke Ferrando, o Marco Miguel de Oliveira e o Rodrigo Cassimiro Rossi. Obrigada pelo trabalho de campo que vocês realizaram, pelos dados coletados antes mesmo da minha aprovação no mestrado e pela ajuda nos meus campos. Não poderia ter equipe melhor! Vocês são profissionais admiráveis, experientes, competentes e comprometidos. Me ensinaram muito! Obrigada pela disponibilidade, alegria, companhia e amizade.

Agradeço aos meus pais Oseias e Zuleide que despertaram em mim as paixões que carrego e me ensinaram a torná-las realidade. Ao meu irmão e irmãs, em especial à Cely que, mesmo sendo a mais ocupada de todas, sempre esteve disponível para conversar, me acolher, me receber, cuidar de mim e me fazer companhia. Seu amor e conforto emocional me ajudaram a vencer os desafios dessa jornada. À Thaysa, minha sobrinha que também me fez companhia, cozinhou para mim e tornou meus dias mais leves com sua alegria. E também ao meu sobrinho Bruno, que é sempre um sopro de felicidade na minha vida.

À Vânia e à Mariana Rodrigues da Cunha por terem me recebido como moradora em sua casa no primeiro semestre do curso. Vocês não imaginam a paz e a tranquilidade que me trouxeram sentir que tinha um lar em Uberlândia e com pessoas tão queridas! Agradeço principalmente à Vânia que me recebia sempre com um quarto lindamente preparado e estava sempre disponível para conversar e me fazer companhia. Uma das maiores dádivas da vida é saber que temos com quem contar e minha gratidão pelo apoio, carinho e disponibilidade de vocês é gigante. Amigos são irmãos que escolhemos.

Também agradeço à minha turma de mestrado (Monize e Vanessa inclusas) pelos momentos de estudo, de diversão e pela companhia e generosidade. Vocês são pessoas incríveis! São poucos os momentos na vida em que a gente encontra pessoas que nos acolhem e que dividem com a gente os sonhos e as dificuldades.

Agradeço ao Programa de Pós Graduação em Ecologia da Universidade Federal de Uberlândia pela oportunidade e a todos os professores.

À CAPES e ao CNPQ pelo apoio financeiro para desenvolvimento do estudo.

ÍNDICE

Resumo.....	ix
Abstract	x
Introdução.....	1
Métodos.....	6
Espécies estudadas.....	6
Áreas de estudo.....	7
Qualidade do habitat	9
Recursos alimentares	10
Captura de pequenos mamíferos.....	11
Cálculo do índice de condição corporal.....	12
Análise dos dados	13
Resultados	14
Condição corporal.....	14
Qualidade do habitat e disponibilidade de recursos.....	20
Discussão.....	20
Referências	29

RESUMO

Rodrigues, Dine R. 2021. Efeito da qualidade do habitat sobre o estado nutricional de pequenos mamíferos não-voadores no Cerrado. Dissertação de Mestrado em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais. UFU. Uberlândia-MG. 56p.

A perda, a fragmentação e a degradação de áreas de vegetação nativa por atividades antrópicas têm sido a principal causa de perda de espécies. Entender como as espécies respondem aos impactos destes processos é crucial em uma abordagem conservacionista, especialmente porque as espécies respondem de maneiras diferentes às mudanças ambientais. Estas alterações têm potencial para afetar os processos fisiológicos e as condições nutricionais dos indivíduos e, conseqüentemente, seu desempenho. A condição nutricional de um indivíduo pode ser avaliada por índices de condição corporal, que permitem estimar suas reservas de energia que, por sua vez, estão correlacionadas com parâmetros ecológicos como reprodução, mortalidade, vulnerabilidade a doenças e à predação. Dentro deste contexto, investiguei os efeitos da perda de área e da qualidade do habitat, da estação climática e do sexo sobre a condição corporal (calculada pelo índice de massa escalonada) de duas espécies de pequenos mamíferos arborícolas em fragmentos de floresta estacional semidecidual no Cerrado (*Gracilinanus agilis* e *Rhipidomys sp.*). Era esperado que a perda e a redução da qualidade do habitat afetassem negativamente a condição corporal das espécies e que este efeito variasse com a estação climática e com o sexo dos indivíduos. Contudo, a perda de habitat não afetou a condição corporal das espécies, enquanto a qualidade teve efeito negativo sobre a condição corporal de *Rhipidomys sp.* quando considerada a estrutura do habitat, porém sem efeito da produtividade primária (estimada pelo índice de vegetação por diferença normalizada - NDVI). Por outro lado, *G. agilis* teve sua condição corporal negativamente relacionada com a variação temporal do NDVI, porém variou de forma independente das alterações ambientais. A estação climática não exerceu influência sobre a condição corporal das espécies e apenas *G. agilis* apresentou efeito do sexo sobre a condição, com machos apresentando condição corporal superior à das fêmeas. A condição corporal de *Rhipidomys sp.* foi maior nos fragmentos perturbados e de menor área, que podem apresentar maior abundância de recursos como frutos e artrópodes por estarem em estágios iniciais de regeneração. Por outro lado, a condição corporal de *G. agilis* parece ser determinada por seu padrão de crescimento e pela ausência de sobreposição de gerações, que ocorre em função de sua semelparidade. Portanto, as respostas às alterações ambientais são espécie-específicas, o que torna importante considerar estudos com espécies com diferentes atributos funcionais e realizar monitoramentos de longo prazo, além de incluir outros parâmetros de saúde e desempenho individual para avaliar a capacidade de persistência das espécies em fragmentos florestais no Cerrado.

Palavras-chave: Condição corporal; perda de habitat; qualidade do habitat; NDVI; pequenos mamíferos

ABSTRACT

Rodrigues, Dine R. 2021. Effect of habitat quality on the nutritional status of small non-flying mammals in the Brazilian Cerrado. MSc. thesis. UFU. Uberlândia-MG. 56p.

The loss, fragmentation and degradation of native vegetation areas by human activities have been the main cause of species loss. Understanding how species respond to the impacts of these processes is crucial in a conservation approach, especially as species respond differently to environmental changes. These changes have the potential to affect the physiological processes and nutritional conditions of individuals and, consequently, their fitness. The nutritional status of an individual can be assessed by body condition indices, which allow estimating their energy reserves, which, in turn, are correlated with ecological parameters such as reproduction, mortality, vulnerability to disease and predation. Within this context, I investigated the effects of habitat loss, habitat quality, climatic season and sex on body condition (calculated by the scaled mass index) of two species of small arboreal mammals in fragments of semideciduous forest in the Cerrado (*Gracilinanus agilis* and *Rhipidomys sp.*). It was expected that the loss and reduction of habitat quality would negatively affect the body condition of the species and that this effect would vary with the climatic season and with the sex of the individuals. However, habitat loss did not affect the body condition of the species, while quality had a negative effect on the body condition of *Rhipidomys sp.* when considering the habitat structure, but without the effect of primary productivity (estimated by the normalized difference vegetation index - NDVI). On the other hand, *G. agilis* had its body condition negatively related to the temporal variation of the NDVI, but it varied independently of environmental changes. The climatic season had no influence on the body condition of the species and sex only had an effect on the condition of *G. agilis*, with males showing better body condition than females. The body condition of *Rhipidomys sp.* was higher in the smaller and disturbed fragments, that can present greater abundance of resources such as fruits and arthropods because they are in the initial stages of regeneration. On the other hand, the body condition of *G. agilis* seems to be determined by its growth pattern and by the absence of generational overlap, which occurs due to its semelparity. Therefore, responses to environmental changes are species-specific, which makes it important to consider studies with species with different functional attributes and carry out long-term monitoring, in addition to including other health and individual performance parameters to assess the persistence capacity of species in forest fragments in the Cerrado.

Keywords: Body condition; habitat loss; habitat quality; NDVI; small mammals

INTRODUÇÃO

A perda, a fragmentação e a degradação de áreas de vegetação nativa por atividades antrópicas têm sido a principal causa de perda de espécies no mundo todo (Fischer e Lindenmayer 2007; Sodhi et al. 2014; Alho et al. 2015). Estes processos podem ter como consequência a limitação de recursos, isolamento das populações, alterações das condições ambientais, mudanças no comportamento, fisiologia, sobrevivência e reprodução dos organismos, além de facilitação de invasão de espécies introduzidas e patógenos (Fischer e Lindenmayer 2007; Sodhi et al. 2014; Alroy 2017). Em virtude da intensificação da ação humana sobre os ecossistemas naturais nos últimos dois séculos, entender a resposta específica de cada espécie aos diferentes impactos é crucial tanto na perspectiva teórica quanto em uma abordagem conservacionista (Newman 2019), especialmente devido ao fato de que as espécies respondem de maneiras diferentes às mudanças ambientais (Vetter et al. 2011; Honorato et al. 2015).

O processo de fragmentação gera perda e alterações na qualidade do habitat, afetando direta ou indiretamente a persistência das espécies (Honorato et al. 2015; Püttker et al. 2020). A perda de habitat parece ter maior impacto sobre a perda de espécies decorrente do que o efeito da fragmentação em si (e.g. mudança na configuração do habitat e isolamento) (Fahrig 2003; Fahrig et al. 2019). De fato, estudos já demonstraram que a perda de habitat pode afetar parâmetros vitais das populações e taxas de extinção das espécies (Chiarello 1999; Moreno-Opo 2020). Já a fragmentação pode isolar pequenas populações, impedindo o fluxo gênico, o que aumenta o risco de endogamia, a vulnerabilidade a eventos estocásticos e a probabilidade de extinção local (Frankham 2008; Griffen e Drake 2008; Cáceres et al. 2010; Hanski 2011).

Outra consequência das alterações antrópicas da paisagem é a degradação do habitat remanescente, com perda gradual da qualidade, que pode desempenhar um papel importante na

sobrevivência de uma espécie (Franken e Hik 2004; Griffen e Drake 2008). Um habitat pode ter sua qualidade reduzida pela alteração da estrutura da vegetação, diminuição da disponibilidade de recursos e alterações das condições ambientais (Fischer e Lindenmayer 2007; Griffen e Drake 2008; Mortelliti et al. 2010; Honorato et al. 2015). A criação de novas bordas nos fragmentos contribui para a degradação, com alteração da radiação, umidade, temperatura, velocidade do vento e, conseqüentemente, a composição de espécies, tanto de plantas quanto de animais (Saunders et al. 1991; Murcia 1995; Fischer e Lindenmayer 2007). Além disso, com a alteração da paisagem causada pela fragmentação, os remanescentes de habitat original ficam imersos em uma matriz dominada por atividades antrópicas, o que favorece a ocorrência de distúrbios como a entrada de gado, extração de madeira, caça e invasão de espécies exóticas (Crooks 2002; Cáceres et al. 2010; Vetter et al. 2011; Fragoso et al. 2020). O consumo de plantas jovens e o pisoteio pelo gado e a extração de madeira reduzem a cobertura do sub-bosque e levam à perda de espécies nativas (Holland e Bennett 2007). Estas mudanças tornam a estrutura da vegetação menos complexa, afetando assim o número de espécies que conseguem coexistir no ambiente (Holland e Bennett 2007; Leiner et al. 2010; Delciellos et al. 2016). A complexidade de um habitat pode ser definida como o conjunto dos diferentes elementos estruturais que o compõem, assim como o tamanho, a abundância, a densidade e o arranjo espacial destes elementos (Tokeshi e Arakaki 2012).

As medidas de estrutura e complexidade do habitat são uma das formas mais utilizadas para determinar sua qualidade (Pausas et al. 1995; Delciellos et al. 2016; Regolin et al. 2021) e estão relacionadas com a capacidade do habitat de suportar maior riqueza de espécies em função da maior gama de recursos oferecidos (Tokeshi 1993; Holland e Bennett 2007; Leiner et al. 2010). Nesse sentido, componentes estruturais do habitat que favorecem o deslocamento e fornecem abrigo, proteção e alimento, como a conectividade do dossel, densidade da vegetação, disponibilidade de alimento e quantidade de serrapilheira, podem funcionar como bons

descritores da qualidade do ambiente (Johnstone et al. 2010; Delciellos et al. 2016; Fragoso et al. 2020). Atualmente, outra métrica amplamente usada para descrever a estrutura da vegetação e a qualidade do ambiente é o NDVI (índice de vegetação por diferença normalizada, baseado em imagens de satélite), que funciona como um *proxy* da produtividade primária e permite avaliar a variação temporal na distribuição e qualidade da vegetação (Pettorelli et al. 2007, 2011; Hamel et al. 2009). Estudos já mostraram que variações temporais no NDVI, que estava associado à abundância de recursos alimentares e qualidade da vegetação para herbívoros, afetam o sucesso reprodutivo e sobrevivência de aves insetívoras (Saino et al. 2004; Schaub et al. 2006), a ocorrência de nascimentos em búfalos (Ryan et al. 2006) e a seleção de habitats e uso do espaço de mamíferos carnívoros (Wiegand et al. 2008). O NDVI também já foi usado para entender a composição de espécies de pequenos mamíferos no Cerrado (Hannibal et al. 2018) e o colapso da população do roedor *Akodon azarae* em um agro ecossistema em Córdoba na Argentina foi diretamente correlacionado com o índice (Andreo et al. 2009).

Os estudos que avaliam os efeitos da perda, fragmentação e degradação de habitat geralmente utilizam a riqueza, distribuição e abundância das espécies (Chiarello 1999; Henle et al. 2004; Pardini et al. 2005; Holland e Bennett 2007; Cáceres et al. 2010; Ansell et al. 2011; Honorato et al. 2015) para inferir sobre os potenciais impactos nas populações e comunidades. Porém, esta abordagem não é capaz de detectar alterações em populações que ainda não entraram em declínio, o que pode levar muito tempo para ocorrer (Metzger et al. 2009; Johnstone et al. 2014). Além disso, esses estudos falham em determinar os mecanismos que desencadeiam as respostas das espécies aos distúrbios (Miguel et al. 2019). Como a alteração da qualidade de um habitat tem potencial para afetar também os processos fisiológicos e a condição de saúde dos indivíduos, uma alternativa é analisar indicadores fisiológicos que refletem a maneira como um indivíduo lida com as alterações de seu ambiente (Homyack 2010; Delciellos et al. 2018; Miguel et al. 2019). Estes indicadores apresentam correlação com o

desempenho individual e podem auxiliar na identificação de mecanismos que atuam na alteração da dinâmica populacional em paisagens antropizadas (Delciellos et al. 2018).

Estudos têm utilizado hormônios do estresse (glicocorticoides) (Wasser et al. 1997; Cyr e Romero 2007; Martínez-Mota et al. 2007), perfil leucocitário (Davis et al. 2008; Johnstone et al. 2011; Seltmann et al. 2017; Miguel et al. 2019) e condição corporal (Tête et al. 2013; Maceda-Veiga et al. 2014; Zangrandi et al. 2019) para avaliar como alterações ambientais afetam os animais. Os hormônios do estresse podem ser obtidos em amostras de fezes, urina e sangue e são a resposta imediata de um animal a um estressor (Johnstone et al. 2012), mas concentrações elevadas por longo período podem indicar estresse crônico (Cyr e Romero 2007). Outra alternativa é utilizar a relação entre o número de neutrófilos e de linfócitos circulantes no sangue. Essa relação é alterada pelo estresse, com a redução do número de linfócitos (Ellis et al. 2012) ocorrendo tardiamente em relação à experiência de estresse (Davis 2005; Davis e Maney 2018). Outra forma de determinar o estado geral de saúde de um animal é através do cálculo de índices de condição corporal, que refletem a condição nutricional do indivíduo estimando suas reservas de energia, principalmente gordura e proteínas (Jakob et al. 1996; Peig e Green 2009; Johnstone et al. 2014).

Parâmetros ecológicos como reprodução, mortalidade, capacidade de lidar com doenças e vulnerabilidade à predação apresentam correlação com estas reservas de energia (Møller et al. 1998; Wirsing et al. 2002; Robbins et al. 2012). Um indivíduo com boa condição corporal teria maiores reservas de energia que aqueles com baixa condição e, portanto, maior probabilidade de sobrevivência em condições de escassez de recursos (Millar e Hickling 1990; Schulte-Hostedde et al. 2005). Além disso, os índices de condição corporal são uma forma não invasiva de avaliação do estado de saúde de um animal e são mais fáceis de obter em campo do que medidas de desempenho (crescimento, sobrevivência, reprodução) (Jakob et al. 1996; Johnstone et al. 2014; Delciellos et al. 2018) e a relação entre condição corporal e desempenho

individual tem sido documentada para vários taxa (Schulte-Hostedde et al. 2005; Bourbonnais et al. 2014; Lubbe et al. 2014; Maceda-Veiga et al. 2014; Montreuil-Spencer et al. 2019; Brodeur et al. 2020; Lamont e Johnson 2021).

A cobertura e a estrutura da vegetação estão relacionadas com a oferta de alimento, abrigo, locais para nidificação e proteção contra predadores (Sponchiado et al. 2012) e influenciam a distribuição e a abundância de vários taxa, entre eles pequenos mamíferos (Alho et al. 1986; Eccard et al. 2000; Jaberg e Guisan 2001; Freitas et al. 2002; Püttker et al. 2008; Ikin et al. 2014; Pulsford et al. 2017). Este grupo é um componente importante dos ecossistemas, atuando como dispersores e predadores de sementes (Forget e Milleron 1991; Brewer e Rejmánek 1999; Vieira e Izar 1999), controladores de pragas (Lacher et al. 2019) e como presas de outras espécies (Norrdahl e Korpimäki 1995; Facure e Giaretta 1996; Lima et al. 2001). No Brasil, em torno de 29% das espécies de mamíferos descritas é arborícola (Paglia et al. 2012). Este hábito leva à dependência de ambientes florestais e aumenta o risco de extinção (Castro e Fernandez 2004). Dessa forma, pequenos mamíferos restritos a estes ambientes e que persistem após a fragmentação podem ser bons modelos para determinar quais são os efeitos da perda e alteração de habitat sobre as espécies (Castro e Fernandez 2004; Delciellos et al. 2018). Dentro deste contexto, o objetivo deste trabalho foi investigar se a condição corporal (calculada pelo índice de massa escalonada) de duas espécies de pequenos mamíferos de hábitos arborícolas do Cerrado é afetada negativamente pelo processo de perda de habitat e redução da qualidade e estrutura da vegetação. Como a condição corporal pode variar entre sexos e estações climáticas, testamos também o efeito destes fatores sobre a condição corporal das espécies. Para isso, as seguintes hipóteses foram testadas: 1) perda de habitat afeta negativamente a condição corporal das espécies arborícolas; 2) a condição corporal das espécies arborícolas é reduzida em ambientes com menor qualidade, 3) o efeito da perda e

redução na qualidade de habitat sobre a condição corporal das espécies varia com a estação climática e com o sexo.

MÉTODOS

Espécies estudadas

Para a realização deste estudo foram selecionadas as espécies *Gracilinanus agilis* e *Rhipidomys sp.*, que foram as mais abundantes nos fragmentos e apresentaram amostra suficiente para a análise.

Gracilinanus agilis (cuíca graciosa) é um marsupial da família Didelphidae, encontrado no Cerrado brasileiro, na Caatinga e no Pantanal (Paglia et al. 2012) de hábito noturno e arborícola, vida solitária e semélparo (Lopes e Leiner 2015). É de pequeno porte, com peso variando entre 20 e 45 g, tem dieta composta principalmente de artrópodes, mas também consome frutos e é classificado como onívoro (Paglia et al. 2012; Camargo et al. 2014; Lopes 2014; Lopes e Leiner 2015). Seu período reprodutivo é sazonal e ocorre entre os meses de julho e fevereiro (Lopes e Leiner 2015). Tanto os machos quanto as fêmeas apresentam aumento de peso e tamanho no período de reprodução, os machos no início do período, em julho e as fêmeas a partir de outubro, quando estão em fase de lactação (Lopes 2014). Também há dimorfismo sexual, sendo que os machos são maiores que as fêmeas (Lopes e Leiner 2015).

Tanto *Rhipidomys macrurus* quanto *Rhipidomys mastacalis* têm ocorrência no Cerrado (Paglia et al. 2012). Pertencem à ordem Rodentia, família Cricetidae, subfamília Sigmodontinae, são arborícolas, frugívoros e predadores de sementes e são endêmicos do Brasil (Bonvicino et al. 2008; Paglia et al. 2012). Apesar de ser classificado como frugívoro-granívoro, *R. mastacalis* se alimenta também de artrópodes (principalmente Hymenoptera e Isoptera) e é reconhecido como dispersor de sementes (Calazans e Bocchiglieri 2019; Lessa et al. 2019). A massa corporal de *R. macrurus* tem média de 80.3 g, variando de 48 a 130 g e de

R. mastacalis média de 86.9 g com variação de 61 a 130 g (Bonvicino et al. 2008). Ambos são encontrados estritamente em ambientes florestais (Dietz 1983; Alho et al. 1986). Sua reprodução ocorre durante todo o ano, com pico na estação chuvosa, quando há maior oferta de recursos (Mares e Ernest 1995; Cerqueira 2005). Uma vez que ambas as espécies de *Rhipidomys* são sintópicas na área de estudo, não foi possível identificá-las em nível de espécie, sendo que trabalharemos daqui por diante com o gênero *Rhipidomys sp.*

Áreas de estudo

O estudo foi realizado em quatro fragmentos de floresta estacional semidecidual no Triângulo Mineiro, na bacia hidrográfica do rio Paranaíba, com diferentes estados de conservação. Eles estão localizados na Fazenda Água Fria (Araguari, MG), Fazenda Experimental do Glória, Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Estação Ecológica do Panga e Fazenda São José (Uberlândia, MG) (FIGURA 1 e FIGURA 2). Todos os sítios estão inseridos no bioma Cerrado, apresentando clima tipo Aw, com variação sazonal entre as estações seca, que compreende o período de abril a setembro e chuvosa, de outubro a março, conforme classificação de Köppen-Geiger, com pluviosidade média anual em torno de 1.500 mm e temperatura média de 22°C (Rosa et al. 1991; Kottek et al. 2006).

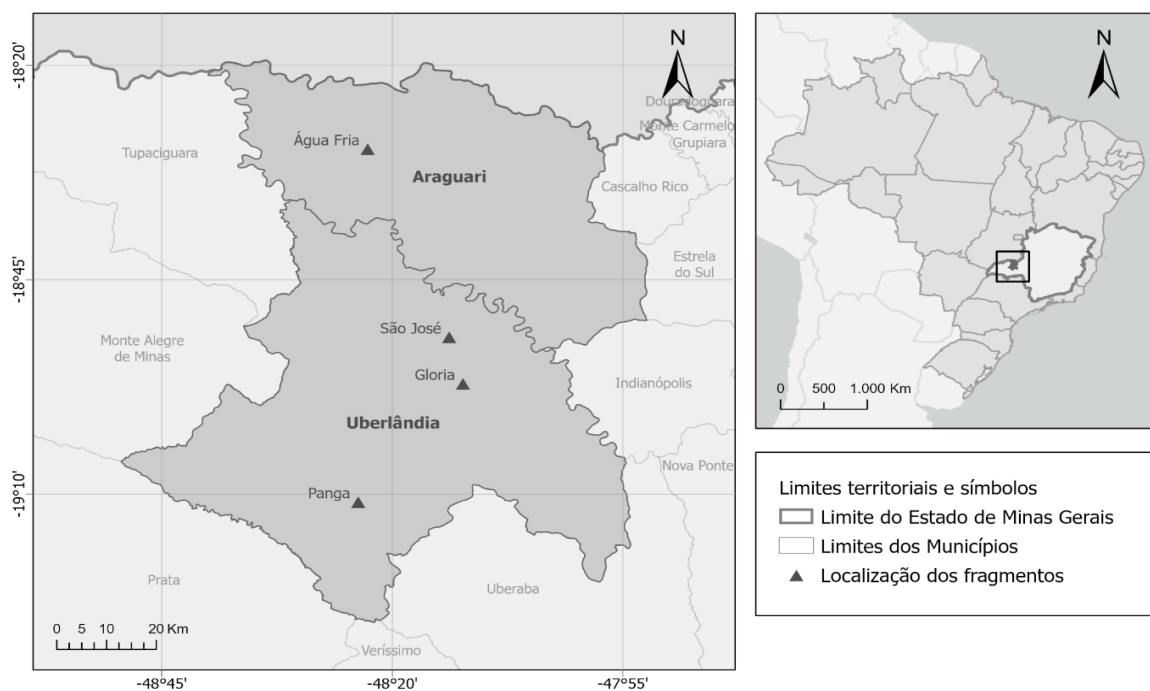


FIGURA 1: Localização dos fragmentos de floresta estacional semidecidual no Cerrado, Minas Gerais, Brasil. Mapa com coordenadas geográficas South America, Datum SIRGAS 2000, dados: IBGE (2020), Basemap ESRI Light Gray Canvas, elaborado por Dine Romero Rodrigues



FIGURA 2: Fragmentos de floresta estacional semidecidual no Cerrado utilizados neste estudo (delimitados em branco). A) Fazenda Água Fria; B) Fazenda Experimental do Glória; C) RPPN Panga e D) Fazenda São José. Fonte: Google Earth

A fazenda Água Fria (18°29'S - 18°31'S e 48°21'W - 48°24'W) está situada a 25 km do centro urbano de Araguari, MG, possui reserva legal que compreende formação florestal contínua de aproximadamente 500 ha composta por: mata de galeria, floresta estacional decidual e floresta estacional semidecidual (Vale et al. 2009). A Fazenda experimental do Glória (18°56'S - 18°58'S e 48°11'W - 48°13'W) pertence à Universidade Federal de Uberlândia e está localizada em Uberlândia (MG), sendo que a maior parte de sua área é utilizada para atividades agropastoris, possui uma reserva legal de 30 ha com formações naturais de floresta estacional semidecidual e floresta de galeria (Lopes 2010). A RPPN Estação Ecológica do Panga (19°09'S - 19°11'S e 48°23'W - 48°24'W) localiza-se a 30 km do centro urbano de Uberlândia e também pertence à Universidade Federal de Uberlândia. Possui 409.5 ha de área total e compreende várias fitofisionomias do Cerrado: campo sujo (savana), campos úmidos e veredas, campo cerrado, cerrado *sensu stricto*, cerradão, floresta estacional semidecidual e floresta de galeria (Moreno e Schiavini 2001; Cardoso et al. 2009; Gonçalves et al. 2021). A RPPN possui 35.52 ha de floresta estacional semidecidual, formação objeto deste estudo. A Fazenda São José (18°51'S - 18°52'S e 48°13'W - 48°14'W) encontra-se a 10 km do centro de Uberlândia e possui um fragmento de floresta semidecidual de 22.3 ha em sua reserva legal (Prado Júnior et al. 2011; Vargas e Araújo 2014). O fragmento está inserido em matriz antropizada, constituída por pastagens, culturas anuais e plantações de eucalipto. Sofre interferência antrópica sob a forma de corte de árvores e entrada de gado (Prado Júnior et al. 2011).

Qualidade do habitat

A qualidade do habitat foi avaliada de duas formas neste estudo. A primeira métrica usada foi o índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI), que é baseado em imagens de satélite. Para isto, 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 de captura de pequenos mamíferos.

A outra métrica de qualidade do habitat consistiu em avaliar a estrutura da vegetação de maneira mais detalhada em cada fragmento. Componentes estruturais do habitat são importantes para pequenos mamíferos, fornecendo alimento, abrigo e proteção e podem estar correlacionados com sua condição corporal (Johnstone et al. 2010; Delciellos et al. 2016; Fragoso et al. 2020).

Dessa forma, foram medidas as seguintes variáveis estruturais: cobertura do dossel, densidade do sub-bosque, profundidade da camada de serrapilheira e cobertura do solo por serrapilheira. Medi as variáveis nos 40 pontos amostrais de cada fragmento em duas campanhas, uma na estação chuvosa e uma na seca, nos meses de setembro de 2019 e janeiro, fevereiro e agosto de 2020, sempre que possível coincidindo com as campanhas de captura. Todas as variáveis foram medidas em porcentagem, com exceção da profundidade de serrapilheira, medida em centímetros. Foi utilizada uma moldura de madeira de 0,25 m², com espaço interno dividido por fio de nylon em 100 quadrados para determinação das porcentagens de cobertura do dossel, do sub-bosque e do solo, conforme Freitas et al. (2002). Em cada ponto amostral foram estabelecidos cinco pontos de aferição: ponto central, coincidindo com o ponto amostral e quatro pontos distantes 3 m do ponto central, alinhados com os pontos cardeais. Em todos os pontos foram medidos: cobertura do dossel, profundidade da serrapilheira e cobertura do solo por serrapilheira. A densidade do sub-bosque foi medida entre o ponto central e cada um dos pontos cardeais, em três alturas: 0 – 0,5 m; 0,5 – 1 m e 1 – 1,5 m a partir do solo.

Recursos alimentares

Como os artrópodes são fonte de alimento para ambas as espécies de pequenos mamíferos avaliadas, sua biomassa total foi utilizada para determinar a disponibilidade de

recursos alimentares nos fragmentos (Paglia et al. 2012; Camargo et al. 2014; Lopes e Leiner 2015; Lessa et al. 2019). Para isso, armadilhas de queda constituídas por potes de plástico de 750 ml foram instaladas em cada ponto amostral nos fragmentos. Elas foram enterradas com a borda ao nível do solo e receberam 200 ml de álcool 70% com algumas gotas de detergente. Foram todas recolhidas após 48 horas e os artrópodes foram separados e secos em estufa a 40°C por 24 horas e pesados em balança de precisão. As coletas ocorreram em duas campanhas, uma na estação chuvosa e uma na estação seca, coincidindo com as campanhas de captura de pequenos mamíferos sempre que possível.

Captura de pequenos mamíferos

A captura de pequenos mamíferos 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 animais foram realizadas conforme 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 (41/19).

Para a captura dos pequenos mamíferos, foram realizadas 4 campanhas de amostragem em cada um dos fragmentos, sendo 2 na estação chuvosa e 2 na seca entre novembro de 2018 e julho de 2020. Em cada campanha foram dispostas 80 armadilhas em cada área, mantidas por 4 noites, totalizando 5120 armadilhas/noite. Os indivíduos foram capturados com armadilhas tipo Sherman®, duas em cada ponto amostral, sendo uma disposta em árvore (25 x 8 x 9 cm - pequena) a uma altura entre 1 e 2 metros e uma no solo (31 x 8 x 9 cm - média ou 43 x 12,5 x 14 cm - grande), alternando as armadilhas média e a grande entre os pontos amostrais. Em cada fragmento, a grade de capturas foi composta de 5 transectos paralelos equidistantes 20 metros, com 8 pontos amostrais também equidistantes 20 metros em cada um, totalizando 40 pontos de

captura. Os indivíduos foram atraídos para as armadilhas com isca composta de paçoca (doce à base de amendoim), banana e aveia, repostada diariamente durante a campanha (Teixeira et al. 2014). Todos os indivíduos receberam um brinco numerado e foram soltos no local de sua captura após a triagem. Para cada indivíduo foram anotados a espécie ou o gênero, o sexo, a idade e a condição reprodutiva, que foi definida através da posição do escroto nos machos (abdominal ou descido) e nas fêmeas pela condição da genitália (vagina aberta ou fechada) e das tetas (inchadas ou não), conforme Pinheiro et al. (2002). Foram também obtidos o peso, tamanho da cabeça, do corpo, da cauda, da tíbia e pata esquerdas, altura e largura do testículo e, para *Rhipidomys sp.*, a altura e a largura da orelha esquerda. A idade de *G.agilis* foi determinada a partir da sequência de erupção dos dentes, dividindo os indivíduos em três classes: juvenis (com primeiro e segundo molares), subadultos (com terceiro molar) e adultos (com dentição completa, com presença do quarto molar superior), conforme Macedo et al. (2006).

Cálculo do índice de condição corporal

A condição corporal dos indivíduos foi determinada pelo Índice de Massa Escalonada (IC) proposto por Peig e Green (2009), calculado pela fórmula: $IC = M_i \left(\frac{L_0}{L_i} \right)^{b_{SMA}}$, em que M_i e L_i são respectivamente a massa e uma medida corporal linear de cada indivíduo e L_0 é a média da medida corporal adotada para a população. O expoente b_{SMA} é o coeficiente angular da regressão de eixo principal padronizado (SMA) entre os logaritmos da massa (g) e da medida corporal (cm), obtido através do programa RMA para Java v.1.21 (Bohonak e Van Der Linde 2004). Para seleção da medida corporal linear a ser utilizada no cálculo, realizei um teste de correlação entre a massa corporal e a cabeça, o corpo, a soma das medidas da cabeça e do corpo, a cauda, a tíbia e a pata traseira. A medida corporal selecionada foi a tíbia, que apresentou a maior correlação com a massa corporal. O Índice de Massa Escalonada permite calcular a massa

prevista para cada indivíduo depois de padronizar a medida corporal (L_i) pela média da população (L_0). Dessa forma, o índice calculado não tem correlação com o tamanho corporal, permitindo sua comparação entre indivíduos e populações.

Análise dos dados

Para testar as hipóteses propostas, foram utilizados modelos lineares generalizados para cada uma das espécies, tendo como variáveis preditoras a identidade do fragmento, o sexo, a estação climática e o NDVI (obtido dois meses antes da obtenção da métrica de condição corporal, levando em conta um possível efeito atrasado do NDVI sobre a condição). Foram construídos quinze modelos usando distribuição gaussiana, com função de ligação log. A distribuição do índice de condição corporal foi determinada através da função `fitdistrplus` do programa R (R Core Team 2020) cujo resultado foi lognormal tanto para *G. agilis* quanto para *Rhipidomys sp.* A seleção de modelos foi realizada com o pacote `AICcmodavg` no programa R, com base no critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas (AICc) (Burnham e Anderson 2002). Todos os modelos com diferença menor ou igual a 2 ($\Delta AICc$) em relação ao modelo melhor classificado foram analisados, uma vez que são considerados igualmente plausíveis (Burnham e Anderson 2002). Nos casos em que o mesmo indivíduo foi capturado mais de uma vez na mesma estação, apenas os dados da primeira captura foram utilizados nos cálculos.

Para entender melhor possíveis diferenças na condição corporal entre os fragmentos estudados, verificou-se se os fragmentos diferiam em relação à qualidade do habitat (NDVI agrupando as duas estações) e à estrutura da vegetação. Tanto o NDVI quanto as variáveis utilizadas para representar a estrutura da vegetação foram comparados através do teste de Kruskal-Wallis e o teste de comparações múltiplas posterior de Dunn, em função de heterocedasticidade não corrigida por transformações. As variáveis de estrutura de vegetação foram medidas em porcentagem e antes do teste foram transformadas pelo arco-seno da raiz

quadrada. Para cada ponto amostral foi obtida a média das medidas de cobertura do solo, profundidade de serrapilheira, cobertura do dossel e densidade do sub-bosque. Para testar a diferença de profundidade de serrapilheira entre os fragmentos, foi utilizado o teste de Kruskal-Wallis e o teste de comparações múltiplas posterior de Dunn, uma vez que esta variável também apresentou heterocedasticidade não resolvida por transformações. Todos os testes estatísticos foram realizados no programa R (R Core Team 2020), considerando nível de significância de 5%.

RESULTADOS

Foram capturados 85 indivíduos de *Gracilinanus agilis* e 147 de *Rhipidomys sp.* em 4 campanhas em cada fragmento. Para o cálculo do índice de condição corporal foram utilizados 63 indivíduos de *G. agilis*, 28 provenientes de Água Fria, 11 do Panga e 24 de São José e 121 de *Rhipidomys sp.*, sendo 29 de Água Fria, 54 do Glória, 9 do Panga e 29 de São José. Não foi possível analisar dados do Glória para *G. agilis* pelo baixo número de capturas.

Condição corporal

Contrariando a primeira hipótese, a condição corporal das espécies não foi afetada pela perda de habitat, uma vez que tanto *G. agilis* quanto *Rhipidomys sp.* não apresentaram redução da condição corporal nos fragmentos de menor área (ver TABELA 1). De fato, não houve diferença na condição corporal de *G. agilis* entre os fragmentos, enquanto os indivíduos de *Rhipidomys sp.* exibiram menor condição corporal no fragmento de Água Fria, que apresentou a maior área (500 ha) de floresta estacional semidecidual (FIGURA 3).

A segunda hipótese, de que a condição corporal das espécies seria reduzida em fragmentos com menor qualidade de habitat, foi parcialmente refutada. Para *Rhipidomys sp.* três modelos foram selecionados como igualmente admissíveis para explicar a variação na condição corporal dos indivíduos de *Rhipidomys sp.* (TABELA 2). O melhor modelo indica um

efeito das áreas sobre o valor de condição corporal, sugerindo menor condição nutricional dos indivíduos de *Rhipidomys sp.* que residem no fragmento da Fazenda Água Fria, considerado o de maior qualidade por sua estrutura e valores de NDVI (FIGURA 3, TABELA 2). Contudo, esta espécie não teve a condição corporal diretamente afetada pelo valor de NDVI, que funciona como indicador da produtividade primária e da qualidade do habitat. Ao mesmo tempo, o modelo de melhor ajuste para os dados de *G. agilis* e que melhor explicou a variação na condição corporal dos indivíduos desta espécie foi aquele contendo o sexo e o NDVI como variáveis independentes (TABELA 3). Este modelo indica que os indivíduos de *G. agilis* tiveram sua condição corporal afetada negativamente pelo NDVI, de maneira que os indivíduos apresentaram condição corporal superior quando o NDVI de dois meses antes da captura foi menor. Dessa forma, os resultados também refutaram a hipótese 2 para *G. agilis*, apesar de não terem sido encontradas diferenças na condição corporal dos indivíduos entre as populações desta espécie (FIGURA 3).

TABELA 1: Medidas do tamanho do fragmento, da estrutura da vegetação, do NDVI, da profundidade da camada de serrapilheira e da disponibilidade de recursos em quatro fragmentos de floresta estacional semidecidual no Triângulo Mineiro. Dossel, sub-bosque e camada de serrapilheira: média \pm SD. NDVI: média do período de 2018 a 2020. Artrópodes: biomassa total. As medidas que diferiram estão destacadas em negrito.

		Água Fria	Glória	Panga	São José
Área (ha)		500	30	35.52	22.3
Dossel (%)	Chuvosa	97.8 \pm 2.85	90.9 \pm 9.16	87.6 \pm 12.8	91.1 \pm 9.47
	Seca	99.3 \pm 1.67	96.2 \pm 6.64	95.8 \pm 6.60	95.0 \pm 6.23
Sub-bosque (%)	Chuvosa	67.0 \pm 12.8	60.5 \pm 20.3	67.5 \pm 18.0	63.8 \pm 14.5
	Seca	50.2 \pm 12.6	42.0 \pm 18.2	45.5 \pm 17.1	52.1 \pm 16.4
NDVI	Chuvosa	0.83	0.767	0.821	0.761
	Seca	0.769	0.678	0.776	0.726
Serrapilheira (cm)	Chuvosa	2.17 \pm 0.84	2.80 \pm 1.47	4.40 \pm 2.52	2.54 \pm 1.18
	Seca	4.54 \pm 1.42	5.92 \pm 1.31	6.97 \pm 1.34	6.56 \pm 1.43
Artrópodes (g)	Chuvosa	77.15	27.38	16.54	31.16
	Seca	8.14	22	13.85	13.95

TABELA 2: Resumo da seleção de modelos baseados nos *quinze modelos* construídos para análise do efeito de diferentes variáveis preditoras sobre o índice de condição corporal de *Rhipidomys sp.* Os modelos selecionados para análise estão em negrito. k = número de parâmetros, $AICc$ = critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas; $\Delta AICc$ = diferença entre $AICc$ de um modelo e o modelo melhor classificado; $wAICc$ = peso do $AICc$. Os modelos estão classificados por ordem crescente do valor de $\Delta AICc$. IC representa o índice de condição corporal, $ndvi2$ representa a medida de NDVI de 2 meses antes da data de captura do indivíduo e nulo representa o modelo nulo.

Modelo	k	$AICc$	$\Delta AICc$	$wAICc$	Peso cumulativo
IC~Area	5	961.51	0	0.45	0.45
IC~Area+Estacao	6	962.77	1.26	0.24	0.69
IC~Area+Sexo	6	963.51	2.01	0.16	0.85
IC~Area+Estacao+Sexo	7	964.71	3.2	0.09	0.94
IC~Area+Estacao+Sexo+ndvi2	8	966.32	4.81	0.04	0.98
IC~Area*Estacao	9	969.43	7.92	0.01	0.99
IC~Area*Sexo	9	969.47	7.97	0.01	1
IC~Estacao+ndvi2	4	990.3	28.79	0	1
IC~Estacao+Sexo+ndvi2	5	992.44	30.93	0	1
IC~ndvi2	3	997.76	36.26	0	1
IC~Estacao	3	999.57	38.06	0	1
IC~Sexo+ndvi2	4	999.9	38.39	0	1
IC ~ null	2	1000.84	39.34	0	1
IC~Estacao+Sexo	4	1001.38	39.87	0	1
IC~Sexo	3	1002.8	41.29	0	1

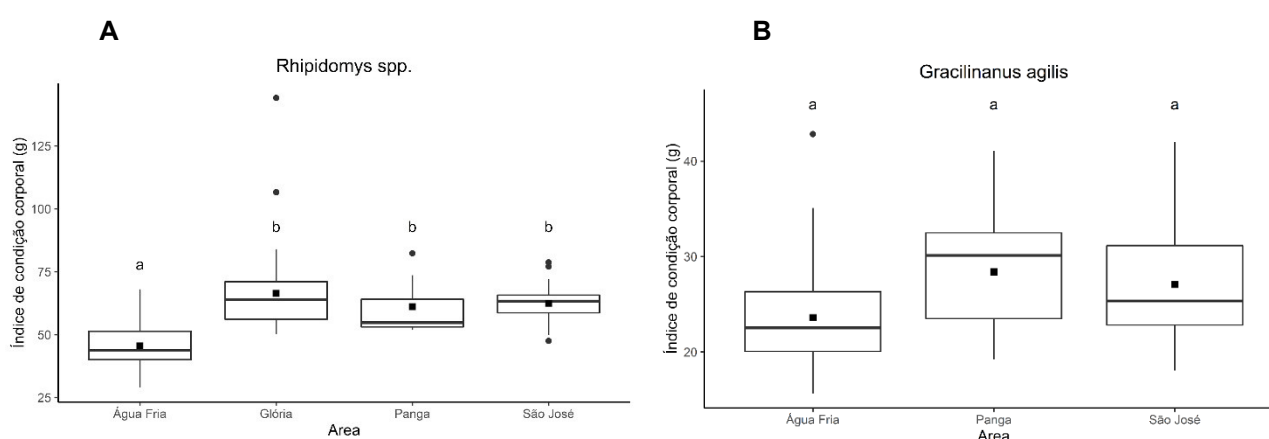


FIGURA 3: A) Condição corporal de *Rhipidomys sp.* e B) Condição corporal de *G. agilis* em quatro fragmentos de floresta semidecídua no Cerrado. Letras diferentes indicam diferenças significativas de condição corporal entre os fragmentos. A linha horizontal indica a mediana, o quadrado preenchido de preto indica a média, a caixa indica o intervalo interquartil, a linha vertical indica o intervalo dos dados e os pontos representam outliers.

TABELA 3: Resumo da seleção de modelos baseados nos *quinze modelos* construídos para análise do efeito de diferentes variáveis preditoras sobre o índice de condição corporal de *G. agilis*. O modelo selecionado para análise está em negrito. k = número de parâmetros, AICc = critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas; Δ AICc = diferença entre AICc de um modelo e o modelo melhor classificado; wAICc = peso do AICc. Os modelos estão classificados por ordem crescente do valor de Δ AICc. IC representa o índice de condição corporal, ndvi2 representa a medida de NDVI de 2 meses antes da data de captura do indivíduo e nulo representa o modelo nulo.

Modelo	K	AICc	Δ AICc	wAICc	Peso cumulativo
IC~Sexo+ndvi2	4	409.99	0	0.37	0.37
IC~Estacao+Sexo+ndvi2	5	412.3	2.31	0.12	0.48
IC~Estacao+Sexo	4	413.13	3.13	0.08	0.56
IC~Sexo	3	413.15	3.15	0.08	0.63
IC~ndvi2	3	413.31	3.32	0.07	0.7
IC~Area+Sexo	5	413.43	3.43	0.07	0.77
IC~Area	4	413.64	3.65	0.06	0.83
IC~Area+Estacao+Sexo	6	414.02	4.03	0.05	0.88
IC~Area+Estacao	5	415.23	5.24	0.03	0.9
IC~Estacao+ndvi2	4	415.32	5.33	0.03	0.93
IC ~ null	2	415.73	5.73	0.02	0.95
IC~Area+Estacao+Sexo+ndvi2	7	415.88	5.89	0.02	0.97
IC~Area*Estacao	7	416.97	6.98	0.01	0.98
IC~Estacao	7	416.97	6.98	0.01	0.99
IC~Area*Sexo	3	417.19	7.2	0.01	1

A terceira hipótese foi parcialmente comprovada para *G. agilis*. Em *Rhipidomys sp.*, modelos incluindo o efeito aditivo da área e do sexo, e da área e da estação climática foram considerados igualmente adequados para explicar a variação na condição corporal desta espécie (ver TABELA 2). Porém, em ambos os modelos não foram encontradas diferenças na condição corporal entre os sexos ou entre estações climáticas para os indivíduos de *Rhipidomys sp.* (ver FIGURA 4 e FIGURA 5), apesar de estas variáveis terem sido selecionadas nos modelos. É possível que a seleção destes modelos esteja relacionada ao forte efeito da área sobre a condição corporal desta espécie, uma vez que o modelo com essa única variável preditora apresentou peso de 0.45 (ver TABELA 2). De fato, modelos com interação entre área e estação, ou área e sexo não foram selecionados para essa espécie, apontando que o efeito do tamanho e da

qualidade do habitat (representado pela variável área) não varia de acordo com sexo e estação climática, como previsto na hipótese 3. Ao mesmo tempo, modelos com interação entre área e sexo, ou área e estação climática também não foram selecionados para *G. agilis*. Porém, o único modelo selecionado nessa espécie encontrou diferença na condição corporal dos indivíduos entre os sexos (TABELA 3), com machos apresentando melhor condição do que as fêmeas (FIGURA 6).

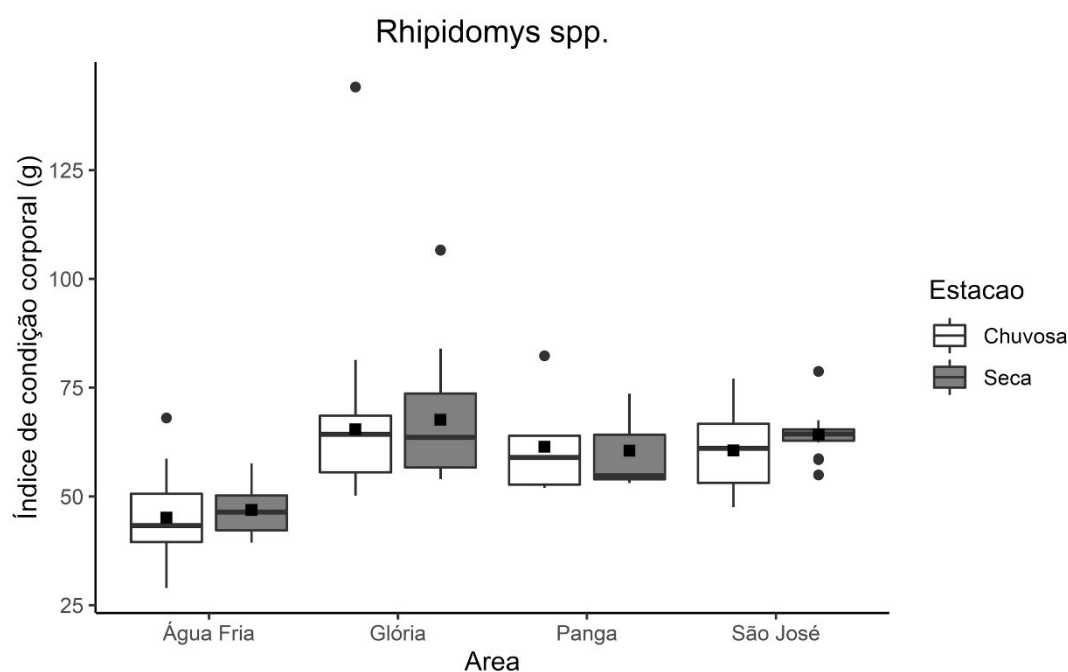


FIGURA 4: Condição corporal de *Rhipidomys* sp. em quatro fragmentos de floresta semidecídua no Cerrado em duas estações: chuvosa e seca. A linha horizontal indica a mediana, o quadrado preenchido de preto indica a média, a caixa indica o intervalo interquartil, a linha vertical indica o intervalo dos dados e os pontos representam outliers.

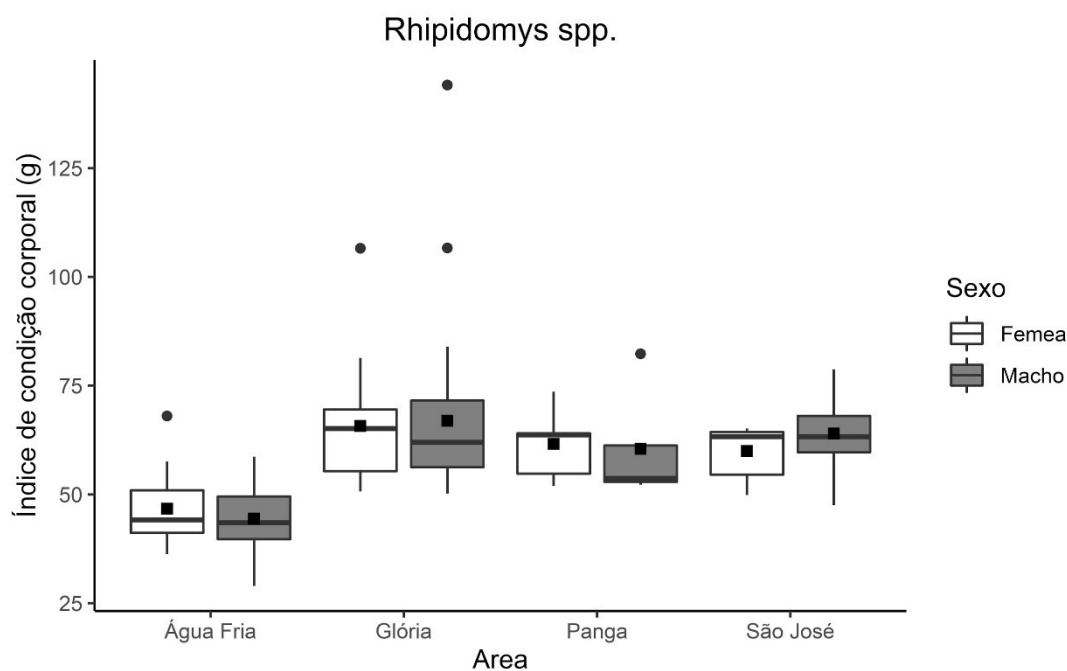


FIGURA 5: Comparação da condição corporal de *Rhipidomys* sp. entre os sexos em quatro fragmentos de floresta semidecídua no Cerrado. A linha horizontal indica a mediana, o quadrado preenchido de preto indica a média, a caixa indica o intervalo interquartil, a linha vertical indica o intervalo dos dados e os pontos representam outliers.

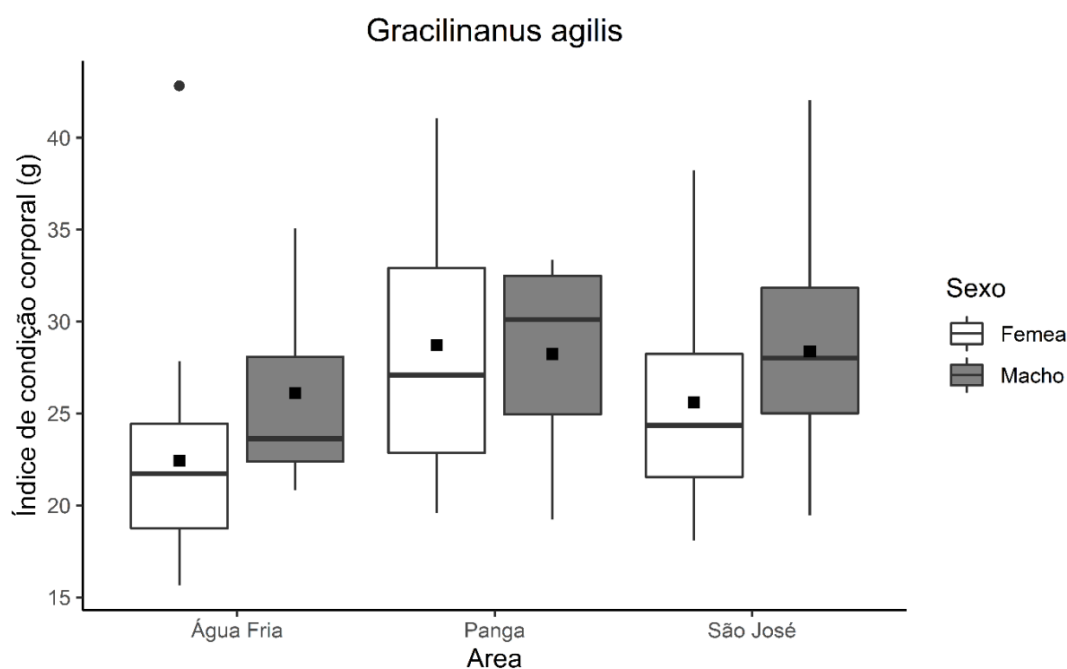


FIGURA 6: Condição corporal de *Gracilinanus agilis* em três fragmentos de floresta semidecídua no Cerrado. A condição corporal diferiu entre os sexos. A linha horizontal indica a mediana, o quadrado preenchido de preto indica a média, a caixa indica o intervalo interquartil, a linha vertical indica o intervalo dos dados e o ponto representa um outlier.

Qualidade do habitat e disponibilidade de recursos

O fragmento de floresta de Água Fria apresentou dossel mais fechado que as demais áreas, que não diferiram entre si ($X^2 = 59.52$; $df = 3$; $p < 0.001$). A densidade do dossel também variou entre as estações em todos os fragmentos, com maior cobertura na estação seca. Não houve diferença de densidade do sub-bosque ($X^2 = 6.39$, $df = 3$; $p = 0.09$) e de cobertura do solo entre os fragmentos cuja mediana foi de 100% em todas as áreas. Quanto ao NDVI, Água Fria e Panga apresentaram os maiores valores, diferindo de Glória e São José ($X^2 = 28.23$, $df = 3$; $p < 0.001$) (TABELA 1).

Em relação à profundidade da camada de serrapilheira, Água Fria e Panga diferiram dos demais fragmentos ($X^2 = 39.66$; $df = 3$; $p < 0.001$). Água Fria exibiu os menores valores da camada de serrapilheira, enquanto o Panga apresentou a maior profundidade (TABELA 1). Quanto à biomassa de artrópodes, Água Fria teve o maior valor na estação chuvosa e o menor na estação seca, com redução de aproximadamente 90% no período de menor precipitação em comparação com o período chuvoso. Nos fragmentos do Glória e do Panga, a massa de artrópodes teve diminuição de 20% e 16% respectivamente na estação seca em comparação com a estação chuvosa. Já em São José a biomassa foi 55% menor na estação seca. As ordens capturadas foram: Hymenoptera (formigas na maior parte), Coleoptera, Lepidoptera, Orthoptera e Araneae.

DISCUSSÃO

Diferente do esperado, neste estudo não encontramos um efeito negativo da perda de quantidade e/ou qualidade do habitat sobre a condição corporal de ambas as espécies estudadas. *Rhipidomys sp.* apresentou condição corporal reduzida no fragmento de maior qualidade e tamanho, enquanto a condição corporal de *G. agilis* respondeu com atraso de dois meses às

variações no NDVI, que funciona como um *proxy* da produtividade primária e densidade da vegetação. Nesse caso, os indivíduos de *G. agilis* apresentaram menor condição corporal dois meses após o ambiente atingir valores maiores de produtividade primária. Por fim, a estação climática não influenciou a condição corporal de nenhuma das espécies e o sexo teve efeito apenas sobre a condição corporal de *G. agilis*, com machos apresentando condição superior à das fêmeas.

Assumindo que fragmentos de menor área e/ou mais degradados devem apresentar menor disponibilidade de recursos (Mullu 2016), era esperado que os indivíduos residentes nestes fragmentos apresentassem menor condição corporal, uma vez que essa variável traduz a condição nutricional dos indivíduos (Jakob et al. 1996; Püttker et al. 2008; Peig e Green 2009; Johnstone et al. 2014). Além disso, considerando que espécies dependentes de ambientes florestais, como *Rhipidomys sp.* e *Gracilinanus agilis*, são mais vulneráveis aos efeitos da fragmentação (Vetter et al. 2011), presumia-se uma relação positiva entre os valores de condição corporal, tamanho e qualidade do habitat. Porém, nossos resultados vão na direção contrária. De fato, testes anteriores dessa relação com aves, morcegos e marsupiais já encontraram resultados inconsistentes (Habel et al. 2014; Johnstone et al. 2014; Miguel et al. 2019). Essa inconsistência reflete diferenças na história de vida e atributos funcionais das espécies estudadas, assim como interações entre sexo, condição reprodutiva, características dos fragmentos e configuração da paisagem estudada que devem influenciar o resultado final da relação entre habitat e condição corporal.

Vários estudos têm demonstrado que a abundância, a condição corporal e a composição de espécies de pequenos mamíferos são mais afetadas pela estrutura e densidade da vegetação do que pela quantidade de habitat disponível, que pode ser medida pelo tamanho dos fragmentos (Pardini et al. 2005; Püttker et al. 2008; Hannibal et al. 2018). Em nosso estudo, de fato, também não encontramos relação entre tamanho dos remanescentes florestais e a condição corporal de

ambas as espécies estudadas. Para *Rhipidomys sp.*, houve um efeito das áreas sobre condição corporal, com menor condição corporal dos indivíduos dessa espécie apenas no fragmento da Fazenda Água Fria (500 ha), que apresenta a maior área e é semelhante em qualidade ao fragmento do Panga (35.52 ha), refutando assim a hipótese 1 proposta no estudo. Três diferentes mecanismos podem ser responsáveis por esse resultado. Em primeiro lugar, o tamanho do fragmento pode ser uma variável menos relevante, uma vez que as habilidades de movimentação e forrageamento de *Rhipidomys sp.* dependem efetivamente da conectividade da vegetação, que pode ser garantida mesmo em fragmentos menores (Cáceres et al. 2010; Camargo 2015; Delciellos et al. 2016; Calazans e Bocchiglieri 2019). Em segundo lugar, é possível que a menor condição corporal encontrada apenas no fragmento de Água Fria seja um artefato da taxa de captura de indivíduos em diferentes classes etárias entre as diferentes áreas. Além disso, como não foi possível identificar as espécies de *Rhipidomys* a tempo (em virtude do contexto da pandemia), não podemos descartar a possibilidade de que espécies diferentes desse gênero tenham sido capturadas em cada fragmento, gerando essa diferença na condição corporal que seria fruto de diferenças na massa e tamanho das espécies de *Rhipidomys*. Uma terceira possibilidade é que o resultado encontrado seja um reflexo de algum atributo estrutural específico do fragmento de Água Fria ou da configuração espacial da paisagem presente no seu entorno. Estudos futuros devem investigar a ação desses mecanismos através da identificação das espécies ao menor nível taxonômico e da avaliação do efeito de variáveis estruturais mais refinadas sobre a condição corporal em *Rhipidomys*, como a estratificação e a conectividade da vegetação e a quantidade de troncos caídos.

Entre as variáveis de estrutura da vegetação que parecem explicar a menor condição corporal de *Rhipidomys sp.* no fragmento de Água Fria, podemos citar a menor profundidade da camada de serapilheira e a maior cobertura de dossel desse sítio quando comparado aos outros três. O dossel mais denso pode indicar menor complexidade dos estratos inferiores, que

são importantes para garantir conectividade entre os estratos e fornecer mais recursos alimentares (invertebrados, sementes, frutos, flores) (Holland e Bennett 2007; Johnstone et al. 2010), além de diminuir a pressão de interações interespecíficas, como competição e predação, reduzindo a possibilidade de encontro entre indivíduos (Leiner et al. 2010; Sponchiado et al. 2012). A camada de serrapilheira está associada à abundância de artrópodes, fonte de alimento para pequenos mamíferos (Paglia et al. 2012; Camargo et al. 2014; Johnstone et al. 2014; Lopes e Leiner 2015; Lessa et al. 2019). De fato, durante a estação seca, o fragmento de Água Fria apresentou a menor biomassa de artrópodes entre todas as áreas. Além disso, a abundância de insetos pode ser maior também no sub-bosque de ambientes perturbados e florestas secundárias (Malcolm 1988; Lambert et al. 2006). Por fim, uma vez que a dieta de *Rhipidomys sp.* é composta primariamente por frutos carnosos (Ribeiro et al. 2019), sua condição corporal pode ter sido afetada pela disponibilidade deste recurso. Florestas secundárias ou em estágios iniciais de regeneração, como a Fazenda do Glória e os fragmentos do Panga e de São José (Lopes et al. 2011; Prado Júnior et al. 2011; Silva et al. 2020) geralmente apresentam maior abundância de espécies vegetais e de frutos utilizados como alimento por pequenos mamíferos (Pardini et al. 2005; Santo-Silva et al. 2013; Rakotoniaina et al. 2016) em oposição às florestas mais maduras, como é o caso do fragmento de Água Fria (Vale et al. 2009). A disponibilidade de frutos também tende a ser maior no sub-bosque de fragmentos alterados (DeWalt et al. 2003; Pinotti et al. 2012).

Dessa maneira, parece que fragmentos menores ou mais degradados apresentam maior disponibilidade de recursos (insetos e frutos) em comparação com fragmentos maiores e mais conservados, o que poderia explicar a relação negativa entre a condição corporal de *Rhipidomys sp.* e o fragmento de maior qualidade. Resultados semelhantes já foram sugeridos para explicar a ausência de efeitos da perda de habitat sobre a condição corporal de morcegos frugívoros (Miguel et al. 2019). Por outro lado, o modelo que inclui o efeito do NDVI, que funciona como

indicador de densidade da vegetação e qualidade do habitat (Pettorelli et al. 2011; Miranda et al. 2018), não foi selecionado para explicar a variação na condição corporal de *Rhipidomys sp.* Isso provavelmente reflete o fato de que o NDVI varia tanto espacialmente, entre fragmentos, quanto temporalmente ao longo das estações climáticas (Saino et al. 2004; Wiegand et al. 2008). Além disso, este resultado sugere que as variáveis refinadas de estrutura da vegetação são mais relevantes para determinar a condição corporal dessa espécie de roedor do que um índice que opera em uma escala mais ampla, enquanto o NDVI parece funcionar bem para explicar a composição de espécies das comunidades de pequenos mamíferos (Hannibal et al. 2018).

Já para *G. agilis*, não houve nenhum efeito da área sobre a condição corporal. Esta espécie é capaz de ocupar habitats perturbados e fragmentados e se adapta bem a fragmentos menores, além de ser flexível no uso do habitat (Mares e Ernest 1995; Bonvicino et al. 2002). Esta flexibilidade pode ter contribuído para que sua condição corporal não fosse afetada pela perda de habitat. De fato, em estudos na Mata Atlântica brasileira, *Gracilinanus microtarsus* também não foi afetado pela perda e fragmentação de habitat (Pardini et al. 2005; Püttker et al. 2008). Além disso, é possível que a aparente maior disponibilidade de insetos e de frutos de plantas pioneiras nos fragmentos menores e mais alterados (Malcolm 1988; DeWalt et al. 2003; Lambert et al. 2006; Pinotti et al. 2012; Santo-Silva et al. 2013; Rakotoniaina et al. 2016) possa compensar os efeitos negativos da perda de habitat sobre a condição corporal desse marsupial, conforme sugerido anteriormente para morcegos (Miguel et al. 2019).

Por outro lado, a qualidade do habitat aferida via NDVI exerceu um efeito negativo com atraso de dois meses sobre a condição corporal de *G. agilis*. Esse efeito pode ser um artefato da diferença nos valores médios de NDVI entre as áreas, indicando então menor condição corporal nos indivíduos que vivem nos fragmentos de maior qualidade. Porém, os modelos incluindo efeito da área sobre a condição corporal de *G. agilis* não foram bem classificados, indicando que o efeito do NDVI opera de outra maneira. De fato, os valores de NDVI variam

temporalmente mesmo dentro de cada área, e foi possível observar maior condição corporal dos indivíduos de *G. agilis* durante a estação chuvosa, especialmente entre agosto/setembro e dezembro. Como *G. agilis* apresenta uma estratégia reprodutiva semélpara em que não há sobreposição de gerações (Lopes e Leiner 2015), é possível que os indivíduos atinjam maior condição corporal durante esse período em virtude de seu próprio padrão de crescimento. Ou seja, durante essa janela todos os indivíduos capturados já são adultos reprodutivos e já atingiram seu tamanho e massa corporal máxima, enquanto durante a estação seca os indivíduos ainda não atingiram o final da curva de crescimento, especialmente porque ambos os sexos só apresentam maior ganho de massa corporal logo antes e durante a reprodução (Lopes e Leiner 2015). Isso ocorre com o congênera de *G. agilis* encontrado na Mata Atlântica, *G. microtarsus*. Esta espécie também é semélpara e se reproduz no mesmo período que *G. agilis*, de setembro a dezembro (Martins et al. 2006; Fernandes et al. 2010). Juvenis da espécie tiveram seu crescimento acompanhado de novembro de 2005 a agosto de 2006 e no final deste período os indivíduos atingiram o tamanho corporal adulto, mas ainda não tinham atingido a massa corporal adulta, que só ocorre no período reprodutivo (Fernandes et al. 2010). Como a condição corporal é obtida em função da relação entre massa e tamanho corporal, indivíduos que atingiram seu tamanho final, mas não a massa final, apresentaram menor condição corporal. Em outro estudo no Cerrado, Puida e Paglia (2015) demonstraram que a produtividade primária, também estimada pelo NDVI, não exerce influência sobre as flutuações populacionais de *G. agilis*, que são determinadas apenas por sua estratégia reprodutiva. Assim, a relação negativa entre a condição corporal de *G. agilis* e o NDVI parece ocorrer em função das diferenças de tamanho e massa corporal entre as gerações, assim como diferenças nessas medidas entre período reprodutivo e não reprodutivo.

Como o índice de condição corporal usado promete remover o efeito da variação no tamanho corporal, a maior condição corporal de indivíduos de *G. agilis* encontrada na estação

chuvosa pode refletir uma maior disponibilidade de artrópodes neste período. O aumento da disponibilidade de artrópodes geralmente responde com atraso ao aumento da produtividade primária (Bergallo e Magnusson 1999), o que poderia explicar o efeito atrasado do NDVI sobre a condição corporal de *G. agilis*. Em savanas tropicais a disponibilidade de artrópodes é maior durante a estação chuvosa (Zardo et al. 2010; Camargo et al. 2019), inclusive no nosso estudo. Além disso, estudos anteriores com animais que consomem insetos com frequência, como *G. agilis*, já demonstraram o efeito positivo da disponibilidade de artrópodes sobre a condição corporal, atividade e taxa reprodutivas e a taxa de crescimento dos indivíduos (Bergallo e Magnusson 1999, 2002; Hubert et al. 2011).

A diferença de condição corporal entre os sexos encontrada neste estudo pode ser explicada pelo dimorfismo sexual apresentado por *G. agilis*. No período reprodutivo há grande aumento de massa e tamanho corporal em ambos os sexos, nos machos antes do início do acasalamento e nas fêmeas no período de lactação (Lopes e Leiner 2015). A massa corporal dos machos é maior que a das fêmeas em todas as idades o que, somado ao ganho de peso em momentos diferentes do período reprodutivo, leva a um acentuado dimorfismo sexual nesta espécie (Lopes e Leiner 2015; Hernandez et al. 2018; Shibuya et al. 2018). De fato, um estudo anterior com *Antechinus agilis*, um marsupial australiano com história de vida semélpara, também encontrou um forte efeito do sexo sobre a condição corporal dessa espécie, inclusive com maior condição corporal dos machos em relação às fêmeas (Johnstone et al. 2014).

Os resultados deste estudo demonstraram que tanto *G. agilis* quanto *Rhipidomys sp.* são resilientes à perda e degradação de seu habitat e que o efeito destes processos reflete respostas específicas das espécies, que dependem de traços de história de vida e diferentes requerimentos de habitat. O efeito da condição corporal de *G. agilis* parece sofrer forte influência de seu ciclo reprodutivo semélpara. Como os indivíduos participam de apenas um evento reprodutivo, há um grande investimento energético e consequente aumento da condição corporal neste período.

Este marsupial explora com mais intensidade o solo e o sub-bosque (Hannibal e Cáceres 2010; Camargo 2015; Zangrandi et al. 2019), diferente de *Rhipidomys sp.*, que utiliza com maior frequência os estratos verticais e depende de conectividade entre eles para deslocamento e alimentação (Cáceres et al. 2010; Camargo 2015; Calazans e Bocchiglieri 2019). Em florestas secundárias, tanto a conectividade da vegetação quanto a disponibilidade de recursos alimentares podem ser maiores do que em florestas maduras (Malcolm 1988; DeWalt et al. 2003; Lambert et al. 2006; Pinotti et al. 2012; Delciellos et al. 2016; Fragoso et al. 2020), o que pode ter contribuído positivamente para a condição corporal de *Rhipidomys sp.* neste estudo. De fato, *Rhipidomys mastacalis* é encontrado em maior abundância em floresta secundária, ambientes alterados e bordas de fragmentos do que no interior de floresta madura na Mata Atlântica (Malcolm 1988; Pardini 2004). Assim, como a condição corporal de *Rhipidomys sp.* foi superior nos fragmentos em regeneração e com sinais estruturais de perturbação no nosso estudo, é possível que o mesmo ocorra com sua abundância em florestas semidecíduas no Cerrado.

Contudo, apesar de não terem sido encontrados efeitos negativos da perda e da degradação do habitat sobre a condição corporal das espécies, outros estudos são necessários para determinar os impactos destes processos sobre as populações a longo prazo. Ainda há poucos estudos avaliando como a qualidade do habitat afeta a parâmetros associados à saúde e ao estresse de vertebrados, especialmente pequenos mamíferos. Ao mesmo tempo, os poucos estudos realizados até o momento têm obtido resultados divergentes. Um exemplo disso é um estudo conduzido na Austrália com *Antechinus agilis*, cuja abundância foi maior em floresta contínua quando comparada a habitats fragmentados, sugerindo que a espécie poderia estar em declínio nos fragmentos. Porém, a condição corporal dos indivíduos foi maior no habitat fragmentado, considerado desfavorável para a espécie (Johnstone et al. 2010). A perda de habitat também não afetou negativamente a condição corporal de morcegos frugívoros na Mata

Atlântica, mas teve efeito negativo sobre indicadores de estresse (Miguel et al. 2019), indicando um possível efeito deletério sobre a saúde e persistência das populações a longo prazo (Davis et al. 2008; Ellis et al. 2012). Na Malásia, espécies de morcegos que utilizam diferentes abrigos foram afetadas de formas diferentes pela fragmentação e perturbação do habitat, com algumas espécies apresentando maiores níveis de estresse em habitats fragmentados e outras apresentando redução da massa corporal (Seltmann et al. 2017). Portanto, as respostas às alterações ambientais são espécie-específicas, o que torna importante considerar estudos com espécies com diferentes atributos funcionais e realizar monitoramentos de longo prazo. Por fim, estudos futuros devem incluir um número maior de réplicas de habitats, assim como a inclusão de outros parâmetros de saúde e desempenho para determinar a capacidade de persistência das espécies em fragmentos de floresta semidecídua no Cerrado.

REFERÊNCIAS

- ALHO, C. J. R. ET AL. 2015. Effects of forest fragmentation on small mammals.pdf. *Journal of Mammalogy* 13:1–12.
- ALHO, C. J. R., L. A. PEREIRA, E A. C. PAULA. 1986. Patterns of habitat utilization by small mammal populations in cerrado biome of central Brazil. *Mammalia* 50:447–460. <https://doi.org/10.1515/mamm.1986.50.4.447>
- ALROY, J. 2017. Effects of habitat disturbance on tropical forest biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114:6056–6061. <https://doi.org/10.1073/pnas.1611855114>
- ANDREO, V., C. PROVENSAL, M. SCAVUZZO, M. LAMFRI, E J. POLOP. 2009. Environmental factors and population fluctuations of *Akodon azarae* (Muridae: Sigmodontinae) in central Argentina. *Austral Ecology* 34:132–142. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2008.01889.x>
- ANSELL, F. A., D. P. EDWARDS, E K. C. HAMER. 2011. Rehabilitation of logged rain forests: Avifaunal composition, habitat structure, and implications for biodiversity-Friendly REDD+. *Biotropica* 43:504–511. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2010.00725.x>
- BERGALLO, H. G., E W. E. MAGNUSSON. 1999. Effects of climate and food availability on four rodent species in southeastern Brazil. *Journal of Mammalogy* 80:472–486. <https://doi.org/10.2307/1383294>
- BERGALLO, H. G., E W. E. MAGNUSSON. 2002. Effects of weather and food availability on the condition and growth of two species of rodents in Southeastern Brazil. *Mammalia* 66:17–31. <https://doi.org/10.1515/mamm.2002.66.1.17>
- BOHONAK, A. J., E K. VAN DER LINDE. 2004. RMA: Software for Reduced Major Axis regression, Java version. <<http://www.kimvdlinde.com/professional/rma.html>>.

- BONVICINO, C., J. OLIVEIRA, E O. D'ANDREA. 2008. Guia dos Roedores do Brasil, com chave para gêneros baseadas em caracteres externos. Centro Pan-Americano de Febre Aftosa – OPAS/OMS. Rio de Janeiro.
- BONVICINO, C. R., S. M. LINDBERGH, E L. S. MAROJA. 2002. Small non-flying mammals from conserved and altered areas of Atlantic Forest and Cerrado: comments on their potential use for monitoring environment. *Brazilian Journal of Biology* 62:765–774. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842002000500005>
- BOURBONNAIS, M. L., T. A. NELSON, M. R. L. CATTET, C. T. DARIMONT, G. B. STENHOUSE, E D. M. JANZ. 2014. Environmental factors and habitat use influence body condition of individuals in a species at risk, the grizzly bear. *Conservation Physiology* 2:cou043–cou043. <https://doi.org/10.1093/conphys/cou043>
- BREWER, S. W., E M. REJMÁNEK. 1999. Small rodents as significant dispersers of tree seeds in a Neotropical forest. *Journal of Vegetation Science* 10:165–174. <https://doi.org/10.2307/3237138>
- BRODEUR, J. C., M. J. DAMONTE, J. VERA CANDIOTI, M. B. POLISERPI, M. F. D'ANDREA, E M. F. BAHL. 2020. Frog body condition: Basic assumptions, comparison of methods and characterization of natural variability with field data from *Leptodactylus latrans*. *Ecological Indicators* 112:106098. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106098>
- BURNHAM, K. P., E D. R. ANDERSON. 2002. Model selection and inference: A practical information-theoretic approach. 2ª edição. Colorado State University.
- CÁCERES, N. C., R. P. NÁPOLI, J. CASELLA, E W. HANNIBAL. 2010. Mammals in a fragmented savannah landscape in south-western Brazil. *Journal of Natural History* 44:491–512. <https://doi.org/10.1080/00222930903477768>

- CALAZANS, J. DE F., E A. BOCCHIGLIERI. 2019. Microhabitat use by *Rhipidomys mastacalis* and *Marmosops incanus* (Mammalia) in a restinga areas in north-eastern Brazil. *Austral Ecology* 44:1471–1477. <https://doi.org/10.1111/aec.12821>
- CAMARGO, N. F. DE. 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.
- CAMARGO, N. F. DE, J. F. RIBEIRO, A. J. A. DE CAMARGO, E E. M. VIEIRA. 2014. Diet of the gracile mouse opossum *Gracilinanus agilis* (Didelphimorphia: Didelphidae) in a neotropical savanna: intraspecific variation and resource selection. *Acta Theriologica* 59:183–191. <https://doi.org/10.1007/s13364-013-0152-y>
- CAMARGO, N. F., H. F. M. OLIVEIRA, J. F. RIBEIRO, A. J. A. CAMARGO, E E. M. VIEIRA. 2019. Availability of food resources and habitat structure shape the individual-resource network of a Neotropical marsupial. *Ecology and Evolution* 9:3946–3957. <https://doi.org/10.1002/ece3.5024>
- CARDOSO, E., M. I. C. MORENO, E. M. BRUNA, E H. L. VASCONCELOS. 2009. Mudanças fitofisionômicas no cerrado: 18 anos de sucessão ecológica na Estação Ecológica do Panga, Uberlândia - MG. *Caminhos de Geografia* 10:254–268.
- CASTRO, E. B. V. DE, E F. A. S. FERNANDEZ. 2004. Determinants of differential extinction vulnerabilities of small mammals in Atlantic forest fragments in Brazil. *Biological Conservation* 119:73–80. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.10.023>
- CERQUEIRA, R. 2005. Fatores ambientais e a reprodução de marsupiais e roedores no leste do Brasil. *Arquivos do Museu Nacional* 63:29–39.

- CHIARELLO, A. G. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation* 89:71–82. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(98\)00130-X](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(98)00130-X)
- CROOKS, K. R. 2002. Relative Sensitivities of Mammalian Carnivores to Habitat Fragmentation. *Conservation Biology* 16:488–502. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.00386.x>
- CYR, N. E., E L. M. ROMERO. 2007. Chronic stress in free-living European starlings reduces corticosterone concentrations and reproductive success. *General and Comparative Endocrinology* 151:82–89. <https://doi.org/10.1016/j.ygcen.2006.12.003>
- DAVIS, A. K. 2005. Effect of handling time and repeated sampling on avian white blood cell counts. *Journal of Field Ornithology* 76:334–338. <https://doi.org/10.1648/0273-8570-76.4.334>
- DAVIS, A. K., E D. L. MANEY. 2018. The use of glucocorticoid hormones or leucocyte profiles to measure stress in vertebrates: What’s the difference? *Methods in Ecology and Evolution* 9:1556–1568.
- DAVIS, A. K., D. L. MANEY, E J. C. MAERZ. 2008. The use of leukocyte profiles to measure stress in vertebrates: A review for ecologists. *Functional Ecology* 22:760–772. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2008.01467.x>
- DELICIELLOS, A. C., C. DOS S. DE BARROS, J. A. PREVEDELLO, M. S. FERREIRA, R. CERQUEIRA, E M. V. VIEIRA. 2018. Habitat fragmentation affects individual Condition: Evidence from small mammals of the Brazilian Atlantic Forest. *Journal of Mammalogy* 99:936–945. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyy078>
- DELICIELLOS, A. C., M. V. VIEIRA, C. E. V. GRELLE, P. COBRA, E R. CERQUEIRA. 2016. Habitat quality versus spatial variables as determinants of small mammal assemblages in Atlantic

- Forest fragments. *Journal of Mammalogy* 97:253–265.
<https://doi.org/10.1093/jmammal/gyv175>
- DEWALT, S. J., S. K. MALIAKAL, E J. S. DENSLOW. 2003. Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: implications for wildlife. *Forest Ecology and Management* 182:139–151. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(03\)00029-X](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00029-X)
- DIETZ, J. M. 1983. Notes on the Natural History of Some Small Mammals in Central Brazil. *Journal of Mammalogy* 64:521–523. <https://doi.org/10.2307/1380371>
- ECCARD, J. ., R. . WALTHER, E S. . MILTON. 2000. How livestock grazing affects vegetation structures and small mammal distribution in the semi-arid Karoo. *Journal of Arid Environments* 46:103–106. <https://doi.org/10.1006/jare.2000.0659>
- ELLIS, R. D., T. J. MCWHORTER, E M. MARON. 2012. Integrating landscape ecology and conservation physiology. *Landscape Ecology* 27:1–12. <https://doi.org/10.1007/s10980-011-9671-6>
- FACURE, K. G., E A. A. GIARETTA. 1996. Food habits of carnivores in a coastal Atlantic Forest of southeastern Brazil. *Mammalia* 60.
- FAHRIG, L. 2003. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34:487–515.
<https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- FAHRIG, L. ET AL. 2019. Is habitat fragmentation bad for biodiversity? *Biological Conservation* 230:179–186.
- FERNANDES, F. R., L. D. CRUZ, E. G. MARTINS, E S. F. DOS REIS. 2010. Growth and home range size of the gracile mouse opossum *Gracilinanus microtarsus* (Marsupialia: Didelphidae) in Brazilian cerrado. *Journal of Tropical Ecology* 26:185–192.
<https://doi.org/10.1017/S0266467409990526>

- FISCHER, J., E D. B. LINDENMAYER. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: A synthesis. *Global Ecology and Biogeography* 16:265–280. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00287.x>
- FONSECA, G. A. B. DA, E J. G. ROBINSON. 1990. Forest size and structure: Competitive and predatory effects on small mammal communities. *Biological Conservation* 53:265–294. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(90\)90097-9](https://doi.org/10.1016/0006-3207(90)90097-9)
- FORGET, P.-M., E T. MILLERON. 1991. Evidence for secondary seed dispersal by rodents in Panama. *Oecologia* 87:596–599. <https://doi.org/10.1007/BF00320426>
- FRAGOSO, R., M. SANTOS-REIS, E L. M. ROSALINO. 2020. Drivers of wood mouse body condition in Mediterranean agroforestry landscapes. *European Journal of Wildlife Research* 66.
- FRANKEN, R. J., E D. S. HIK. 2004. Influence of habitat quality, patch size and connectivity on colonization and extinction dynamics of collared pikas *Ochotona collaris*. *Journal of Animal Ecology* 73:889–896. <https://doi.org/10.1111/j.0021-8790.2004.00865.x>
- FRANKHAM, R. 2008. Inbreeding and Extinction: Island Populations. *Conservation Biology* 12:665–675. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1998.96456.x>
- FREITAS, S. R., R. CERQUEIRA, E M. V. VIEIRA. 2002. A device and standard variables to describe microhabitat structure of small mammals based on plant cover. *Brazilian Journal of Biology* 62:795–800. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842002000500008>
- GONÇALVES, R. V. S., J. C. F. CARDOSO, P. E. OLIVEIRA, E D. C. OLIVEIRA. 2021. Changes in the Cerrado vegetation structure: insights from more than three decades of ecological succession. *Web Ecology* 21:55–64. <https://doi.org/10.5194/we-21-55-2021>
- GOOGLE. 2021. Google Earth. <<https://earth.google.com/web/>> (1 setembro 2021).

- GRIFFEN, B. D., E J. M. DRAKE. 2008. Effects of habitat quality and size on extinction in experimental populations. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 275:2251–2256. <https://doi.org/10.1098/rspb.2008.0518>
- HABEL, J. C. ET AL. 2014. Population signatures of large-scale, long-term disjunction and small-scale, short-term habitat fragmentation in an Afrotropical forest bird. *Heredity* 113:205–214. <https://doi.org/10.1038/hdy.2014.15>
- HAMEL, S., M. GAREL, M. FESTA-BIANCHET, J.-M. GAILLARD, E S. D. CÔTÉ. 2009. Spring Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) predicts annual variation in timing of peak faecal crude protein in mountain ungulates. *Journal of Applied Ecology* 46:582–589. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01643.x>
- HANNIBAL, W., E N. C. CACERES. 2010. Use of vertical space by small mammals in gallery forest and woodland savannah in south-western Brazil. *Mammalia* 74:247–255. <https://doi.org/10.1515/mamm.2010.007>
- HANNIBAL, W., N. L. DA CUNHA, V. V. FIGUEIREDO, R. F. ROSSI, N. C. CÁCERES, E V. L. FERREIRA. 2018. Multi-scale approach to disentangle the small mammal composition in a fragmented landscape in central Brazil. *Journal of Mammalogy* 99:1455–1464. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyy142>
- HANSKI, I. 2011. Habitat loss, the dynamics of biodiversity, and a perspective on conservation. *AMBIO* 40:248–255. <https://doi.org/10.1007/s13280-011-0147-3>
- HENLE, K., K. F. DAVIES, M. KLEYER, C. MARGULES, E J. SETTELE. 2004. Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity and Conservation* 13:207–251. <https://doi.org/10.1023/B:BIOC.0000004319.91643.9e>
- HERNANDEZ, S. E., A. L. S. STRONA, N. O. LEINER, G. SUZÁN, E M. C. ROMANO. 2018. Seasonal changes of faecal cortisol metabolite levels in *Gracilinanus agilis* (Didelphimorphia:

- Didelphidae) and its association to life histories variables and parasite loads. *Conservation Physiology* 6:1–11. <https://doi.org/10.1093/conphys/coy021>
- HOLLAND, G. J., E A. F. BENNETT. 2007. Occurrence of small mammals in a fragmented landscape: The role of vegetation heterogeneity. *Wildlife Research* 34:387–397. <https://doi.org/10.1071/WR07061>
- HOMYACK, J. A. 2010. Evaluating habitat quality of vertebrates using conservation physiology tools. *Wildlife Research* 37:332–342. <https://doi.org/10.1071/WR08093>
- HONORATO, R., R. CROUZEILLES, M. S. FERREIRA, E C. E. V. GRELLE. 2015. The effects of habitat availability and quality on small mammals abundance in the Brazilian Atlantic Forest. *Natureza e Conservacao* 13:133–138. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2015.11.010>
- HUBERT, P., R. JULLIARD, S. BIAGIANTI, E M.-L. POULLE. 2011. Ecological factors driving the higher hedgehog (*Erinaceus europeus*) density in an urban area compared to the adjacent rural area. *Landscape and Urban Planning* 103:34–43. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.05.010>
- IKIN, K. ET AL. 2014. Multi-Scale Associations between Vegetation Cover and Woodland Bird Communities across a Large Agricultural Region. *PLoS ONE* 9:e97029.
- JABERG, C., E A. GUISAN. 2001. Modelling the distribution of bats in relation to landscape structure in a temperate mountain environment. *Journal of Applied Ecology* 38:1169–1181. <https://doi.org/10.1046/j.0021-8901.2001.00668.x>
- JAKOB, E. M., S. D. MARSHALL, E G. W. UETZ. 1996. Estimating Fitness: A Comparison of Body Condition Indices. *Oikos* 77:61. <https://doi.org/10.2307/3545585>
- JOHNSTONE, C. P., A. LILL, E R. D. REINA. 2011. Response of the Agile antechinus to habitat edge, configuration and condition in fragmented forest. *PLoS ONE* 6:e27158. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0027158>

- JOHNSTONE, C. P., A. LILL, E R. D. REINA. 2014. Habitat loss, fragmentation and degradation effects on small mammals: Analysis with conditional inference tree statistical modelling. *Biological Conservation* 176:80–98. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.04.025>
- JOHNSTONE, C. P., R. D. REINA, E A. LILL. 2010. Impact of anthropogenic habitat fragmentation on population health in a small, carnivorous marsupial. *Journal of Mammalogy* 91:1332–1341. <https://doi.org/10.1644/10-MAMM-A-034.1>
- JOHNSTONE, C. P., R. D. REINA, E A. LILL. 2012. Interpreting indices of physiological stress in free-living vertebrates. *Journal of Comparative Physiology B* 182:861–879. <https://doi.org/10.1007/s00360-012-0656-9>
- KOTTEK, M., J. GRIESER, C. BECK, B. RUDOLF, E F. RUBEL. 2006. World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift* 15:259–263. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2006/0130>
- LACHER, T. E. ET AL. 2019. The functional roles of mammals in ecosystems. *Journal of Mammalogy* 100:942–964. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyy183>
- LAMBERT, T. D., J. R. MALCOLM, E B. L. ZIMMERMAN. 2006. Amazonian small mammal abundances in relation to habitat structure and resource abundance. *Journal of Mammalogy* 87:766–776. <https://doi.org/10.1644/05-MAMM-A-261R1.1>
- LAMONT, M. M., E D. JOHNSON. 2021. Variation in species composition, size and fitness of two multi-species sea turtle assemblages using different neritic habitats. *Frontiers in Marine Science* 7:1–11. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.608740>
- LEINER, N. O., C. R. DICKMAN, E W. R. SILVA. 2010. Multiscale habitat selection by slender opossums (*Marmosops* spp.) in the Atlantic forest of Brazil. *Journal of Mammalogy* 91:561–565. <https://doi.org/10.1644/09-MAMM-A-328.1>
- LESSA, L. G., C. S. PAULA, E R. S. PESSOA. 2019. Food habits and endozoochorous seed dispersal by small rodents (Cricetidae and Echimyidae) in a riparian forest in southeastern

Brazil. Neotropical Biology and Conservation 14:349–359.

<https://doi.org/10.3897/neotropical.14.e47403>

LIMA, M., R. JULLIARD, N. C. STENSETH, E F. M. JAKSIC. 2001. Demographic dynamics of a neotropical small rodent (*Phyllotis darwini*): feedback structure, predation and climatic factors. Journal of Animal Ecology 70:761–775. <https://doi.org/10.1046/j.0021-8790.2001.00536.x>

LOPES, G. P. 2014. Estratégia reprodutiva e organização espacial de uma população de *Gracilinanus agilis* (Didelphimorphia: Didelphidae) na Estação Ecológica do Panga, em Uberlândia/MG. Universidade Federal de Uberlândia.

LOPES, G. P., E N. O. LEINER. 2015. Semelparity in a population of *gracilinanus agilis* (Didelphimorphia: Didelphidae) inhabiting the Brazilian cerrado. Mammalian Biology 80:1–6. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2014.08.004>

LOPES, S. DE F. 2010. Padrões florísticos e estruturais das Florestas Estacionais Semidecíduais do Triângulo Mineiro, MG. Universidade Federal de Uberlândia.

LOPES, S. DE F. ET AL. 2011. Caracterização ecológica e distribuição diamétrica da vegetação arbórea em um remanescente de floresta estacional semidecidual, na Fazenda Experimental do Glória, Uberlândia, MG. Bioscience Journal 27:322–335.

LUBBE, A., L. UNDERHILL, L. WALLER, E J. VEEN. 2014. A condition index for African penguin *Spheniscus demersus* chicks. African Journal of Marine Science 36:143–154. <https://doi.org/10.2989/1814232X.2014.915232>

MACEDA-VEIGA, A., A. J. GREEN, E A. DE SOSTOA. 2014. Scaled body-mass index shows how habitat quality influences the condition of four fish taxa in north-eastern Spain and provides a novel indicator of ecosystem health. Freshwater Biology 59:1145–1160. <https://doi.org/10.1111/fwb.12336>

- MACEDO, J., D. LORETTO, M. V. VIEIRA, E R. CERQUEIRA. 2006. Classes de desenvolvimento em marsupiais: Um método para animais vivos. *Mastozoologia Neotropical* 13:133–136.
- MALCOLM, J. R. 1988. Small mammal abundances in isolated and non-isolated primary forest reserves near Manaus, Brazil. *Acta Amazonica* 18:67–83. <https://doi.org/10.1590/1809-43921988183083>
- MARES, M. A., E K. A. ERNEST. 1995. Population and community ecology of small mammals in a gallery forest of central Brazil. *Journal of Mammalogy* 76:750–768. <https://doi.org/10.2307/1382745>
- MARTÍNEZ-MOTA, R., C. VALDESPINO, M. A. SÁNCHEZ-RAMOS, E J. C. SERIO-SILVA. 2007. Effects of forest fragmentation on the physiological stress response of black howler monkeys. *Animal Conservation* 10:374–379. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2007.00122.x>
- MARTINS, E. G., V. BONATO, C. Q. DA-SILVA, E S. F. DOS REIS. 2006. Seasonality in reproduction, age structure and density of the gracile mouse opossum *Gracilinanus microtarsus* (Marsupialia: Didelphidae) in a Brazilian cerrado. *Journal of Tropical Ecology* 22:461–468. <https://doi.org/10.1017/S0266467406003269>
- METZGER, J. P. ET AL. 2009. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biological Conservation* 142:1166–1177. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.01.033>
- MIGUEL, P. H., P. KERCHES-ROGERI, B. B. NIEBUHR, R. A. SOUZA CRUZ, M. CEZAR RIBEIRO, E A. P. DA CRUZ NETO. 2019. Habitat amount partially affects physiological condition and stress level in Neotropical fruit-eating bats. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology* 237:110537. <https://doi.org/10.1016/j.cbpa.2019.110537>

- MILLAR, J. S., E G. J. HICKLING. 1990. Fasting Endurance and the Evolution of Mammalian Body Size. *Functional Ecology* 4:5.
- MIRANDA, C. S., R. M. GAMARRA, C. L. MIOTO, N. M. SILVA, A. P. CONCEIÇÃO FILHO, E A. POTT. 2018. Analysis of the landscape complexity and heterogeneity of the Pantanal wetland. *Brazilian Journal of Biology* 78:318–327. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.08816>
- MØLLER, A. P., P. CHRISTE, J. ERRITZØE, J. MAVAREZ, A. P. MOLLER, E J. ERRITZOE. 1998. Condition, disease and immune defence. *Oikos* 83:301.
- MONTREUIL-SPENCER, C., K. SCHOENEMANN, Á. Z. LENDVAI, E F. BONIER. 2019. Winter corticosterone and body condition predict breeding investment in a nonmigratory bird. *Behavioral Ecology* 30:1642–1652. <https://doi.org/10.1093/beheco/arz129>
- MORENO-OPO, R. 2020. Individual and demographic responses of a marsh bird assemblage to habitat loss and subsequent restoration. *Avian Research* 11:4. <https://doi.org/10.1186/s40657-020-00190-0>
- MORENO, M. I. C., E I. SCHIAVINI. 2001. Relação entre vegetação e solo em um gradiente florestal na Estação Ecológica do Panga, Uberlândia (MG). *Revista Brasileira de Botânica* 24:537–544. <https://doi.org/10.1590/S0100-84042001000500008>
- MORTELLITI, A., G. AMORI, E L. BOITANI. 2010. The role of habitat quality in fragmented landscapes: a conceptual overview and prospectus for future research. *Oecologia* 163:535–547. <https://doi.org/10.1007/s00442-010-1623-3>
- MULLU, D. 2016. A Review on the Effect of Habitat Fragmentation on Ecosystem. *Journal of Natural Sciences Research* 6.
- MURCIA, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 10:58–62. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)88977-6](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)88977-6)

- NEWMAN, E. A. 2019. Disturbance Ecology in the Anthropocene. *Frontiers in Ecology and Evolution* 7. <https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00147>
- NORRDAHL, K., E E. KORPIMÄKI. 1995. Effects of predator removal on vertebrate prey populations: birds of prey and small mammals. *Oecologia* 103:241–248. <https://doi.org/10.1007/BF00329086>
- PAGLIA, A. P. ET AL. 2012. Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil. Occasional Papers in Conservation Biology. 2ª Edição. Conservation International.
- PARDINI, R. 2004. Effects of forest fragmentation on small mammals.pdf. *Biodiversity and Conservation* 13:2567–2586. <https://doi.org/10.1023/B:BIOC.0000048452.18878.2d>
- PARDINI, R., S. M. DE SOUZA, R. BRAGA-NETO, E J. P. METZGER. 2005. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological Conservation* 124:253–266. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.033>
- PAUSAS, J. G., L. W. BRAITHWAITE, E M. P. AUSTIN. 1995. Modelling habitat quality for arboreal marsupials in the South Coastal forests of New South Wales, Australia. *Forest Ecology and Management* 78:39–49. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(95\)03598-5](https://doi.org/10.1016/0378-1127(95)03598-5)
- PEIG, J., E A. J. GREEN. 2009. New perspectives for estimating body condition from mass/length data: The scaled mass index as an alternative method. *Oikos* 118:1883–1891. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2009.17643.x>
- PETTORELLI, N. ET AL. 2011. The Normalized Difference Vegetation Index (NDVI): Unforeseen successes in animal ecology. *Climate Research* 46:15–27. <https://doi.org/10.3354/cr00936>
- PETTORELLI, N., F. PELLETIER, A. VON HARDENBERG, M. FESTA-BIANCHET, E S. D. CÔTÉ. 2007. Early onset of vegetation growth vs. rapid green-up: Impacts on juvenile mountain ungulates. *Ecology* 88:381–390. <https://doi.org/10.1890/06-0875>

- PINHEIRO, P. S., F. M. V. CARVALHO, F. A. S. FERNANDEZ, E J. L. NESSIMIAN. 2002. Diet of the marsupial *Micoureus demerarae* in small fragments of Atlantic forest in southeastern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 37:213–218. <https://doi.org/10.1076/snfe.37.3.213.8575>
- PINOTTI, B. T., C. P. PAGOTTO, E R. PARDINI. 2012. Habitat structure and food resources for wildlife across successional stages in a tropical forest. *Forest Ecology and Management* 283:119–127. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.07.020>
- PRADO JÚNIOR, J. A. ET AL. 2011. Estrutura e caracterização sucessional da comunidade arbórea de um remanescente de floresta estacional semidecidual, Uberlândia, MG. *Caminhos de Geografia* 12:81–93.
- PUIDA, D. B. C., E A. P. PAGLIA. 2015. Primary productivity and the demography of *Gracilinanus agilis*, a small semelparous marsupial. *Journal of Mammalogy* 96:221–229. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyu030>
- PULSFORD, S. A., D. A. DRISCOLL, P. S. BARTON, E D. B. LINDENMAYER. 2017. Remnant vegetation, plantings and fences are beneficial for reptiles in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology* 54:1710–1719. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12923>
- PÜTTKER, T. ET AL. 2020. Indirect effects of habitat loss via habitat fragmentation: A cross-taxa analysis of forest-dependent species. *Biological Conservation* 241:108368.
- PÜTTKER, T., R. PARDINI, Y. MEYER-LUCHT, E S. SOMMER. 2008. Responses of five small mammal species to micro-scale variations in vegetation structure in secondary Atlantic Forest remnants, Brazil. *BMC Ecology* 8:1–10. <https://doi.org/10.1186/1472-6785-8-9>
- R CORE TEAM. 2020. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <<https://www.r-project.org/>>.

- RAKOTONIAINA, J. H. ET AL. 2016. Does habitat disturbance affect stress, body condition and parasitism in two sympatric lemurs? *Conservation Physiology* 4. <https://doi.org/10.1093/conphys/cow034>
- REGOLIN, A. L., L. G. OLIVEIRA-SANTOS, M. C. RIBEIRO, E L. L. BAILEY. 2021. Habitat quality, not habitat amount, drives mammalian habitat use in the Brazilian Pantanal. *Landscape Ecology* 36:2519–2533. <https://doi.org/10.1007/s10980-021-01280-0>
- RIBEIRO, J. F., A. GUARALDO, G. B. NARDOTO, G. SANTORO, E E. M. VIEIRA. 2019. Habitat type and seasonality influence the isotopic trophic niche of small mammals in a neotropical savanna. *Hystrix* 30:30–38.
- ROBBINS, C. T., M. BEN-DAVID, J. K. FORTIN, E O. L. NELSON. 2012. Maternal condition determines birth date and growth of newborn bear cubs. *Journal of Mammalogy* 93:540–546. <https://doi.org/10.1644/11-MAMM-A-155.1>
- ROSA, R., S. DO C. LIMA, E W. L. ASSUNÇÃO. 1991. Abordagem preliminar das condições climáticas de Uberlândia (MG). *Sociedade & Natureza* 3:91–108. <https://doi.org/10.14393/SN-v3-1991-60693>
- RYAN, S. J., C. U. KNECHTEL, E W. M. GETZ. 2006. Range and Habitat Selection of African Buffalo in South Africa. *Journal of Wildlife Management* 70:764–776. [https://doi.org/10.2193/0022-541X\(2006\)70\[764:RAHSA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2193/0022-541X(2006)70[764:RAHSA]2.0.CO;2)
- SAINO, N., T. SZEP, M. ROMANO, D. RUBOLINI, F. SPINA, E A. P. MOLLER. 2004. Ecological conditions during winter predict arrival date at the breeding quarters in a trans-Saharan migratory bird. *Ecology Letters* 7:21–25. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2003.00553.x>
- SANTO-SILVA, E. E., W. R. ALMEIDA, F. P. L. MELO, C. S. ZICKEL, E M. TABARELLI. 2013. The Nature of Seedling Assemblages in a Fragmented Tropical Landscape: Implications for Forest Regeneration. *Biotropica* 45:386–394. <https://doi.org/10.1111/btp.12013>

- SAUNDERS, D. A., R. J. HOBBS, E C. R. MARGULES. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. *Conservation Biology* 5:18–32. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1991.tb00384.x>
- SCHAUB, M., B. ULLRICH, G. KNÖTZSCH, P. ALBRECHT, E C. MEISSER. 2006. Local population dynamics and the impact of scale and isolation: a study on different little owl populations. *Oikos* 115:389–400. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.15374.x>
- SCHULTE-HOSTEDDE, A. I., B. ZINNER, J. S. MILLAR, E G. J. HICKLING. 2005. Restitution of mass-size residuals: Validating body condition indices. *Ecology* 86:155–163. <https://doi.org/10.1890/04-0232>
- SELTMANN, A., G. Á. CZIRJÁK, A. COURTIOL, H. BERNARD, M. J. STRUEBIG, E C. C. VOIGT. 2017. Habitat disturbance results in chronic stress and impaired health status in forest-dwelling paleotropical bats. *Conservation Physiology* 5:1–14. <https://doi.org/10.1093/conphys/cox020>
- SHIBUYA, P. S., G. L. MELO, E N. C. CÁCERES. 2018. Determinants of home range size and spatial overlap of *Gracilinanus agilis* (Mammalia: Didelphidae) in central-western Brazil. *Mammalia* 82:328–337. <https://doi.org/10.1515/mammalia-2016-0168>
- SILVA, J. P. G. DA, L. C. MARANGON, A. L. P. FELICIANO, E R. L. C. FERREIRA. 2020. Banco de sementes no solo e ecologia morfofuncional de plântulas em remanescente de Floresta Tropical conectado com matriz agrícola. *Rodriguésia* 71. <https://doi.org/10.1590/2175-7860202071134>
- SODHI, N. S., B. W. BROOK, E C. J. A. BRADSHAW. 2014. Causes and consequences of species extinctions. *The Princeton Guide to Ecology*:744–746.
- SPONCHIADO, J., G. L. MELO, E N. C. CÁCERES. 2012. Habitat selection by small mammals in Brazilian Pampas biome. *Journal of Natural History* 46:1321–1335. <https://doi.org/10.1080/00222933.2012.655796>

- TEIXEIRA, B., R. C. OLIVEIRA, E S. F. DA COSTA NETO. 2014. Procedimentos técnicos gerais para o estudo com pequenos mamíferos silvestres. P. 107–126 in Lemos, E. R. S.; D'Andea, P. S. Trabalho de campo com animais: procedimentos, riscos e biossegurança. Editora FIOCRUZ, Rio de Janeiro. <https://doi.org/10.7476/9786557080658.0011>
- TÊTE, N. ET AL. 2013. Can Body Condition and Somatic Indices be Used to Evaluate Metal-Induced Stress in Wild Small Mammals? PLoS ONE 8:1–9. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0066399>
- TOKESHI, M. 1993. Species Abundance Patterns and Community Structure. P. 111–186 in Advances in Ecological Research. [https://doi.org/10.1016/S0065-2504\(08\)60042-2](https://doi.org/10.1016/S0065-2504(08)60042-2)
- TOKESHI, M., E S. ARAKAKI. 2012. Habitat complexity in aquatic systems: fractals and beyond. Hydrobiologia 685:27–47. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0832-z>
- VALE, V. S. DO, I. SCHIAVINI, S. DE F. LOPES, O. C. DIAS NETO, A. P. DE OLIVEIRA, E A. E. GUSSON. 2009. Composição florística e estrutura do componente arbóreo em um remanescente primário de floresta estacional semidecidual em Araguari, Minas Gerais, Brasil. Hoehnea 36:417–429. <https://doi.org/10.1590/S2236-89062009000300003>
- VARGAS, B. DA C., E G. M. ARAÚJO. 2014. Florística de trepadeiras em fragmentos de florestas semidecíduais em Uberlândia, Minas Gerais, Brasil. Rodriguésia 65:49–59. <https://doi.org/10.1590/S2175-78602014000100004>
- VETTER, D., M. M. HANSBAUER, Z. VÉGVÁRI, E I. STORCH. 2011. Predictors of forest fragmentation sensitivity in Neotropical vertebrates: A quantitative review. Ecography 34:1–8. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2010.06453.x>
- VIEIRA, E. M., G. IOB, D. C. BRIANI, E A. R. T. PALMA. 2005. Microhabitat selection and daily movements of two rodents (*Necomys lasiurus* and *Oryzomys scotti*) in Brazilian Cerrado, as revealed by a spool-and-line device. Mammalian Biology 70:359–365. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2005.08.002>

- VIEIRA, E. M., E P. IZAR. 1999. Interactions between aroids and arboreal mammals in the Brazilian Atlantic rainforest. *Plant Ecology* 145:75–82. <https://doi.org/10.1023/A:1009859810148>
- WASSER, S. K., K. BEVIS, G. KING, E E. HANSON. 1997. Noninvasive physiological measures of disturbance in the northern spotted owl (*Strix occidentalis caurina*). *Conservation Biology* 11:1019–1022. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1997.96240.x>
- WIEGAND, T., J. NAVES, M. F. GARBULSKY, E N. FERNÁNDEZ. 2008. Animal habitat quality and ecosystem functioning: exploring seasonal patterns using NDVI. *Ecological Monographs* 78:87–103. <https://doi.org/10.1890/06-1870.1>
- WIRSING, A. J., T. D. STEURY, E D. L. MURRAY. 2002. Relationship between body condition and vulnerability to predation in red squirrels and snowshoe hares. *Journal of Mammalogy* 83:707–715. [https://doi.org/10.1644/1545-1542\(2002\)083<0707:RBBCAV>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1644/1545-1542(2002)083<0707:RBBCAV>2.0.CO;2)
- ZANGRANDI, P. L., A. F. MENDONÇA, A. P. CRUZ-NETO, R. BOONSTRA, E E. M. VIEIRA. 2019. The impact of botfly parasitism on the health of the gracile mouse opossum (*Gracilinanus agilis*). *Parasitology* 146:1013–1021. <https://doi.org/10.1017/S003118201900026X>
- ZARDO, D. C., Â. P. CARNEIRO, L. G. DE LIMA, E M. DOS S. FILHO. 2010. Comunidade de Artrópodes Associada à Serrapilheira de Cerrado e Mata de Galeria, na Estação Ecológica Serra Das Araras – Mato Grosso, Brasil. *Revista Brasileira Multidisciplinar* 13:105. <https://doi.org/10.25061/2527-2675/ReBraM/2010.v13i2.143>