



Universidade do Estado de Mato Grosso  
*Campus* de Nova Xavantina  
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação



**Efeitos de características da paisagem sobre a  
assembleia de pequenos mamíferos não-voadores no sudoeste de Goiás**

**Karen Adryanne Borges Almeida**

Nova Xavantina-MT  
Março de 2018



Universidade do Estado de Mato Grosso  
*Campus* de Nova Xavantina  
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação



## **Efeitos de características da paisagem sobre a assembleia de pequenos mamíferos não-voadores no sudoeste de Goiás**

**Karen Adryanne Borges Almeida**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso, *Campus* de Nova Xavantina, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre.

Orientador: Prof. Dr. Divino Vicente Silvério  
Coorientador: Prof. Dr. Fabiano Rodrigues de Melo

Nova Xavantina-MT  
Março de 2018.

## SUMÁRIO

<b>Resumo .....</b>	<b>6</b>
<b>1. Introdução.....</b>	<b>7</b>
<b>2. Material e Métodos.....</b>	<b>10</b>
<b>2.1 Área de estudo.....</b>	<b>10</b>
<b>2.2 Coleta de dados .....</b>	<b>11</b>
<b>2.3 Análise de dados.....</b>	<b>15</b>
<b>3. Resultados .....</b>	<b>17</b>
<b>4. Discussão .....</b>	<b>24</b>
<b>5. Conclusão .....</b>	<b>27</b>
<b>6. Referências bibliográficas.....</b>	<b>28</b>

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Mapa das regiões de estudo, com pontos amostrados em remanescentes naturais em paisagens agrícola e pecuária. No centro da figura está destacada a região sudoeste do Estado de Goiás, Brasil, mostrando os tipos de cobertura do solo e as regiões amostrais numeradas de 1 a 8. Os quadros laterais numerados de 1 a 8 destacam cada região amostral, detalhando os pontos amostrais. Regiões: 1: Paraíso; 2: Mateiro; 3: Cosan; 4: Jataí; 5: Rio Verdinho; 6: Irara; 7: Retiro Velho; 8: Tovacuçu. O quadro 9 apresenta o mapa do Brasil, com o estado de Goiás em destaque, e o quadro 10 o estado de Goiás com a localização das regiões amostrais em laranja. .... 11
- Figura 2.** Esquema de disposição das armadilhas. No primeiro quadro, exemplificamos o posicionamento de uma linha de amostragem em um sítio amostral. No segundo quadro, detalhamos através de um esquema como as armadilhas eram dispostas de forma alternada ao longo da linha de amostragem. Cada estação de coleta (círculo cinza-claro) era composta por duas armadilhas de contenção viva: uma armadilha gancho (quadrado cinza) e uma Sherman (losango preto). Essas estações de coleta eram espaçadas a cerca de 15 metros uma da outra. Ao final da linha de amostragem eram instaladas as armadilhas de queda em formato de Y, sendo compostas de quatro baldes cada, interligados por uma cerca-guia de lona..... 12
- Figura 3.** Diagrama de Whittaker dos dados coletados, mostrando a abundância das espécies da assembleia como um todo. Observamos duas espécies mais abundantes (*Hylaeamys megacephalus* e *Didelphis albiventris*) e as demais progressivamente mais raras, padrão comum em assembleias biológicas. .... 18
- Figura 4.** Riqueza de espécies observada (A) e riqueza de espécies estimada pelo estimador Chao (B) comparadas ao esforço amostral (armadilhas/noite). A relação entre a riqueza observada de espécies e o esforço amostral é significativa ( $r=0.69$ ,  $t = 3.6$   $p = 0.003$ ), mas não com o estimador Chao ( $r=0.48$ ,  $t = 2.05$   $p = 0.06$ ). .... 19
- Figura 5.** Parâmetros de amostragem da assembleia de pequenos mamíferos não-voadores na região sudoeste do Estado de Goiás. Nós listamos características da amostragem e os resultados básicos encontrados para cada região. Regiões amostradas: 1 = PCH's Paraíso e Foz do Paraíso; 2 = Fazenda Mateiro; 3 = Cosan/Raízen; 4 = PCH Jataí; 5 = Rio Verdinho; 6 = PCH Irara; 7 = PCH Retiro Velho; 8 = ReBio Tovacuçu. No quadro A está representado o número de sítios amostrais para cada região, e no quadro B, o número de campanhas. No quadro C temos a riqueza de espécie representada pela cor preta, o número de gêneros na cor cinza médio, e o número de espécies exclusivas na cor cinza mais clara. No quadro D está representada a abundância de indivíduos em cada região. .... 20
- Figura 6.** Modelo preditivo comparando a riqueza de espécies ao incremento na riqueza da paisagem, considerando matrizes dominadas por agricultura ou por pastagem. .... 22
- Figura 7.** Modelo preditivo comparando a riqueza de espécies ao aumento no tamanho do fragmento, considerando matrizes dominadas por agricultura ou por pastagem. .... 23

## LISTA DE TABELAS

- Tabela 1.** Esforço amostral total de armadilhas Sherman, gancho e de queda realizado em cada um dos fragmentos amostrados. Nós detalhamos o esforço amostral (armadilhas-noite) por cada sítio de coleta, de cada região; o tipo de matriz predominante no entorno de cada sítio; os anos de coleta; o tipo de vegetação nativa onde o transecto de coleta foi estabelecido; e os tipos de armadilha utilizados (Sherman, gancho ou armadilha de queda)..... 13
- Tabela 2.** Classes de uso e cobertura do solo na área de estudo. Na primeira coluna listamos as classes originais da coleção 2.3 do MapBiomias na região sudoeste do Estado de Goiás, Brasil. Na segunda coluna, detalhamos quais classes foram reclassificadas e agrupadas para melhor atender os objetivos deste estudo. .... 15
- Tabela 3.** Lista das espécies capturadas na região sudoeste do estado de Goiás. Nós listamos as espécies de acordo com a ordem e a família a qual pertencem, e mostramos a presença ou ausência de cada espécie em cada região. Regiões amostradas: 1 = PCH's Paraíso e Foz do Paraíso; 2 = Fazenda Mateiro; 3 = Cosan/Raízen; 4 = PCH Jataí; 5 = Rio Verdinho; 6 = PCH Irara; 7 = PCH Retiro Velho; 8 = ReBio Tovacuçu ..... 17
- Tabela 4.** Tabela de seleção de modelos a partir das variáveis da paisagem que foram medidas..... 21
- Tabela 5.** Modelo com as variáveis que foram importantes para explicar a riqueza de espécies de pequenos mamíferos não-voadores no sudoeste de Goiás. .... 21

## RESUMO

A perda de habitat em função do avanço dos usos antrópicos do solo é uma das principais causas da perda global de biodiversidade. Pequenos mamíferos não-voadores podem ser diretamente afetados pela perda de habitat e fragmentação, uma vez que possuem pequeno tamanho corporal, pequena área de vida, baixa capacidade de dispersão e hábitat espécie-específico. Nosso objetivo com este trabalho foi testar o efeito de características da paisagem sobre a riqueza de espécies de pequenos mamíferos não-voadores na região sudoeste do estado de Goiás. Estabelecemos 25 pontos amostrais em oito diferentes regiões inseridas em dois tipos predominantes de matriz antrópica: agricultura e pastagens. Hipotetizamos que a riqueza de espécies seria maior em paisagens com pastagem, dada a maior heterogeneidade desse tipo de uso do solo quando comparado à agricultura. Nós utilizamos as seguintes características locais do fragmento e da paisagem: tamanho e largura do fragmento dentro do raio estabelecido, riqueza da paisagem (número de classes de uso do solo), tipo de matriz predominante (agricultura ou pastagem), tipo de vegetação do fragmento, número de conexões entre remanescentes de vegetação nativa, número de fragmentos e porcentagem de vegetação nativa. Para obter as métricas da paisagem, nós utilizamos o mapa de cobertura do solo MapBiomas (coleção 2.3). Para a captura dos pequenos mamíferos não-voadores utilizamos armadilhas tipo Sherman, gancho e de queda. Nós utilizamos modelos lineares generalizados (*glm*) com a riqueza estimada de espécies como variável resposta e as métricas de paisagem e do fragmento como preditoras. Registramos 712 capturas de 20 espécies, resultando em um sucesso de captura de 1,8%. Contrariando nossas expectativas, a riqueza de espécies foi maior em paisagens com matriz agrícola do que em áreas com matriz de pastagem. Observamos também mais espécies em áreas com maior riqueza da paisagem e em fragmentos maiores. Em conjunto, essas três variáveis explicaram 80% da variabilidade na riqueza de espécies. Apesar da maior heterogeneidade da matriz de pastagem, o gado geralmente adentra os remanescentes de vegetação natural e pode causar alterações que afetam o habitat de muitas espécies. Por outro lado, a disponibilidade de alimento em matriz agrícola é maior e pode reduzir a competição interespecífica e intraespecífica. Por último, o fato de a área do fragmento ser uma variável importante demonstra a relevância de áreas contínuas de vegetação nativa para a conservação da biodiversidade, no contexto de paisagens onde já houve grandes taxas de perda de habitat e fragmentação ao longo de décadas.

## 1. INTRODUÇÃO

A perda direta de habitat é apontada como uma das principais causas para a perda global de biodiversidade, e é causada em grande parte pela expansão das atividades agrícola e pecuária ao redor do mundo (Foley et al., 2005). Se por um lado a perda de habitat é apontada como causa global para a perda de biodiversidade (Chaplin-Kramer et al., 2014; Fischer & Lindenmayer 2007), por outro, a fragmentação *per se* – que pode ser um componente nesse processo –, apresenta efeitos sobre a biodiversidade ainda que ainda não são bem compreendidos, podendo apresentar tanto efeitos negativos, quanto positivos ou neutros (Fahrig 2003). Cada grupo taxonômico perceberá e reagirá à fragmentação de forma diferente e de acordo com sua capacidade de mobilidade e especificidade ecológica, o que pode variar de acordo com a escala de observação e com a variável resposta selecionada para avaliar o impacto. Dentre os mamíferos, os de médio e grande porte possuem maior mobilidade e ocupam áreas de vida maiores, e assim, podem ser menos afetados pelo processo de fragmentação em si (Calaça et al., 2010). Os quirópteros por outro lado, possuem tamanho corporal pequeno, mas a habilidade de voo permite maior área de vida, sendo os obstáculos de um ambiente fragmentado passíveis de serem transpostos (Herr et al., 2015; Faria, 2006). Pequenos mamíferos não-voadores, no entanto, possuem tamanho corporal pequeno e menor capacidade de deslocamento, ocupando assim áreas de vida menores (Vieira et al., 2009). Além das características intrínsecas dos organismos ao responder a efeitos de mudanças na paisagem, o tipo de matriz também pode influenciar a manutenção das espécies. O tipo de matriz e a composição da paisagem influenciam no tamanho do efeito de borda e nos estoques de biomassa (Melito et al., 2017), em processos funcionais dos ecossistemas (Pagès et al., 2014), e na capacidade dos organismos se adaptarem às novas condições do habitat (Gomez et al., 2017). A matriz pode ser vista como um moderador dos efeitos da fragmentação e perda de habitat, sendo que de acordo com o tipo de matriz esses efeitos podem atingir os organismos de maneira diferente (Rodríguez-San Pedro & Simoneti, 2015).

No Cerrado, que é uma grande fronteira agrícola no Brasil, grande parte da vegetação nativa já foi suprimida, resultando na perda e fragmentação dos habitats naturais (Lahsen et al., 2016). A intensificação deste processo começou há cinco décadas, impulsionado principalmente por incentivos governamentais (Silva et al., 2013), mas acontece ainda hoje na região nordeste do bioma, através do Plano de Desenvolvimento Agropecuário do Matopiba (PDA-MATOPIBA, Decreto nº 8447 de 6 de maio de 2015). Essa expansão da agricultura e pecuária ocorreu pela necessidade de aumento na produção agrícola (Klink & Machado,

2005), que se tornou possível num bioma de solos distróficos graças ao desenvolvimento de técnicas de melhoramento dos solos e desenvolvimento de cultivares mais adaptados (Sousa et al., 2008). A ocupação dessas áreas ocorreu de acordo com o interesse econômico, atingindo principalmente as de solo profundo e topografia mais plana, por serem mais adequadas ao uso de máquinas (Sano et al., 2010), e esse modelo de ocupação que não leva em conta os processos ecológicos na escala da paisagem pode impactar de forma negativa as populações de diversas espécies (Santos & Ranieri, 2013; Pedroso & Silva, 2005). As mudanças na paisagem foram impulsionadas pela expansão direta das pastagens e da agricultura sobre áreas naturais (Brannstrom et al., 2008), e também pela expansão da agricultura sobre as áreas de pastagens antigas. Dessa forma, o avanço da agricultura acaba exercendo também um papel indireto sobre o desmatamento. Ao ocupar áreas de pastagens, faz com que outras áreas sejam desmatadas para a criação de gado (Lapola et al., 2014; Barona et al., 2010). Tais impactos afetam as espécies de acordo com suas especificidades comportamentais, morfológicas e ecológicas. Por exemplo, enquanto espécies generalistas tendem a se adaptar mais facilmente à paisagem antropizada, espécies com maior especificidade às condições ambientais se mostram mais sensíveis a alterações em seu habitat (Gomez et al., 2017; Henle et al., 2004). No Cerrado, as pastagens e as lavouras são os dois principais tipos de matrizes existentes (Parente et al., 2017; Dias et al., 2016; Rada, 2013), e seria esperado efeitos diferentes sobre a riqueza de espécies de assembleias de pequenos mamíferos não-voadores. Áreas de lavouras geralmente são homogêneas, uma vez que todas as árvores e arbustos são removidos, e o solo fica exposto na estação seca. Apesar disso, parte dos grãos produzidos permanecem mesmo depois da colheita e poderiam ser utilizados como alimento por algumas das espécies de pequenos mamíferos não-voadores (Braga et al., 2015), o que por um lado poderia diminuir a competição interespecífica e intraespecífica dentro dos remanescentes, e por outro, favorecer o aumento da abundância de espécies generalistas na borda. Áreas de pastagens por sua vez representam matrizes mais heterogêneas, em alguns casos com a presença de árvores e pequenos arbustos (Dias-Filho et al., 2014), podendo ser mais permeáveis. Com uma matriz mais permeável, os organismos poderiam encontrar maior facilidade em sua movimentação, mantendo populações conectadas, ou mesmo utilizar as matrizes como habitats complementares.

Pequenos mamíferos não-voadores apresentam diferentes tolerâncias específicas ao ambiente da matriz (Estavillo et al., 2013; Umetsu & Pardini, 2007; Castro & Fernandez, 2004), mas para o bioma Cerrado não conhecemos ainda como essa assembleia de espécies é

afetada por tipos diferentes de matriz de origem antrópica. Esses animais desempenham importantes papéis ecológicos: são presas de animais de maior porte, predam insetos, plântulas e sementes, são dispersores de sementes e de fungos micorrízicos, e polinizam algumas espécies (Zoeller et al., 2016; Pardini & Umetsu, 2006; Janos et al., 1995). Além disso, são um bom modelo para o estudo da ecologia da paisagem, por apresentarem ciclos de vida curtos, baixo poder de dispersão e possuírem tanto espécies generalistas quanto especialistas, de modo que a composição de espécies pode ser utilizada como bioindicadora da qualidade de habitats (Santos-Filho et al., 2012, Pardini & Umetsu, 2006; Pires et al., 2002, Bonvicino et al., 2002). Pequenos mamíferos não-voadores já foram estudados com relação à fragmentação de habitat e na escala da paisagem em outros biomas brasileiros (Santos-Filho et al., 2012; Vieira et al., 2009, Pardini, 2005), e também no Cerrado (Melo et al., 2017, Magioli et al., 2016; Puida, 2013), e alguns desses estudos demonstraram a importância do tipo de matriz para explicar a riqueza de espécies (Santos-Filho et al., 2012) ou a composição de espécies (Borges-Matos et al., 2013). No entanto, dos estudos desenvolvidos no Cerrado, nenhum avaliou e comparou o efeito de diferentes tipos de matrizes antrópicas sobre a assembleia de pequenos mamíferos não-voadores (Melo et al., 2017, Magioli et al., 2016; Puida, 2013). Além disso, conhecer o efeito de características da paisagem e de diferentes tipos de matriz antrópica sobre os pequenos mamíferos não-voadores pode indicar melhores direções e práticas para a conservação da biodiversidade em paisagens modificadas.

Neste estudo buscamos entender como as características da paisagem afetam a riqueza de espécies da assembleia de pequenos mamíferos não-voadores em uma região dominada por atividades agrícolas e pastoris. Nós testamos duas hipóteses: a) a assembleia de pequenos mamíferos apresenta menor riqueza de espécies em fragmentos menores, em paisagens com menor quantidade de habitat natural e com menor número de classes de uso do solo. Nossa expectativa está baseada na relação espécie-área e por muitas espécies apresentarem diferentes especificidades de habitat (Vieira et al 2009; Pardini & Umetsu, 2006); b) o tipo de matriz dominante na paisagem é um importante preditor da riqueza de espécies de pequenos mamíferos. Mais especificamente, que a riqueza de espécies é menor em paisagens com agricultura como matriz dominante quando comparada a paisagens que tem pastagens como matriz. As pastagens apresentam maior heterogeneidade, o que poderia conferir maior permeabilidade, favorecendo dispersão de indivíduos e conexão das populações, em detrimento da agricultura que é geralmente uma matriz mais homogênea.

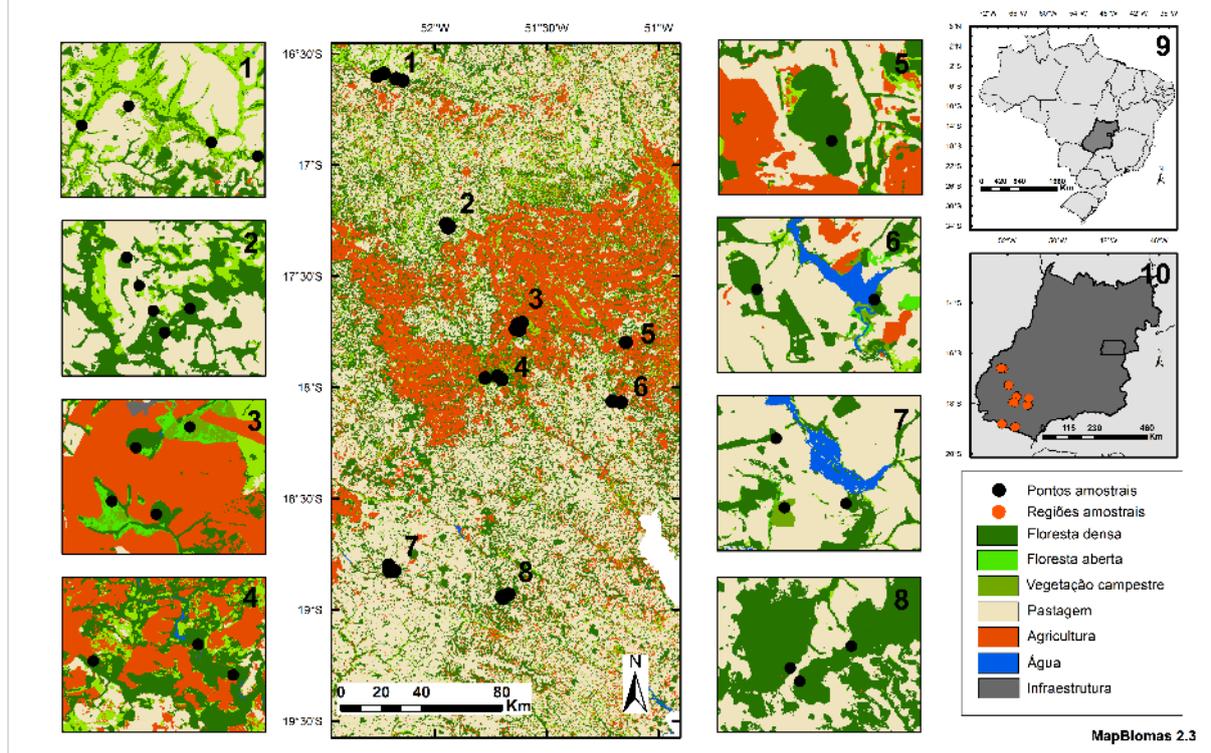
## 2. MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 Área de estudo

O estudo foi conduzido na região central do bioma Cerrado, cujas principais atividades econômicas são a agricultura e a pecuária, configurando um habitat fragmentado (Diniz-Filho et al., 2009). Mais especificamente, estudamos o sudoeste do estado de Goiás, que é uma das principais regiões produtoras de carne e grãos do Brasil, e mais recentemente de biocombustíveis. Nós abrangemos os municípios de Aparecida do Rio Doce, Aporé, Caiapônia, Doverlândia, Jataí, Itajá, e Rio Verde (**Figura 1**), localizados nas bacias hidrográficas do Paraná e do Tocantins. A região está em média a 700m de altitude, e o clima é marcadamente sazonal, tipo Aw e Am segundo a classificação de Köppen (Alvares et al., 2013; Kottek et al., 2006). A precipitação média anual na região estudada varia de 1.000 a 1.600mm (Reatto & Martins, 2005), e existem duas estações climáticas bem definidas: uma chuvosa e quente e outra seca com temperaturas mais amenas. A estação chuvosa, de outubro a abril, apresenta pluviosidade média acima de 180 mm mensais, com temperatura média em torno de 25°C, e a estação seca se estende do mês de maio ao mês de setembro, com níveis pluviométricos abaixo de 60mm mensais e temperatura média no inverno em torno de 18°C (Nimer, 1989).

A coleta de dados foi realizada em parceria com o laboratório de Biodiversidade Animal da Universidade Federal de Goiás – Regional Jataí. No total, instalamos 25 linhas de amostragem em 22 fragmentos, distribuídos em 8 regiões (**Figura 1** e **Tabela 1**). Em cada linha de captura instalamos entre 18 e 68 armadilhas, que permaneceram abertas em campanhas com duração de 5 a 7 dias. O esforço amostral total por fragmento variou entre 90 e 4.560 armadilhas-noite.

## Sítios amostrais no sudoeste de Goiás



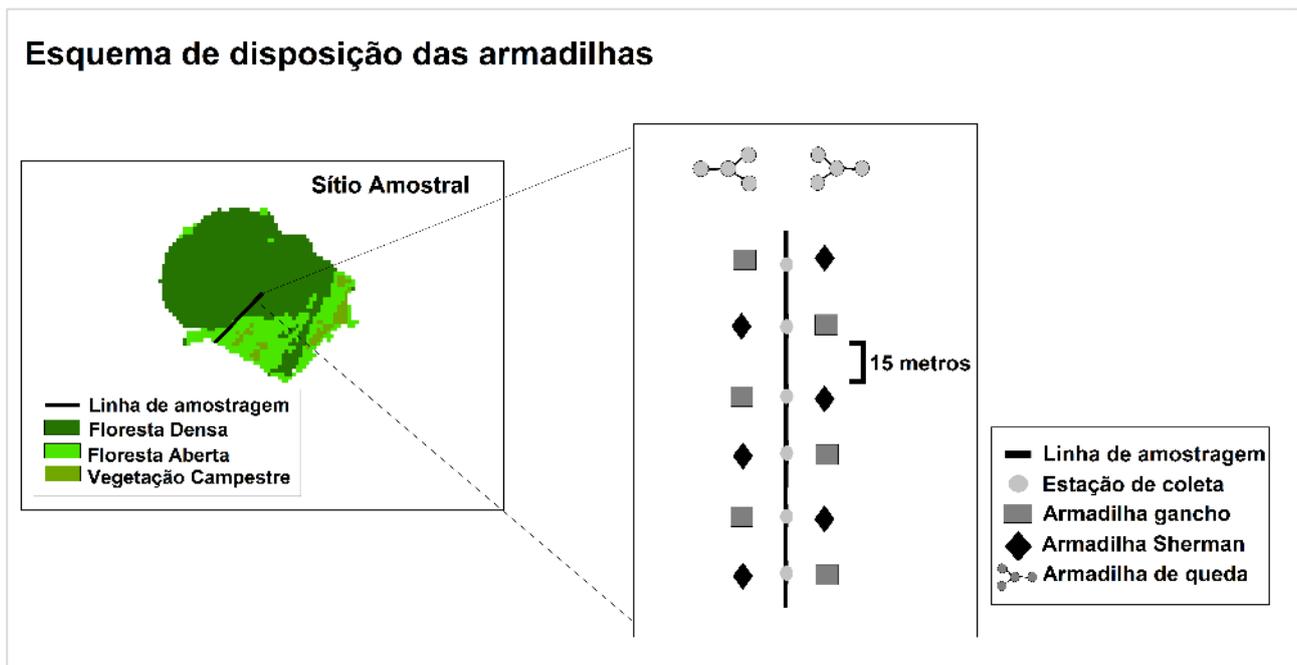
**Figura 1.** Mapa das regiões de estudo, com pontos amostrados em remanescentes naturais em paisagens agrícola e pecuária. No centro da figura está destacada a região sudoeste do Estado de Goiás, Brasil, mostrando os tipos de cobertura do solo e as regiões amostrais numeradas de 1 a 8. Os quadros laterais numerados de 1 a 8 destacam cada região amostral, detalhando os pontos amostrais. Regiões: 1: Paraíso; 2: Mateiro; 3: Cosan; 4: Jataí; 5: Rio Verdinho; 6: Irara; 7: Retiro Velho; 8: Tovacuçu. O quadro 9 apresenta o mapa do Brasil, com o estado de Goiás em destaque, e o quadro 10 o estado de Goiás com a localização das regiões amostrais em laranja.

## 2.2 Coleta de dados

### 2.2.1 Coleta e identificação de espécimes

A assembleia de pequenos mamíferos não-voadores foi amostrada entre 2008 e 2014, com período de amostragem e esforço de coleta variável entre as regiões amostrais (**Tabela 1**), mas com métodos de coleta de dados padronizados. Para a coleta dos espécimes, foram utilizados dois modelos de armadilhas de contenção viva tradicionais: i) armadilha dobrável de arame galvanizado com desarme do tipo gancho ([www.zootechonline.com.br](http://www.zootechonline.com.br)), e ii) tipo Sherman (30x80x90cm); nas quais foram utilizadas iscas compostas de abacaxi, óleo de fígado de bacalhau, sardinhas e paçoca de amendoim (Fonseca, 1989, Paglia et al., 1995). As armadilhas foram dispostas em estações de coleta espaçadas 15 m entre si, contando com duas armadilhas cada, sendo que em locais propícios foram instaladas armadilhas suspensas, seguindo procedimento padrão para o grupo (Fonseca, 1989). Além das armadilhas

convencionais, também foram utilizadas armadilhas de queda (**Figura 2**). Cada armadilha de queda consiste em quatro baldes (de 30 litros) enterrados no solo, dispostos em formato de Y e interligados por cinco metros de cercas de lona, que direcionam o animal para a queda dentro dos baldes. Esse tipo de armadilha tem demonstrado eficácia na captura de pequenos mamíferos não voadores, pois permite a captura de espécies mais dificilmente capturadas por outros métodos, como as de hábito cursorial, fossorial e semi-fossorial (Bonvendorp et al., 2017, Santos-Filho et al., 2015, Santos-Filho, 2006). Segundo Bonvendorp, McCleery & Galetti (2017), armadilhas de queda, quando empregadas sozinhas ou em conjunto com armadilhas de contenção viva permitem estimativas de riqueza de espécies mais altas do que em sítios onde apenas armadilhas de contenção viva são utilizadas. Além disso, segundo os autores, a utilização de armadilhas de queda reduziu muito o número de noites de captura necessárias para obter uma boa estimativa da riqueza de espécies de assembleias de pequenos mamíferos não-voadores.



**Figura 2.** Esquema de disposição das armadilhas. No primeiro quadro, exemplificamos o posicionamento de uma linha de amostragem em um sítio amostral. No segundo quadro, detalhamos através de um esquema como as armadilhas eram dispostas de forma alternada ao longo da linha de amostragem. Cada estação de coleta (círculo cinza-claro) era composta por duas armadilhas de contenção viva: uma armadilha gancho (quadrado cinza) e uma Sherman (losango preto). Essas estações de coleta eram espaçadas a cerca de 15 metros uma da outra. Ao final da linha de amostragem eram instaladas as armadilhas de queda em formato de Y, sendo compostas de quatro baldes cada, interligados por uma cerca-guia de lona.

**Tabela 1.** Esforço amostral total de armadilhas Sherman, gancho e de queda realizado em cada um dos fragmentos amostrados. Nós detalhamos o esforço amostral (armadilhas-noite) por cada sítio de coleta, de cada região; o tipo de matriz predominante no entorno de cada sítio; os anos de coleta; o tipo de vegetação nativa onde o transecto de coleta foi estabelecido; e os tipos de armadilha utilizados (Sherman, gancho ou armadilha de queda).

Região	Linha de amostragem	Matriz predominante	Anos de coleta	Tipo de vegetação predominante	Tipos de armadilha**	Total (arm.-noite)
1 – Paraíso	1	Pastagem	2009	Mata ciliar	G, Aq	90
	2	Pastagem	2009	Cerrado ss.*	G, Aq	90
	3	Pastagem	2009	Mata ciliar	G, Aq	90
	4	Pastagem	2009	Floresta	G, Aq	90
2 – Mateiro	1	Pastagem	2008 e 2009	Floresta	S, G	600
	2	Pastagem	2008	Mata ciliar	S, G	300
	3	Pastagem	2008	Cerrado ss.*	S, G	300
	4	Pastagem	2008	Campo cerrado	S, G	300
	5	Pastagem	2008	Mata ciliar	S, G	300
3 – Cosan	1	Agrícola	2009 a 2014	Floresta	S, G, Aq	3140
	2	Agrícola	2009 a 2014	Cerrado ss.*	S, G, Aq	3140
	3	Agrícola	2009 a 2014	Floresta	S, G, Aq	3140
	4	Agrícola	2009 a 2014	Cerrado ss.*	S, G, Aq	3140
4 – Jataí	1	Agrícola	2009 a 2011	Floresta	S, G, Aq	4560
	2	Agrícola	2009	Floresta	S, G, Aq	952
	3	Agrícola	2010 e 2011	Mata de galeria	S, G, Aq	3744
5 - Rio Verdinho	1	Pastagem	2012	Floresta	S, G	3000
6 – Irara	1	Pastagem	2009 a 2011	Floresta	S, G, Aq	2112
	2	Pastagem	2009 a 2011	Floresta	S, G, Aq	2112
7 - Retiro Velho	1	Pastagem	2009 a 2011	Mata ciliar	S, G, Aq	2520
	2	Pastagem	2009 a 2011	Campo cerrado	S, G, Aq	816
	3	Pastagem	2009 a 2011	Floresta	S, G, Aq	1704
8 - Tovacuçu	1	Pastagem	2011 e 2012	Floresta	S, G	960
	2	Pastagem	2011 e 2012	Floresta	S, G	960
	3	Pastagem	2011 e 2012	Floresta	S, G	960
<b>Total</b>						<b>39.120</b>

\*Cerrado ss.: Cerrado *sensu stricto*; \*\*S: armadilha Sherman; G: armadilha tipo gancho; Aq: armadilha de queda.

Os espécimes capturados tiveram sua biometria devidamente verificada, para a identificação das espécies. Foram coletados espécimes-testemunho de todas as espécies capturadas, e esses indivíduos foram encaminhados ao laboratório para eutanásia e taxidermia. Os crânios desses exemplares passaram por processo de limpeza em dermestério para possibilitar a análise morfométrica e morfológica, que também é necessária para a confirmação da identificação das espécies. Todos os espécimes que foram taxidermizados encontram-se tombados na coleção científica do Laboratório de Biodiversidade Animal da Universidade Federal de Goiás – Regional Jataí. Durante a realização das campanhas, a identificação das espécies foi conduzida consultando literatura específica de identificação para o grupo (Bonvicino, et al. 2008; Rossi & Bianconi, 2011; Patton et al., 2000; Voss & Jansa, 2009) e comparando-se pele e crânio com exemplares pertencentes à coleção científica do Museu Nacional do Rio de Janeiro (MNRJ). Indivíduos de gêneros conhecidos e dos quais

espécimes testemunho já haviam sido encaminhados para a coleção científica, eram marcados com brincos numerados e soltos no mesmo local de captura. Em função do tempo decorrido, da descrição de novas espécies e rearranjos taxonômicos, nós conferimos a identificação dos espécimes novamente no Instituto Osvaldo Cruz - FIOCRUZ, para as devidas atualizações.

### 2.2.2 Análise de dados da paisagem

Para extrair informações sobre a paisagem, utilizamos os dados do MapBiomas coleção 2.3, que apresenta resolução de 30x30 metros (MapBiomas, 2017). Os mapas de cobertura do uso do solo foram obtidos para o período entre 2008 e 2014, conforme o período de amostragem em cada uma das regiões. Em regiões com mais de um ano de coleta, obtivemos os dados da paisagem do último ano, e checamos por transições entre o período. A classificação original do MapBiomas apresenta 27 classes de uso do solo, das quais 13 eram registradas para o sudoeste goiano. Para melhor adequação dos dados às hipóteses aqui testadas, as 13 classes observadas foram reagrupadas em 10 classes (**Tabela 2**). O agrupamento das classes foi realizado com base em nosso conhecimento das áreas de estudo e por comparação de imagens do satélite Landsat. As principais mudanças foram: 1) a classe do MapBiomas identificada como “agricultura ou pastagem” foi reclassificada separando “agricultura” de “pastagens”; 2) a classe “não observado” no MapBiomas foi agrupada com a classe “água” já existente; 3) as classes “Culturas anuais” e “Culturas semiperenes” foram agrupadas e chamadas de “agricultura” (**Tabela 2**). As paisagens foram analisadas em *buffers* com raio de 2 km, conforme escala de efeito encontrada por Melo et al. (2017) para pequenos mamíferos não-voadores do Cerrado. Uma vez que estamos considerando toda a assembleia de pequenos mamíferos não-voadores em nosso estudo, consideramos como “habitat” as três classes de vegetação nativa mapeadas pelo MapBiomas 2.3 na região de estudo: Floresta Densa, Floresta Aberta e Vegetação Campestre.

Os mapas reclassificados foram utilizados para obter oito métricas utilizadas como preditores da riqueza de espécies: 1) o tamanho do fragmento amostrado (dentro da paisagem de 2 km, considerando todas as classes de vegetação natural), 2) o número de fragmentos de vegetação natural dentro da paisagem de 2 km, 3) o tipo de matriz dominante (pastagem ou agricultura), 4) a proporção de vegetação natural, 5) a riqueza da paisagem (número de classes de uso do solo ocorrentes na paisagem), 6) a largura do fragmento no ponto onde foram instaladas as estações de coleta, 7) tipo de vegetação predominante no fragmento amostrado segundo MapBiomas 2.3, 8) o número de conexões de vegetação nativa entre o fragmento

amostrado e outros fragmentos. As variáveis 1, 2, 3, 4 e 5 foram obtidas utilizando os pacotes “SDMTools”, “adehabitat”, “raster” e “sp” no *software* R (R Core Team, 2017). As outras três variáveis foram obtidas utilizando o *software* ArcGis.

**Tabela 2.** Classes de uso e cobertura do solo na área de estudo. Na primeira coluna listamos as classes originais da coleção 2.3 do MapBiomias na região sudoeste do Estado de Goiás, Brasil. Na segunda coluna, detalhamos quais classes foram reclassificadas e agrupadas para melhor atender os objetivos deste estudo.

Classes registradas para o recorte da região Sudoeste do Estado de Goiás	
Classes originais do MapBiomias	Reclassificação das classes do MapBiomias
3 – Floresta Densa	Floresta Densa
4 – Floresta Aberta	Floresta Aberta
9 – Silvicultura	Silvicultura
11 – Áreas Úmidas Naturais não florestais	Áreas Úmidas Naturais Não Florestais
12 – Vegetação Campestre (Campos)	Vegetação Campestre (Campos)
15 – Pastagem	Pastagem
19 – Culturas anuais	Agricultura
20 – Culturas Semi-Perene (Cana de Açúcar)	Agricultura
21 – Agricultura ou pastagem	82% Agricultura; 11% Pastagem e 7% Vegetação Campestre
24 – Infraestrutura Urbana	Infraestrutura
25 – Outras Áreas Não-Vegetadas	Outras Áreas Não-Vegetadas
26 – Água	Água
27 – Não observado	Água

### 2.3 Análise de dados

Uma vez que o estudo conta com esforços amostrais diferentes entre os pontos amostrais, realizamos uma análise de rarefação de espécies com 1000 aleatorizações (Gotelli & Colwell, 2001) para o cálculo de três estimadores de riqueza de espécies: Jackknife 1, Bootstrap e Chao. Em seguida realizamos uma análise de correlação entre a riqueza estimada por cada um dos três estimadores e o esforço amostral, e utilizamos para a análise estatística a seguir o estimador que apresentou menor correlação com o esforço amostral. Essa análise foi realizada por meio do uso da função *diversitycomp* do pacote *BiodiversityR* no programa R (R Core Team, 2017)). Pelo fato do esforço amostral empregado na Região 1 (Paraíso) (90 armadilhas-noite) ser muito inferior ao empregado nas demais regiões, desconsideramos os sítios amostrais dessa região para gerar as estimativas do modelo.

Nós utilizamos modelos lineares generalizados mistos (*glmm*) com distribuição de Poisson para avaliar quais dos preditores avaliados são importantes para explicar a riqueza de espécies (corrigida pelo esforço amostral, como detalhado acima). Os seguintes preditores foram adicionados no modelo: a) riqueza da paisagem (número de classes de uso do solo); b) proporção de vegetação nativa; c) matriz dominante (pastagem ou agricultura); d) área do fragmento dentro da paisagem de 2 km; e) número de fragmentos de vegetação nativa; f)

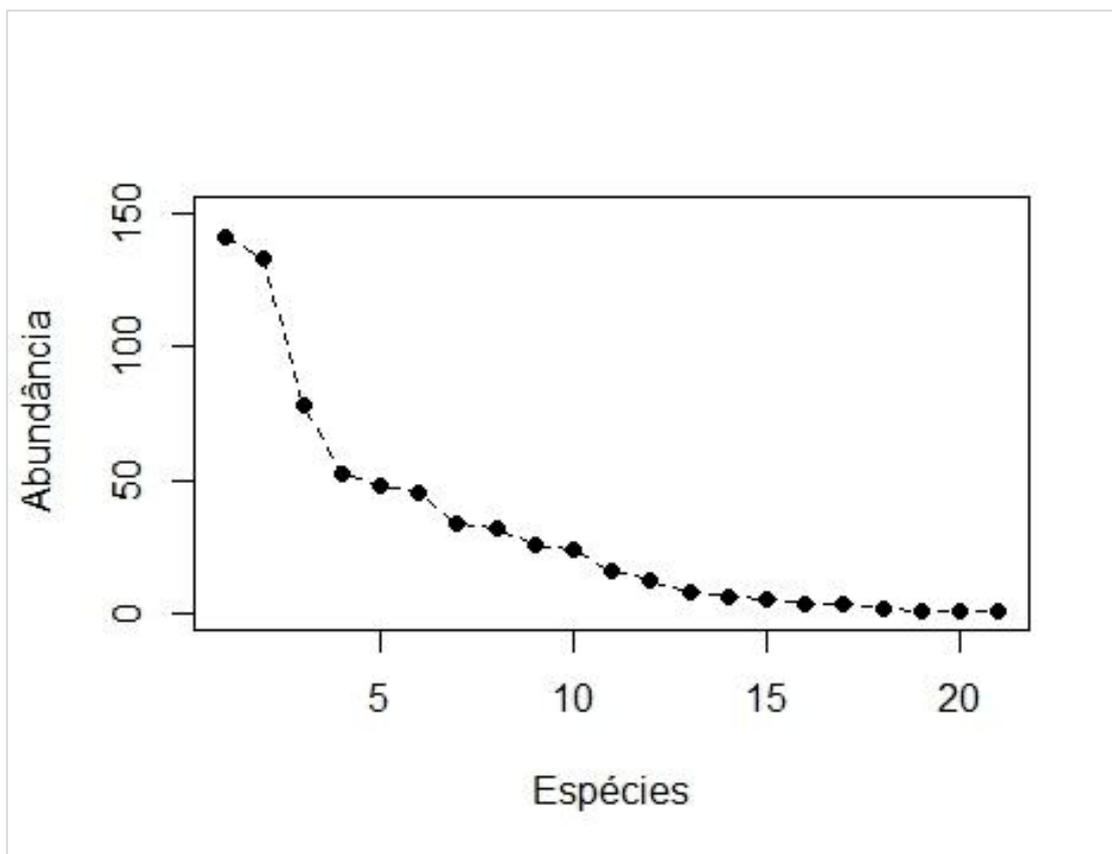
largura do fragmento no ponto de coleta); g) tipo de vegetação onde ocorreu a coleta. Primeiro, criamos um modelo global com todas as variáveis, com possíveis interações, e os pontos amostrais aninhados em cada região como fator aleatório. Em seguida fizemos uma seleção de modelos para avaliar a contribuição de cada variável para o desempenho do modelo (por meio da função *dredge* do pacote *MuMin* do programa R (R Core Team, 2017)). Consideramos como melhor modelo aquele com menor critério de informação de Akaike (Zuur et al., 2009). Como não houve significância para o fator aleatório adicionado, utilizamos um modelo linear generalizado (*glm*) com um filtro para remover autocorrelação espacial (*eigenvector* de Moran calculado por meio da função *ME* do pacote *spdep* do programa R (Dray et al., 2006; R Development Core Team, 2008)). Selecionamos os filtros com alpha de 0.3 e os autovalores significativos foram adicionados ao modelo final para controle da autocorrelação espacial.

### 3. RESULTADOS

Com esforço amostral de 39.120 armadilhas/noite obtivemos 712 capturas (622 indivíduos e 90 recapturas), pertencentes a 21 espécies distribuídas em 17 gêneros de três famílias (Cricetidae, Echimyidae e Didelphidae), totalizando um sucesso de captura de 1.8%. Foram 14 espécies da ordem Rodentia (famílias Cricetidae e Echimyidae) e sete espécies da ordem Didelphimorphia, família Didelphidae (**Tabela 3**). As espécies mais comuns foram *Hylaeamys megacephalus* (146 capturas) e *Didelphis albiventris* (143 capturas). Quatro das espécies amostradas apresentaram entre dois e cinco indivíduos (*Caluromys philander*, *Lutreolina crassicaudata*, *Monodelphis kunsii*, *Proechimys roberti*), e duas espécies apresentaram somente um indivíduo capturado (*Thalpomys* sp. e *Thylamys* sp.) (**Figura 3**).

**Tabela 3.** Lista das espécies capturadas na região sudoeste do estado de Goiás. Nós listamos as espécies de acordo com a ordem e a família a qual pertencem, e mostramos a presença ou ausência de cada espécie em cada região. Regiões amostradas: 1 = PCH's Paraíso e Foz do Paraíso; 2 = Fazenda Mateiro; 3 = Cosan/Raízen; 4 = PCH Jataí; 5 = Rio Verdinho; 6 = PCH Irara; 7 = PCH Retiro Velho; 8 = ReBio Tovacuçu

Táxon	Regiões							
	1	2	3	4	5	6	7	8
<b>Ordem Didelphimorphia</b>								
<b>Família Didelphidae</b>								
<i>Caluromys philander</i>			x					
<i>Didelphis albiventris</i>		x	x	x	x	x	x	x
<i>Gracilinanus agilis</i>	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Lutreolina crassicaudata</i>			x					
<i>Marmosa murina</i>	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Monodelphis kunsii</i>			x	x				
<i>Thylamys</i> sp.	x							
<b>Ordem Rodentia</b>								
<b>Família Cricetidae</b>								
<i>Calomys</i> sp.				x				x
<i>Calomys expulsus</i>		x	x			x		
<i>Calomys tener</i>	x	x	x					
<i>Cerradomys maracajuensis</i>			x					
<i>Cerradomys scotti</i>	x	x	x				x	
<i>Hylaeamys megacephalus</i>	x		x	x	x	x	x	
<i>Necomys lasiurus</i>			x	x		x	x	
<i>Nectomys squamipes</i>		x	x			x		x
<i>Oecomys</i> sp.	x	x	x	x	x		x	x
<i>Oligoryzomys matogrossae</i>	x		x	x				
<i>Oligoryzomys nigripes</i>			x	x			x	
<i>Rhipidomys macrurus</i>		x	x	x	x	x	x	x
<i>Thalpomys</i> sp.				x				
<b>Família Echimyidae</b>								
<i>Proechimys roberti</i>				x				

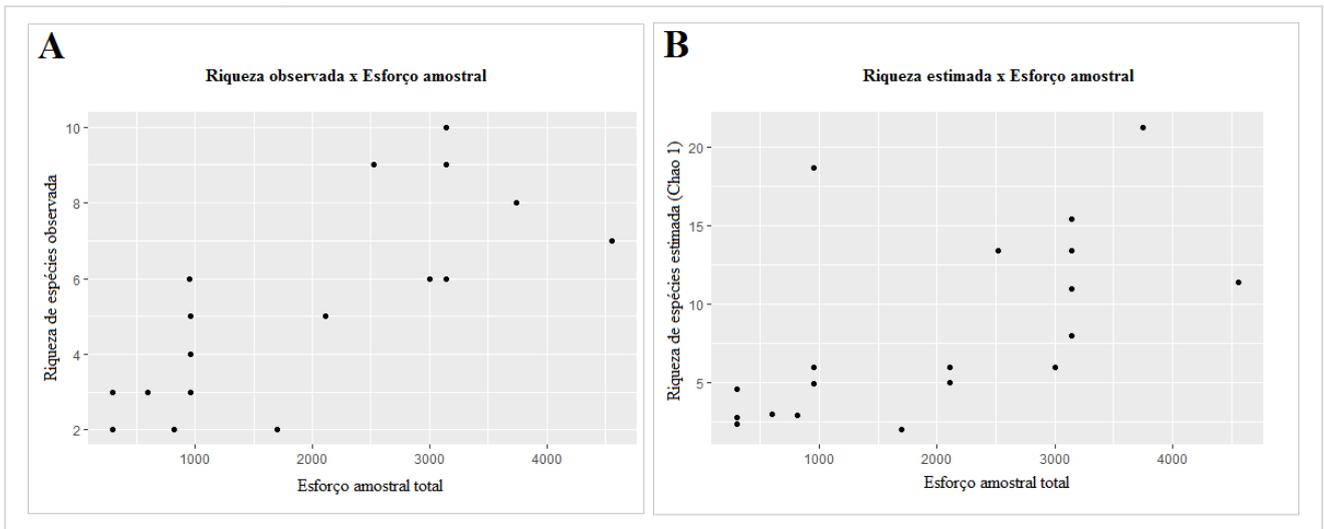


**Figura 3.** Diagrama de Whittaker dos dados coletados, mostrando a abundância das espécies da assembleia como um todo. Observamos duas espécies mais abundantes (*Hylaeamys megacephalus* e *Didelphis albiventris*) e as demais progressivamente mais raras, padrão comum em assembleias biológicas.

Das 10 classes de uso e cobertura do solo do MapBiomias registradas para o sudoeste do estado de Goiás, sete ocorreram dentro da paisagem com raio de 2 km de cada um dos 25 pontos amostrais: Floresta Densa, Floresta Aberta, Vegetação Campestre (nativa), Agricultura, Pastagem, Infraestrutura e Água. O tamanho dos fragmentos amostrados variou entre 0,7695 ha e 66,7926 ha, e o número de fragmentos de vegetação nativa na paisagem variou entre três e 43. As paisagens dos pontos amostrais das regiões 3 (Cosan) e 4 (Jataí) eram dominadas por agricultura e as das regiões 1 (Paraíso), 6 (Irara) e 7 (Retiro Velho) dominadas por pastagens. A proporção de agricultura variou de 9,4% a 77,7% e de pastagens variou entre 1,5% e 71,3%. A riqueza da paisagem variou entre 4 e 6 tipos de uso e cobertura do solo por paisagem.

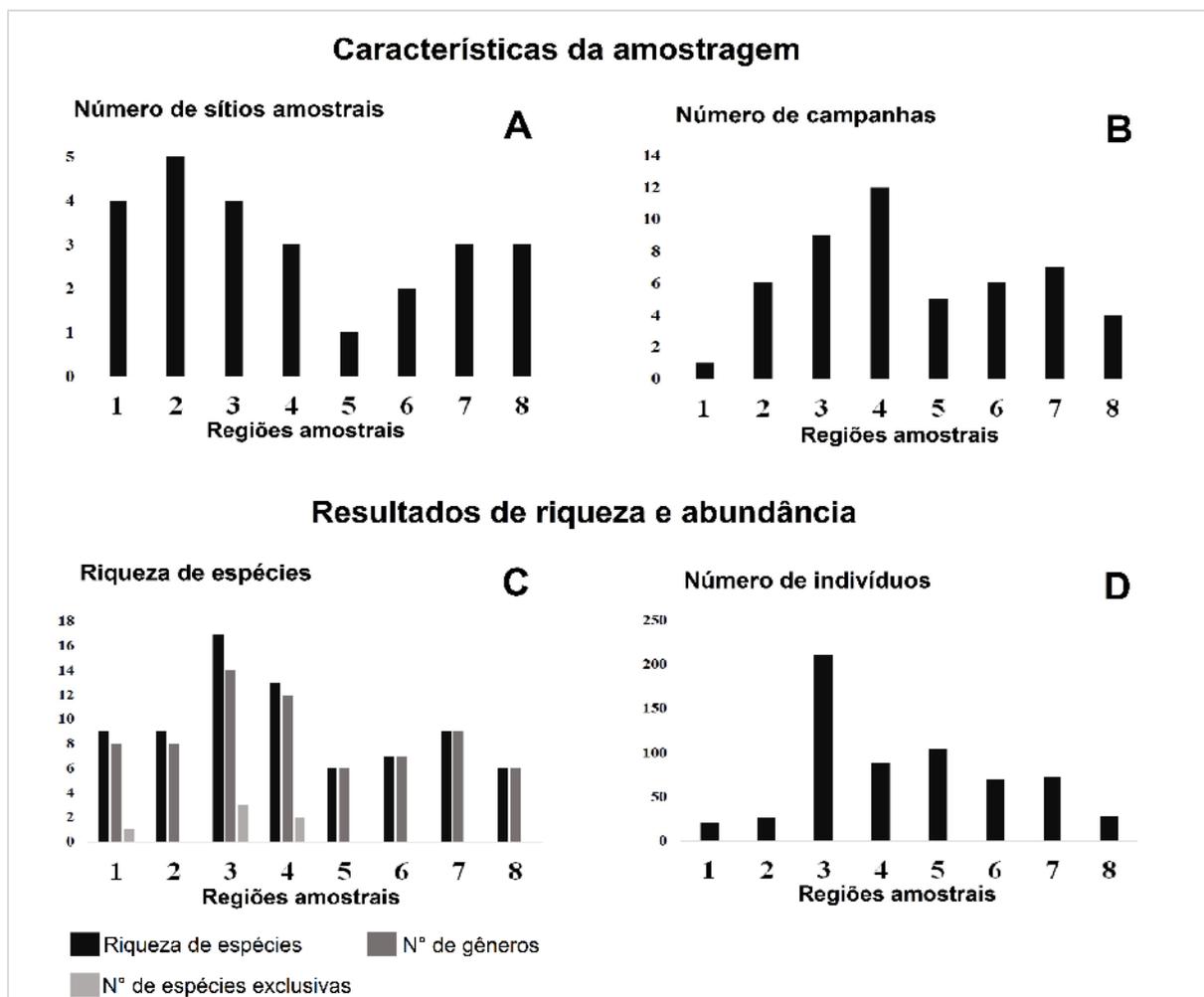
Após a padronização do esforço amostral por meio de rarefação, o estimador “Chao” foi o que apresentou menor correlação com a riqueza observada de espécies (**Figura 4**). Isso demonstra que esse foi o estimador que melhor corrigiu a influência do esforço amostral sobre

a riqueza de espécies, e por isso o estimador “Chao” foi utilizado como variável resposta nos modelos para avaliar a riqueza de espécies em função das características da paisagem.



**Figura 4.** Riqueza de espécies observada (A) e riqueza de espécies estimada pelo estimador Chao (B) comparadas ao esforço amostral (armadilhas/noite). A relação entre a riqueza observada de espécies e o esforço amostral é significativa ( $r=0.69$ ,  $t = 3.6$   $p = 0.003$ ), mas não com o estimador Chao ( $r=0.48$ ,  $t = 2.05$   $p = 0.06$ ).

Sete sítios amostrais apresentaram riqueza estimada de espécies maior que 10: ‘Jataí 1’, ‘Jataí 2’, ‘Jataí 3’, ‘Cosan 1’, ‘Cosan 2’, ‘Cosan 4’ e ‘Retiro 1’. Dentre esses sete sítios, em apenas um a matriz dominante é pastagem (Retiro 1), todos os demais apresentam a agricultura como matriz dominante. O sítio amostral ‘Jataí 3’ foi o que apresentou a maior riqueza estimada (21 espécies). Os sítios amostrais com as menores riquezas foram ‘Paraíso 1’ e ‘Retiro 3’, amostrados em áreas de pastagem (2 espécies para ambos). A Região 3 (Cosan) foi a que apresentou maior riqueza de espécies, enquanto a Região 8 (Tovacuçu) apresentou a menor riqueza. Para as demais regiões não houve grande variação nas riquezas (Figura 5).



**Figura 5.** Parâmetros de amostragem da assembleia de pequenos mamíferos não-voadores na região sudoeste do Estado de Goiás. Nós listamos características da amostragem e os resultados básicos encontrados para cada região. Regiões amostradas: 1 = PCH's Paraíso e Foz do Paraíso; 2 = Fazenda Mateiro; 3 = Cosan/Raízen; 4 = PCH Jataí; 5 = Rio Verdinho; 6 = PCH Irara; 7 = PCH Retiro Velho; 8 = ReBio Tovacuçu. No quadro A está representado o número de sítios amostrais para cada região, e no quadro B, o número de campanhas. No quadro C temos a riqueza de espécie representada pela cor preta, o número de gêneros na cor cinza médio, e o número de espécies exclusivas na cor cinza mais clara. No quadro D está representada a abundância de indivíduos em cada região.

As variáveis “área do fragmento”, “matriz dominante” e “riqueza da paisagem” foram as que mais contribuíram para o ajuste do modelo (**Tabela 4**). A riqueza da paisagem e o tipo de matriz da paisagem foram selecionadas em todos os quatro melhores modelos, podendo assim serem consideradas muito importante para explicar a riqueza de espécies de pequenos mamíferos não-voadores. A adição dos vetores de Moran para correção de possível estruturação espacial (com  $\alpha$  de 0.3, três vetores foram significativos) não contribuíram para melhorar o poder de explicação do modelo ( $F=0.98$ ,  $p>0.05$ ), e por isso em nosso modelo *glm* final consideramos apenas as três variáveis selecionadas (“área do fragmento”, “matriz dominante” e “riqueza da paisagem”). Neste modelo, as três variáveis foram significativas

para explicar a riqueza de espécies, sendo que o modelo explica 80% da variação encontrada (**Tabela 5; Pseudo R<sup>2</sup>: 0.8023**).

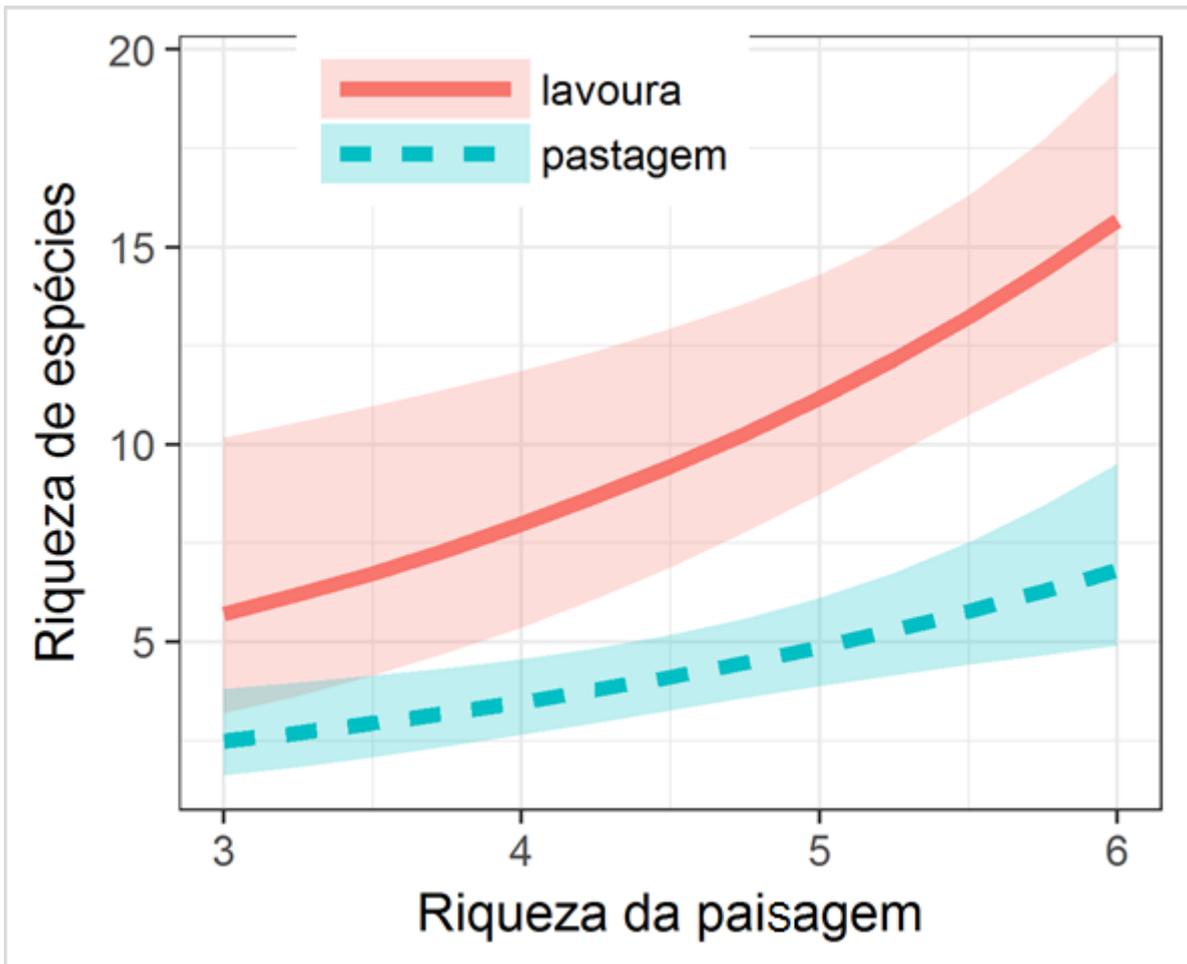
**Tabela 4.** Tabela de seleção de modelos a partir das variáveis da paisagem que foram medidas

<b>Intercepto</b>	<b>Área do fragmento</b>	<b>Largura do fragmento</b>	<b>Matriz dominante</b>	<b>Riqueza da paisagem</b>	<b>AICc</b>	<b>Delta AICc</b>
2.3887	0.2220	NA	+	0.2829	123.69	0.00
2.3762	NA	0.1825	+	0.2392	125.41	1.72
2.4475	NA	NA	+	0.2353	126.17	2.48
2.3823	0.2601	NA	+	0.2860	127.045	3.35

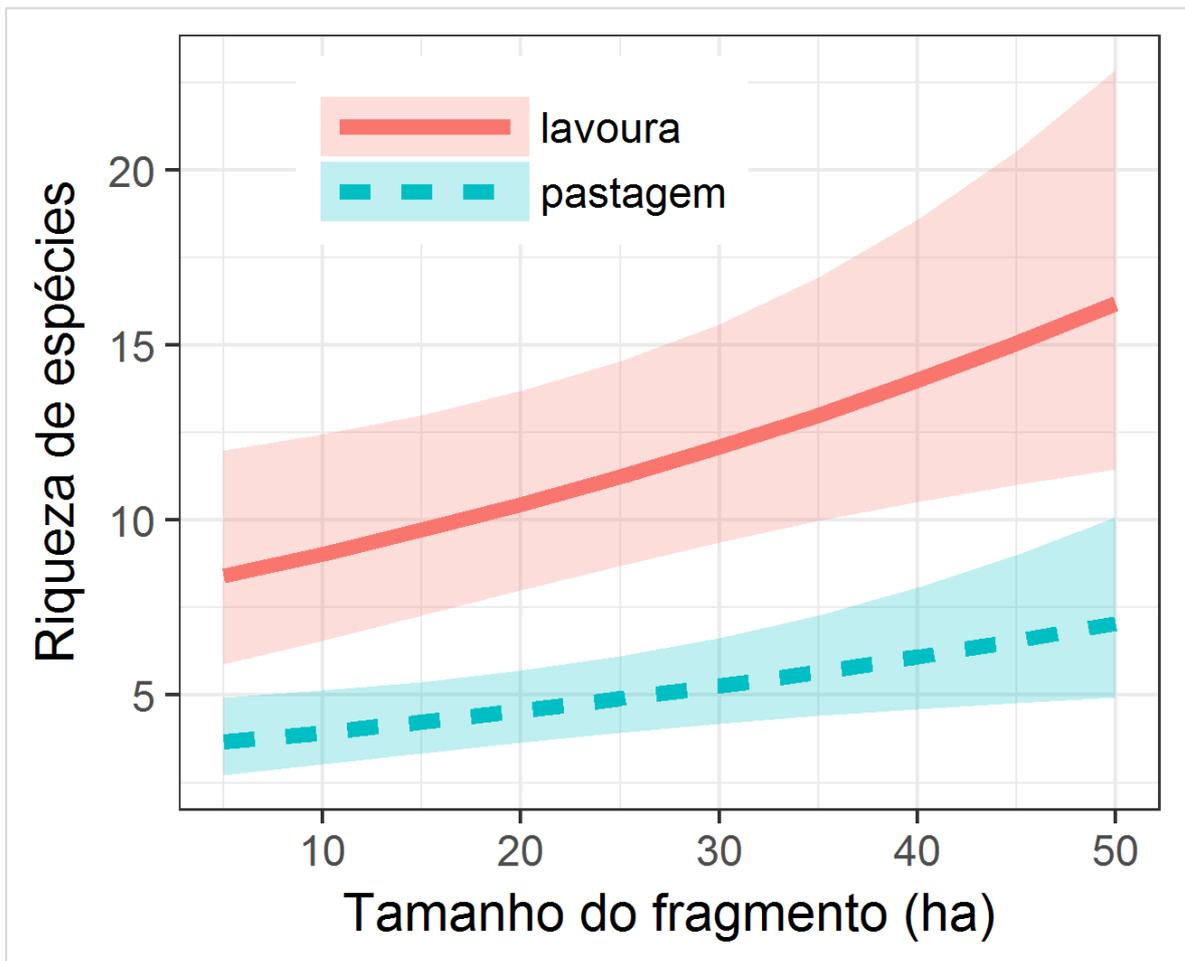
**Tabela 5.** Modelo com as variáveis que foram importantes para explicar a riqueza de espécies de pequenos mamíferos não-voadores no sudoeste de Goiás.

<b>Variáveis</b>	<b>Coefficientes</b>	<b>Erro padrão</b>	<b>Valor de “z”</b>	<b>Valor de “p”</b>
<b>Intercepto</b>	0.5171	0.6265	0.825	0.40
<b>Área do fragmento</b>	0.1248	0.0050	2.488	0.01
<b>Matriz dominante</b>	-0.8614	0.1753	-4.913	< 0.001
<b>Riqueza da paisagem</b>	0.3327	0.1029	3.231	0.001

Os coeficientes do nosso modelo final apontam que o aumento na riqueza da paisagem de quatro para seis resulta em aumento de sete espécies na assembleia de pequenos mamíferos em áreas de matriz agrícola, e de três espécies em áreas de matriz pastoril (**Figura 6**). Por último, o aumento da área do fragmento de 10 ha para 50 ha resulta em um aumento de oito espécies na comunidade de pequenos mamíferos em fragmentos imersos em matriz agrícola, e de quatro espécies em matriz pastoril (**Figura 7**).



**Figura 6.** Modelo preditivo comparando a riqueza de espécies ao incremento na riqueza da paisagem, considerando matrizes dominadas por agricultura ou por pastagem.



**Figura 7.** Modelo preditivo comparando a riqueza de espécies ao aumento no tamanho do fragmento, considerando matrizes dominadas por agricultura ou por pastagem.

#### 4. DISCUSSÃO

Nesse trabalho nós avaliamos quais características da paisagem melhor explicam a riqueza de espécies de pequenos mamíferos não-voadores em uma região central do Cerrado. Nós encontramos que o tamanho do fragmento, a riqueza da paisagem, e o tipo de matriz explicam 80% da variabilidade na riqueza de espécies. Nossos resultados mostraram uma menor quantidade de espécies em paisagens dominadas por pastagens e maior quantidade de espécies naquelas dominadas por agricultura. Observamos também que há mais espécies em áreas com maior riqueza da paisagem, ou seja, aquelas com maior número de tipos de cobertura do solo e que os fragmentos maiores também abrigam mais espécies que fragmentos menores. Estes resultados mostram aspectos contrastantes em relação a heterogeneidade de habitat: enquanto a riqueza de espécies parece ser favorecida pela maior heterogeneidade em paisagens com mais tipos diferentes de uso do solo, ela é reduzida em paisagens com matriz de pastagem, que apresentam maior heterogeneidade, do que em paisagens com matriz agrícola, que é mais homogênea. O tipo de matriz é um importante preditor da riqueza de espécies para pequenos mamíferos porque pode agir como um filtro para a movimentação dos indivíduos na paisagem, sendo que a tolerância específica à matriz influencia a vulnerabilidade das espécies à extinção, podendo ser até mais importante que outras características das espécies, como fecundidade, longevidade, tamanho corporal e arborealidade (Castro & Fernandez, 2004). Espécies mais sensíveis ou mais arborícolas podem encontrar dificuldades em atravessar mesmo pequenas distâncias na matriz. Esta limitação pode fazer com que essas espécies fiquem isoladas nos fragmentos, o que aumenta a probabilidade de extinção local tanto por efeitos estocásticos quanto por endogamia (Castro & Fernandez, 2004).

Diferente do esperado em nosso estudo, fragmentos onde a matriz predominante foi pastagem apresentaram menor riqueza de espécies. No entanto, um trabalho recente mostrou que as pastagens podem dificultar a movimentação de pequenos mamíferos na paisagem, e que há uma redução na abundância de pequenos mamíferos em função do aumento de trechos com solo exposto causado pelo pisoteio do gado, sugerindo baixa permeabilidade das áreas de pastagem para esses organismos (Tabeni et al., 2017). As pastagens podem ser bastante heterogêneas, contando com arbustos e maior quantidade de alpodras, porém aquelas sob uso mais intenso e com densidade igual ou maior que uma cabeça por hectare, como é o caso da nossa região de estudo, podem afetar negativamente os pequenos mamíferos não-voadores (Santos-Filho et al., 2012). Além disso, os distúrbios do gado nos ambientes naturais podem

também ser um fator importante neste processo. Normalmente, os remanescentes de vegetação natural em áreas de pastagens não são isolados por cerca (condição observada em 83% dos pontos estudados), permitindo que o gado adentre os fragmentos para pastejo, o que junto ao pisoteio pode resultar em importante degradação do sub-bosque e homogeneização vertical dos habitats. Vários estudos indicam que a qualidade e heterogeneidade local do habitat é um dos principais preditores para a ocorrência de espécies de pequenos mamíferos não-voadores (Villaseñor et al., 2014, Graipel et al., 2003; August, 1983), havendo maior riqueza de espécies em locais com maior complexidade estrutural, da qual o sub-bosque é um importante estrato vegetacional, utilizado por diversas espécies de pequenos mamíferos não-voadores (Püttker et al., 2008; Pardini et al., 2005).

Ao contrário da nossa expectativa, fragmentos em matrizes de agricultura – uma das principais atividades apontadas como responsáveis por reduzir a biodiversidade e propiciar extinções (Lahsen et al., 2016) – mostraram ser menos prejudiciais para os pequenos mamíferos. Entretanto, estes resultados não significam uma maior permeabilidade deste tipo de matriz. A movimentação de indivíduos em áreas de agricultura parece se reduzir a distâncias curtas (200 metros em média), podendo alcançar no máximo 1.600 metros ocasionalmente para machos em idade reprodutiva (Gomez et al., 2011). Mesmo a espécie de maior tamanho corporal registrada aqui (*Didelphis albiventris*) consegue perceber outro fragmento de vegetação natural a no máximo 200 m de distância (Prevedello et al., 2010). No entanto, acreditamos que a integridade dos remanescentes naturais é maior em paisagem com agricultura, já que toda atividade de manejo é restrita às áreas abertas. Adicionalmente, a matriz pode servir eventualmente de fonte de alimento para algumas espécies, principalmente no caso de cultivos de milho e soja (Braga et al., 2015), diminuindo a competição interespecífica por recursos dentro do fragmento.

Outros estudos também apontaram a matriz da paisagem como fator importante para explicar a riqueza de espécies (Santos-Filho et al., 2012) ou a composição (Borges-Matos et al., 2013) da assembleia de pequenos mamíferos não-voadores. Nós avaliamos dois tipos de matrizes antrópicas e encontramos que, apesar da agricultura e da pastagem causarem perda de habitat, a resposta da comunidade de pequenos mamíferos difere substancialmente entre os tipos de matrizes, o que parece relacionado ao tipo de manejo característico de cada atividade. Apesar da importância pronunciada do tipo de matriz para explicar a riqueza de espécies, a riqueza da paisagem é um fator tão importante quanto esse, já que apareceu em todos os nossos melhores modelos. Cada espécie de pequeno mamífero não-voador apresenta

especificidades no uso do habitat, portanto é esperado que com um maior número de tipos de habitat, haja também maior número de espécies. Outros estudos já apontaram que a heterogeneidade ao nível de paisagem também é um fator importante para a manutenção da riqueza de espécies de pequenos mamíferos (Santos-Filho et al., 2012). Além disso, uma outra medida da heterogeneidade que temos em nosso estudo é que as paisagens apresentam certo grau de conectividade, através das matas ciliares e de galeria. Tanto áreas de agricultura quanto de pastagem não interrompem por grandes distâncias os remanescentes naturais, ao menos nas paisagens que estudamos.

A área do fragmento dentro da paisagem foi outro importante preditor da riqueza de espécies, assim como demonstrado em outros estudos com pequenos mamíferos (Vieira et al., 2009). Tamanho e isolamento do fragmento têm sido apontados como os principais preditores da riqueza de espécies (Prevedello & Vieira, 2009), mas recentemente a hipótese de “quantidade de habitat” (Fahrig, 2013) foi corroborada para assembleias de pequenos mamíferos não-voadores (Melo et al., 2017), onde a quantidade de vegetação nativa na paisagem poderia ser um único preditor a substituir outros dois: tamanho do fragmento e isolamento. Em nosso estudo, porém, há grande porcentagem de conectividade e não pudemos calcular o isolamento, e o tamanho do fragmento foi considerado apenas dentro da paisagem. Dessa forma, utilizamos como preditores tanto a área do fragmento dentro da paisagem quanto a quantidade de habitat, que seria a porcentagem de vegetação nativa na paisagem como um todo. Diferentemente desse sistema estudado, a quantidade de habitat não foi um preditor importante da riqueza de espécies em nosso trabalho, enquanto a área do fragmento o foi. A teoria de “quantidade de habitat” também não foi importante para explicar os dados em outros sistemas e organismos (Torrenta & Villard, 2017), mas apesar disso, acreditamos que no nosso caso o desenho amostral do estudo não foi adequado para fazer boas inferências sobre esse aspecto, visto que a maior parte dos fragmentos estudados não estão isolados na paisagem.

## 5. CONCLUSÃO

Nossos resultados mostraram que a heterogeneidade do habitat importa na escala de paisagens, onde paisagens com mais tipos diferentes de cobertura do solo parecem favorecer a riqueza de espécies. No entanto, na escala local, a importância da heterogeneidade da matriz para a riqueza de espécies de pequenos mamíferos precisa ser melhor investigada. Enquanto a matriz de agricultura - que é mais homogênea - apresentou maior riqueza de espécies, as pastagens, mais heterogêneas, apresentaram menor riqueza de espécies. Apesar da agricultura e da pastagem representarem usos antrópicos que reduzem a quantidade de habitat natural, a resposta da assembleia de pequenos mamíferos não-voadores difere substancialmente entre os tipos de matriz, o que parece relacionado ao tipo de manejo característico de cada atividade. A instalação de cercas isolando os remanescentes naturais da entrada de gado pode ser importante medida para a manutenção da biodiversidade no longo prazo em paisagens fragmentadas e sob intenso uso antrópico do solo.

### **Agradecimentos:**

Agradeço primeiramente ao meu orientador Divino Vicente Silvério e ao meu coorientador Fabiano Rodrigues de Melo por acreditarem neste projeto e me darem todo o suporte para a conclusão deste trabalho. Agradeço também ao Laboratório de Biodiversidade Animal da UFG - Regional Jataí e ao Dr. Marlon Zortéa, Dr. Michel Barros Faria, Msc. Sara de Souza, MSc. Marluci Fachi, MSc. Diego Silva, MSc. Rogério Libério, Vynicio Carrijo, Kauê Vergílio, Paola da Mata, Alex Chela e João Pedro Mello pelo auxílio na coleta de dados. À professora Dra. Cibele Rodrigues Bonvicino por sua atenção em nos receber para a correta identificação taxonômica das espécies e à Dra. Fabiana Caramaschi e Dr. Roberto Vilela por sua ajuda nesse processo. Ao professor Dr. Laerte Vieira, MSc. Claudinei dos Santos, Adriano Faria, Sérgio Nogueira, Lana Teixeira, Paulo Moreira, Brenda e toda a equipe do LAPIG por me auxiliarem no estágio com Sistemas de Informações Geográficas. E ao IPAM, por me receberem e auxiliarem com a análise de dados e condução deste projeto, especialmente aos colegas Leonardo Maracahipes, Leandro Maracahipes, Antônio Silveiro e Charles Caioni.

## 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS<sup>i</sup>

- Alvares CA, Stape, JL, Sentelhas, P.C., Gonçalves, J.L.M.; Sparovek, G. 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* **22**:711-728.
- August PV 1983. The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. *Ecology*, **64**:1495-1507.
- Barona E, Ramankutty N, Hyman G, Coomes OT. 2010. The role of pasture and soybean in deforestation of the Brazilian Amazon. *Environmental Research Letters* **5**.
- Bonvondorp RS, McCleery RA, Galetti M 2017. Optimising sampling methods for small mammal communities in Neotropical rainforests. *Mammal Review* **47**:148-158.
- Bonvicino CR, Lindbergh SM, Maroja LS 2002. Small non-flying mammal 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.
- Bonvicino CR, Oliveira J a De, Nacional M. 2008. Guia dos roedores do Brasil , com chaves para gêneros baseadas em caracteres externos. *Biologia* **15**:120. Available from <http://www.mendeley.com/research/guia-dos-roedores-do-brasil-com-chaves-para-gneros-baseadas-em-caracteres-externos/>.
- Borges-Matos C, Aragón S, Silva MNF, Fortin MJ, Magnusson WE 2016. Importance of the matrix in determining small-mammal assemblages in an Amazonian forest-savanna mosaic. *Biological Conservation*. Available from <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2016.10.037>.
- Braga CAC, Prevedello JA, Pires MRS 2015. Effects of cornfields on small mammal communities: a test in the Atlantic Forest hotspot. *Journal of Mammalogy*. Available from <https://academic.oup.com/jmammal/article/96/5/938/914071>.
- Brannstrom C, Jepson W, Filippi AM, Redo D, Xu Z, Ganesh S. 2008. Land change in the Brazilian Savanna (Cerrado), 1986-2002: Comparative analysis and implications for land-use policy. *Land Use Policy* **25**:579–595.
- Calaça A, Melo F, De Marco Junior P, Jácomo AT, Silveira L. 2010. A influência da fragmentação sobre a distribuição de carnívoros em uma paisagem de cerrado. *Neotropical Biology and Conservation* **5**:31–38.

- Castro EB, Fernandez FAS. 2004. Determinants of differential extinction vulnerabilities of small mammals in Atlantic forest fragments in Brazil. *Biological Conservation* **119**:73–80.
- Chaplin-Kramer R, Sharp RP, Mandle L, Sim S, Johnson J, Butnar I, Canals LM, Eichelberger BA, Ramler I, Mueller C, McLachlan N, Yousefi A, King H, Kareiva PM 2015. Spatial patterns of agricultural expansion determine impacts on biodiversity and carbon storage. *PNAS* **112**:7402-7407.
- Dias LC, Pimenta FM, Santos AB, Costa MH, Ladle RJ 2016. Patterns of land use, extensification, and intensification of Brazilian agriculture. *Global Change Biology* **22** (8), 2887–2903.
- Dias-Filho, M.B., 2014. Diagnóstico das Pastagens no Brasil, Embrapa Amazônia Oriental, 1º ed. Embrapa Amazônia Oriental.
- Diniz-Filho JAF, Oliveira G De, Lobo F, Ferreira LG, Bini LM, Rangel TFLVB. 2009. Agriculture, habitat loss and spatial patterns of human occupation in a biodiversity hotspot. *Scientia Agricola* **66**:764–771.
- Dray S, Legendre P, Peres-Neto PR 2006. Spatial modelling: a comprehensive framework for principal coordinate analysis of neighbour matrices (PCNM). *Ecological Modelling* **196**:483–493.
- Estavillo C, Pardini R, Rocha PLB 2013. Forest loss and the biodiversity threshold: an evaluation considering species habitat requirements and the use of matrix habitats. *Plos One*. Available from <http://journals.plos.org/plosone/article/file?id=10.1371/journal.pone.0082369&type=printable>.
- Fahrig L. 2003. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **34**:487–515.
- Faria DM. 2006. Phyllostomid bats of a fragmented landscape in the north-eastern Atlantic forest, Brazil. *Journal of Tropical Ecology* **22**:531–542.
- Fischer J, & Lindenmayer DB. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*, **16**:3 265-280.
- Foley JA et al. 2005. Global consequences of land use. *Science*, **309**:570-574.

- Fonseca GAB 1989. Small mammal species diversity in Brazilian tropical primary and secondary forests of different sizes. *Revista Brasileira de Zoologia* **6**:381-422.
- Gomez D, Sommaro L, Steinmann A, Chiappero M, Priotto J 2011. Movement distances of two species of sympatric rodents in linear habitats of Central Argentine agroecosystems. *Mammalian Biology* **76**:58-63.
- Gomez MD, Coda JÁ, Serafini VN, Steinmann AR, Priotto JW 2017. Small mammals in agroecosystems: responses to land use intensity and farming management. *Mastozoología Neotropical* **24**:289-300.
- Gotelli NJ, Colwell RK. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* **4** **Abstract**:379–391. Available from [Go to ISI://000170417800015](https://doi.org/10.1046/j.1365-3113.2001.00417.x) <Go to ISI://000170417800015.
- Henle K, Davies KF, Kleyer M, Margules C, Settele J 2004. Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity and Conservation* **13**:207-251.
- Herr K, Helbig-Bonitz M, Fernandes RG, Mello MAR, Kalko KV 2015. Effects of land use on bat diversity in a complex plantation-forest landscape in northeastern Brazil. *Journal of Mammalogy* **96**:720-731.
- Janos DP, Sahley CT, Emmons LH 1995. Rodent dispersal of vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi in Amazonian Peru. *Ecology* **76**:1852-1858.
- Klink C a., Machado RB, Machado RB. 2005. A conservação do Cerrado brasileiro. *Megadiversidade* **1**:147–155.
- Kottek M, Grieser J, Beck C, Rudolf B, Rubel F. 2006. World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift* **15**:259–263.
- Lahsen M, Bustamante MMC, Dalla-Nora E 2016. Undervaluing and overexploiting the Brazilian Cerrado at our peril. *Environment: Science and Policy for Sustainable Development* **58**:4-15.
- Lapola, DM et al. 2014. Pervasive transition of the Brazilian land-use system. *Nature Climate Change* **4**:27–35.
- Magioli M et al. 2016. Connectivity maintain mammal assemblages functional diversity

- within agricultural and fragmented landscapes. *European Journal of Wildlife Research* **62**:431–446. *European Journal of Wildlife Research*. Available from <http://dx.doi.org/10.1007/s10344-016-1017-x>.
- MapBiomias 2.3. Available from <http://mapbiomas.org>. Acesso em: setembro de 2017.
- Melito M, Metzger JP, Oliveira AA 2017. Landscape-level effects on aboveground biomass of tropical forests: A conceptual framework. *Global Change Biology*. Available from <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/gcb.13970/full>
- Melo GL, Sponchiado J, Cáceres NC, Fahrig L 2017. Testing the habitat amount hypothesis for South American small mammals. *Biological Conservation* **209**:304-314.
- Nimer E 1989. *Climatologia do Brasil*. Rio de Janeiro, IBGE.
- Pagès JF, Gera A, Romero J, Alcoverro T 2014. Matrix composition and patch edges influence plant-herbivore interactions in marine landscapes. *Functional Ecology* **28**:1440-1448.
- Paglia AP, De Marco Júnior P, Costa FM, Pereira RF, Lessa G 1995. Heterogeneidade estrutural e diversidade de pequenos mamíferos em um fragmento de mata secundária de Minas Gerais, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* **12**:67-79.
- Pardini R, Umetsu F. 2006. Pequenos mamíferos não-voadores da Reserva Florestal do Morro Grande: distribuição das espécies e da diversidade em uma área de Mata Atlântica. *Biota Neotropica* **6**:0–0.
- Pardini R, Souza SM, Braga-Neto R, Metzger JP 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.
- Parente, L, Ferreira, L, Faria, A, Nogueira, S, Araújo, F, Teixeira, L, & Hagen, S. 2017. Monitoring the brazilian pasturelands: A new mapping approach based on the landsat 8 spectral and temporal domains. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, **62**:135-143.
- Patton JL, Da Silva MNF, Malcolm JR. 2000. Mammals of the Rio Juruá and the Evolutionary and Ecological Diversification of Amazonia. *Bulletin of the American Museum of Natural History* **244**:1.

- Pedroso ÍLPB, Silva ARP da. 2005. O papel das políticas públicas no desenvolvimento agroindustrial de rio verde - GO. *Caminhos de Geografia* **3**:20–27.
- PDA-MATOPIBA 2015. Decreto nº 8447 de 6 de maio de 2015. Available from [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2015-2018/2015/decreto/d8447.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2015-2018/2015/decreto/d8447.htm)
- Pires AS, Koeler Lira P, Fernandez FAS, Schittini GM, Oliveira LC. 2002. Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal Forest fragments in Brazil. *Biological Conservation* **108**:229–237.
- Prevedello JA, Vieira MV. 2010. Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. *Biodiversity Conservation* **19**:1205-1223.
- Prevedello JA, Forero-Medina G, Vieira MV. 2010. Movement behaviour within and beyond perceptual ranges in three small mammals: effects of matrix type and body mass. *Journal of Animal Ecology* **79**:1315-1323.
- Puida, DBC. 2013. Análise temporal da fauna de pequenos mamíferos em paisagens silviculturais: uma abordagem em múltiplas escalas.
- Püttker T, Pardini R, Meyer-Lucht Y, Sommer S. 2008. Responses of five small mammal species to micro-scale variations in vegetation structure in secondary Atlantic Forest remnants, Brazil. *BMC Ecology*. Available from <https://bmcecol.biomedcentral.com/articles/10.1186/1472-6785-8-9>.
- R Core Team (2017). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Reatto A, Martins ES Classes de solo em relação aos controles da paisagem do bioma Cerrado 2005 Pages 47-59 in Scariot A, editor. *Ecologia, Biodiversidade e Conservação*. Brasília, Ministério do Meio Ambiente.
- Rodríguez-San Pedro A, Simoneti JA. 2015. The relative influence of forest loss and fragmentation on insectivorous bats: does the type of matrix matter? *Landscape Ecology* **30**:1561-1572.
- Rossi, RV, Bianconi, GV Ordem Didelphimorphia. 2011 Pages 31-69 in Reis NR, editor. *Mamíferos do Brasil 2ª ed.*
- Sano EE, Rosa R, Brito JLS, Ferreira LG 2010. Land cover mapping of the tropical savanna

- region in Brazil. *Environ Monit Assess* **166**:113–124. Available from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19504057>.
- Santos MRR dos, Ranieri VEL. 2013. Critérios para análise do zoneamento ambiental como instrumento de planejamento e ordenamento territorial. *Ambiente & Sociedade* **16**:43–60. Available from [http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1414-753X2013000400004&lng=en&nrm=iso&tlng=en](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1414-753X2013000400004&lng=en&nrm=iso&tlng=en).
- Santos-Filho M, Lázari PRDE, Pedro C, Sousa F De, Canale GR. 2015. Trap efficiency evaluation for small mammals in the southern Amazon. *Acta Amazonica* **45**:187–194.
- Santos-Filho M, Peres CA, Silva DJ, Sanaiotti TM. 2012. Habitat patch and matrix effects on small-mammal persistence in Amazonian forest fragments. *Biodiversity Conservation* **21**:1127-1147.
- Santos-Filho M, Silva D Da, Sanaiotti T. 2006. Efficiency of four trap types in sampling small mammals in forest fragments, Mato Grosso, Brazil. *Mastozoología Neotropical* **13**:217–225. Available from <http://agris.fao.org/agris-search/search/display.do?f=2011/AR/AR1010.xml;AR2010J00084>.
- Silva EB Da, Júnior LGF, Anjos AF Dos, Miziara F. 2013. A expansão da fronteira agrícola e a mudança de uso e cobertura da terra no centro-sul de Goiás , entre 1975 e 2010. *Ateliê Geográfico* **7**:116–138.
- Sousa DMG, Lobato E, Goedert WJ 2008. Manejo da fertilidade do solo no cerrado. Pages 203-260 in Albuquerque ACS, Silva AG, editors. *Agricultura Tropical: quatro décadas de inovações tecnológicas, institucionais e políticas. Volume 2: utilização sustentável dos recursos naturais*. Embrapa, Brasília-DF.
- Tabeni S, Miguel MF, Campos CM, Cona M. 2017. Small mammal abundance and seed predation across boundaries in a restored-grazed woodland interface. *Restoration Ecology*. Available from <http://onlinelibrary.wiley.com/wol1/doi/10.1111/rec.12600/full>.
- Torrenta R, Villard MA. 2017. A test of the habitat amount hypothesis as an explanation for the species richness of forest bird assemblages. *Journal of Biogeography*. Available from [http://onlinelibrary.wiley.com/journal/10.1111/\(ISSN\)1365-2699](http://onlinelibrary.wiley.com/journal/10.1111/(ISSN)1365-2699).

- Umetsu F, Pardini R 2007. Small mammals in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats – evaluating matrix quality in an Atlantic Forest landscape. *Landscape Ecology* **22**:517-530.
- Vieira M V., Olifiers N, Delciellos AC, Antunes VZ, Bernardo LR, Grelle CE V, Cerqueira R. 2009. Land use vs. fragment size and isolation as determinants of small mammal composition and richness in Atlantic Forest remnants. *Biological Conservation* **142**:1191–1200. Elsevier Ltd. Available from <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.006>.
- Villaseñor NR, Branchard W, Driscoll DA, Gibbons P, Lindenmayer DB. 2017. Strong influence of local habitat structure on mammals reveals mismatch with edge effects models. *Landscape Ecology* **30**:229-245.
- Voss RS, Jansa S a. 2009. Phylogenetic Relationships and Classification of Didelphid Marsupials, an Extant Radiation of New World Metatherian Mammals. *Bulletin of the American Museum of Natural History* **322**:1–177.
- Zoeller KC, Steenhuisen SL, Johnson SD, Midgley JJ. 2016. New evidence for mammal pollination of Protea species (Proteaceae) based on remote-camera analysis. *Australian Journal of Botany* **64**:1-7.
- Zuur AF, Ieno EN, Walker NJ, Saveliev AA, Smith GM. 2009. Mixed effects models and extensions in ecology with R. Springer.

---

<sup>i</sup> As referências bibliográficas seguiram as normas da revista *Conservation Biology*.