



**RAYSSA CRISTINA FARIA PEDROSO**

**OS EFEITOS DA CONVERSÃO DE HABITAT NAS  
COMUNIDADES DE MAMÍFEROS: COMPARANDO A  
COMPOSIÇÃO E A CONFIGURAÇÃO DA PAISAGEM**

**LAVRAS – MG**

**2019**

**RAYSSA CRISTINA FARIA PEDROSO**

**OS EFEITOS DA CONVERSÃO DE HABITAT NAS COMUNIDADES DE  
MAMÍFEROS: COMPARANDO A COMPOSIÇÃO E A CONFIGURAÇÃO DA PAISAGEM**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e monitoramento de ecossistemas sob interferência antrópica, para a obtenção do título de Mestre.

Prof. Dr. Marcelo Passamani  
Orientador

**LAVRAS – MG  
2019**

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca  
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Pedroso, Rayssa Cristina Faria.

Os efeitos da conversão de habitat nas comunidades de mamíferos : Comparando a composição e a configuração da paisagem / Rayssa Cristina Faria Pedroso. - 2019.

46 p. : il.

Orientador(a): Marcelo Passamani.

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de Lavras, 2019.

Bibliografia.

1. Ecologia de paisagem. 2. Ecologia de comunidades. 3. Ecologia de mamíferos. I. Passamani, Marcelo. II. Título.

**RAYSSA CRISTINA FARIA PEDROSO**

**OS EFEITOS DA CONVERSÃO DE HABITAT NAS COMUNIDADES DE  
MAMÍFEROS: COMPARANDO A COMPOSIÇÃO E A CONFIGURAÇÃO DA PAISAGEM**

**THE EFFECTS OF HABITAT CONVERSION ON MAMMAL COMMUNITIES:  
COMPARING THE LANDSCAPE COMPOSITION AND CONFIGURATION**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e monitoramento de ecossistemas sob interferência antrópica, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 25 de abril de 2019.

Dr. Paulo dos Santos Pompeu UFLA

Dra. Clarissa Alves da Rosa INPA

Prof. Dr. Marcelo Passamani  
Orientador

**LAVRAS – MG  
2019**

*Aos meus pais, irmã e avó.*

## AGRADECIMENTOS

Agradeço à UFLA, ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada e à todos os funcionários pelos recursos e condições disponibilizados para nós, estudantes.

À CAPES pela concessão da bolsa e à FAPEMIG pelo apoio financeiro ao projeto.

À a Ellen pela ajuda e suporte em todos as fases desse mestrado.

Ao professor Marcelo Passamani, não só pela orientação, mas também por todo aprendizado e oportunidades que me ofereceu. Sou muito grata às experiências que vivenciei ao longo desses anos participando do LECOM.

À todos os membros e ex-membros do LECOM, pela convivência, amizade, ajuda e oportunidades.

À todos os professores e pós-graduandos do PPG-ECO pelo exemplo, motivação e descontração.

À todos os proprietários que permitiram a minha coleta de dados em suas propriedades. À Fazenda Pinhal, Fazenda Bom Jardim, Fazenda Olhos D'Água, Fazenda Santa Rita. Em especial à Regina, Joaquim, Francielly, Patrick e todos os outros funcionários da NKG – Fazenda da Lagoa pela permissão, disponibilidade e todo suporte oferecido.

À minha querida amiga Flávia, que não mede esforços para ajudar a todos ao seu redor. Me ajudou do início ao fim desse mestrado, além de ter aberto as portas da casa dela para mim. Agradeço também à toda a sua família, Seu Mané, Dona Leonor, Nanda e Manu, pela recepção e ajuda essencial em campo.

Agradeço ao Flávio pelo companheirismo e apoio em campo. Assim como ao Mateus, Alejandra e Anaíldes que me ajudaram em campo.

Aos queridos Paolo e Alejandra pelos aprendizados, discussões e ajuda com as análises.

À Tainá, ao César e todos do grupo de discussão sobre fragmentação pelos aprendizados e ajuda com ecologia de paisagem e ArcGIS.

À Jana pela amizade e apoio em BH.

À Amanda, Bia e Renato pela amizade, carinho e apoio mesmo à distância.

Ao meu namorado, Pedro, pelo companheirismo, amor, motivação e paciência.

Agradeço aos meus pais, Marcia e Eduardo, irmã, Natacha, e avó Têre, por toda confiança, suporte, paciência e amor.

À Deus.

Meu muito obrigada!!

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de  
Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.



## RESUMO

A conversão de habitats nativos em agricultura e pastagem compromete tanto a composição quanto a configuração original das paisagens, causando efeitos ambivalentes na biodiversidade por influenciar diferentes dinâmicas ecológicas para as diferentes espécies. Entretanto, esses efeitos podem não ser compreendidos se acessados em escalas espaciais inadequadas. Assim, identificar a “escala de efeito” em que cada variável da paisagem influencia as diferentes respostas das espécies é relevante para entender como as paisagens modificadas afetam a biodiversidade. Neste estudo, nós avaliamos como três variáveis de composição da paisagem (proporção de floresta, de cafeicultura e de pastagem) e duas de configuração (número de fragmentos e distância média entre os fragmentos) interferem na riqueza e composição de mamíferos de médio e grande porte considerando uma abordagem multiescala. Como a cafeicultura e a pecuária são as atividades agrícolas majoritárias e, em grande parte, responsáveis pela perda e fragmentação de habitat na região, nós registramos as comunidades de mamíferos de médio e grande porte em 13 paisagens de 1267 hectares no sul de Minas Gerais com matrizes predominantemente de cafeicultura e pastagem. Primeiro, nós acessamos a riqueza local e regional de espécies. Então, a partir de modelos lineares baseados em distância nós identificamos as escalas de efeito das variáveis da paisagem e verificamos a influência da paisagem na riqueza e composição mamíferos. Nós verificamos que a riqueza local está depauperada e que a riqueza regional representa 67% das espécies prováveis de ocorrer na região. As escalas de efeito variaram entre as variáveis de paisagem avaliadas provavelmente devido às diferentes variáveis afetarem diferentes dimensões dos requerimentos ecológicos dos organismos. Por fim, verificamos que as variáveis de composição da paisagem foram as mais relevantes para explicar tanto a riqueza quanto a composição de espécies. A proporção de pastagem na paisagem explicou a variação da riqueza de espécies na menor escala avaliada (250 m), enquanto a proporção de floresta explicou a variação da composição de espécies em uma escala intermediária (750 m). Além disso, a proporção de pastagem na paisagem teve uma influência positiva na riqueza de espécies, indicando que essa matriz pode favorecer a presença de espécies generalistas e/ou esse resultado se deve à maior concentração de espécies nos fragmentos imersos nessa matriz. Esses resultados sugerem que considerar diferentes respostas da biodiversidade é importante para entender diferentes aspectos da influência da paisagem na biodiversidade. Além disso, a composição da paisagem é fundamental para a perpetuação das espécies e, por isso, tanto a cobertura florestal quanto as matrizes devem ser consideradas para aprimorar estratégias de conservação de espécies. Por fim, generalizar uma escala espacial pode levar à interpretações incompletas ou errôneas sobre a influência da paisagem nas comunidades de mamíferos de médio e grande porte.

**Palavras-chave:** Matriz. Escala de efeito. Perda de habitat. Fragmentação de habitat.



## ABSTRACT

The conversion of native habitats into agriculture and pasture compromises landscape composition and configuration, causing ambivalent effects on biodiversity due to the influence on different ecological dynamics for different species. However, these effects may not be understood if accessed at inappropriate spatial scales. Thus, identifying the "scale of effect" in which each landscape variable influences the different species responses is relevant to understand how the modified landscapes affect biodiversity. In this study, we evaluated how three variables of landscape composition (proportion of forest, coffee crop and pasture) and two of configuration (number of fragments and mean nearest neighbor distance) affect the species richness and composition of medium and large mammals, considering a multiscale approach. As coffee production and livestock farming are the main agricultural activities and the main causes of habitat loss and fragmentation in the region, we recorded medium and large mammal communities in 13 landscapes with predominantly coffee and pasture. First, we accessed the local and regional species richness. Then, we built distance-based linear models to identify the scales of effect of the landscape variables and verify the influence of landscape on mammalian richness and composition. We found that the local species richness is depaupered and the regional richness represents 67% of the probable species occurring in the region. The scales of effect varied among landscape variables probably due to the different variables affect different aspects of organisms' ecological requirements. Finally, we verified that the landscape composition was the most relevant to explain both species richness and composition. The proportion of pasture in the landscape explained the variation of species richness in the smallest scale evaluated (250 m), while the proportion of forest explained the variation of the species composition in an intermediate scale (750 m). In addition, the proportion of pasture in the landscape had a positive influence on species richness, indicating that this matrix may favor the presence of generalist species and / or this result is due to the higher concentration of species in the fragments immersed in this matrix. These results suggest that considering different biodiversity responses is important to understand different aspects of landscape influence on biodiversity. In addition, the landscape composition is fundamental for species persistence and, therefore, both the forest cover and the matrices should be considered to improve strategies of species conservation. Finally, generalizing a spatial scale can lead to incomplete or erroneous interpretations of the influence of landscape on medium and large mammal communities.

**Keywords:** Matrix. Scale of effect. Habitat loss. Habitat fragmentation.

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO.</b>	<b>10</b>
<b>2</b>	<b>REFERENCIAL TEÓRICO.</b>	<b>12</b>
<b>2.1</b>	<b>Estrutura da paisagem.</b>	<b>12</b>
<b>2.2</b>	<b>Escala de efeito.</b>	<b>14</b>
<b>2.3</b>	<b>Mamíferos de médio e grande porte.</b>	<b>15</b>
<b>3</b>	<b>MATERIAIS E MÉTODOS.</b>	<b>16</b>
<b>3.1</b>	<b>Local de estudo.</b>	<b>16</b>
<b>3.2</b>	<b>Coleta de dados.</b>	<b>17</b>
<b>3.3</b>	<b>Variáveis da paisagem.</b>	<b>18</b>
<b>3.4</b>	<b>Análise dos dados.</b>	<b>20</b>
<b>4</b>	<b>RESULTADOS.</b>	<b>21</b>
<b>4.1</b>	<b>Riqueza de espécies.</b>	<b>21</b>
<b>4.2</b>	<b>Escalas de efeito.</b>	<b>23</b>
<b>4.3</b>	<b>Respostas dos mamíferos às variáveis da paisagem.</b>	<b>26</b>
<b>5</b>	<b>DISCUSSÃO.</b>	<b>27</b>
<b>5.1</b>	<b>Riqueza de espécies.</b>	<b>27</b>
<b>5.2</b>	<b>Escalas de efeito.</b>	<b>28</b>
<b>5.3</b>	<b>Respostas dos mamíferos às variáveis da paisagem.</b>	<b>29</b>
<b>6</b>	<b>CONCLUSÃO.</b>	<b>32</b>
	<b>REFERÊNCIAS.</b>	<b>33</b>
	<b>APÊNDICE A.</b>	<b>42</b>
	<b>APÊNDICE B.</b>	<b>43</b>
	<b>APÊNDICE C.</b>	<b>45</b>
	<b>APÊNDICE D.</b>	<b>46</b>

## 1 INTRODUÇÃO

Grande parte dos ecossistemas terrestres estão impactados devido a conversão de habitats naturais em habitats antrópicos (KISSINGER et al., 2012). A conversão de habitats altera a composição e configuração da paisagem devido à transformação do uso do solo, causando a fragmentação e a perda dos habitats nativos. Características de composição da paisagem englobam os tipos e proporções dos usos do solo, enquanto as de configuração se referem ao arranjo espacial dos elementos da paisagem (DUNNING, DANIELSON, PULLIAM; 1992). Dessa maneira, a fragmentação e, sobretudo, a perda de habitat são as principais causas da defaunação, principalmente, de vertebrados de tamanho corporal maior como os mamíferos de médio e grande porte (REDFORD, 1992; CHIARELLO, 1999; BELLO et al., 2015; BOGONI, et al., 2018).

A fragmentação de habitat *per se* altera a configuração original da paisagem, aumentando o número de fragmentos florestais de diferentes tamanhos e formatos, dispersos na paisagem e sob maior efeito de borda (MCGARIGAL; CUSHMAN, 2002; FAHRIG, 2003). Os efeitos da fragmentação na biodiversidade têm sido discutidos (FAHRIG, 2003, 2017, DIDHAM et al., 2012, HANSKI, 2015, FLETCHER, REICHERT; HOLMES, 2018) por apresentarem resultados variados, sendo considerados, geralmente, como negativos (VILLARD; METZGER, 2014; HANSKI, 2015), mas também positivos ou neutros (FAHRIG, 2003; 2017). Contudo, muitos estudos avaliam o efeito da fragmentação de habitat sem distinguir do efeito da perda de habitat e sem considerar uma escala adequada (FAHRIG, 2017). Dessa maneira, a fragmentação deve ser acessada a partir de métricas relacionadas à configuração da paisagem uma vez que ela é caracterizada pela divisão de habitat, independente da perda de habitat (MCGARIGAL; CUSHMAN, 2002; FAHRIG, 2017).

Dentre as variáveis de composição da paisagem, a quantidade de habitat é comumente avaliada para explicar a riqueza de espécies em fragmentos florestais (REGOLIN et al., 2017; BECA et al., 2017; GESTICH et al., 2019) e, geralmente, possui maior suporte do que o tamanho e isolamento do próprio fragmento (hipótese da quantidade de habitat; FAHRIG, 2013). Contudo, a matriz ao redor dos remanescentes florestais também influencia a ocorrência de espécies e as dinâmicas ecológicas (PRUGH et al., 2008; KUPFER et al., 2006; DIDHAM et al., 2012). Os efeitos que a matriz pode exercer sobre as espécies são relacionados, principalmente, com

movimento e dispersão de espécies, disponibilidade de recursos e alterações de características abióticas (DRISCOLL et al., 2013). Portanto, a magnitude do impacto que os tipos e quantidades de matrizes na paisagem exercem nas populações depende de características que influenciam a história de vida das espécies (e.g. capacidade de deslocamento, dieta, requerimento de habitat). Dessa maneira, matrizes antrópicas podem ter efeitos ambivalentes sob os impactos da perda de habitat e fragmentação de habitat na biodiversidade.

Um dos desafios de estudos a nível de paisagem é definir a melhor extensão espacial em que as variáveis de composição e configuração da paisagem devem ser coletadas (BRENNAN et al., 2002; JACKSON; FAHRIG, 2012; JACKSON; FAHRIG, 2015). Essa não é uma questão trivial, pois as respostas das espécies às variáveis da paisagem são moldadas por processos ecológicos – como dinâmica de metapopulação, dispersão, interações inter e intra-específicas – que atuam em diferentes escalas (FAHRIG, 2013; JACKSON; FAHRIG, 2015; MIGUET et al., 2016; SUÁREZ-CASTRO et al., 2018). Uma solução para esse desafio é considerar a abordagem multiescala e definir a escala de efeito de cada variável da paisagem, ou seja, a escala em que a variável da paisagem possui o maior efeito sob a variável resposta (BRENNAN et al., 2002; JACKSON; FAHRIG, 2015).

A Mata Atlântica e o Cerrado são biomas com elevados endemismo de espécies e altamente ameaçados devido à, principalmente, conversão de habitat para agricultura, pecuária e urbanização e, por isso, são considerados *hotspots* de biodiversidade (MYERS et al., 2000; GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2003; LAURANCE, 2009; STRASSBURG et al., 2017). A cobertura florestal da Mata Atlântica contemporânea é restrita à apenas 12% de sua cobertura original, sendo que, aproximadamente, 84% do que resta são representados por fragmentos florestais menores que 50 hectares (RIBEIRO et al., 2009), enquanto, aproximadamente, 50% da cobertura vegetal nativa do Cerrado foi transformada em agricultura e pastagem (STRASSBURG et al., 2017). Conseqüentemente, as populações presentes nos remanescentes florestais estão sob a influência das características da paisagem para persistir nessas paisagens fragmentadas.

Assim, neste estudo, nós avaliamos a riqueza e composição de mamíferos de médio e grande porte em paisagens fragmentadas e investigamos a influência da composição e da configuração da paisagem nessas duas medidas de diversidade considerando uma abordagem multiescala.

Nós esperamos que as variáveis referentes à configuração da paisagem apresentem menor suporte que as variáveis de composição tanto para a riqueza quanto para a composição de espécies. Além disso, esperamos que a proporção de floresta, *proxy* de quantidade de habitat, seja a variável de maior influência para as duas variáveis respostas. Por último, esperamos que a proporção de pastagem na paisagem tenha uma influência negativa maior que a proporção de cafeicultura devido ao maior contraste com a vegetação nativa.

## 2 REFERENCIAL TEÓRICO

### 2.1 Estrutura da paisagem

O intuito de estudar a influência da paisagem na biodiversidade é para compreender como o contexto espacial afeta os processos ecológicos e como essas relações interferem na preservação e conservação de espécies (EWERS; DIDHAM, 2006). Uma paisagem é um mosaico composto por diferentes elementos interativos segundo um observador e uma escala de observação (METZGER, 2001). Esses diferentes elementos são denominados como características de composição de uma paisagem. Enquanto que o arranjo espacial desses elementos é representado por características de configuração (DUNNING, DANIELSON, PULLIAM, 1992). Características de composição da paisagem englobam os tipos e proporções dos usos do solo, como cobertura de vegetação nativa, agricultura, pastagem ou construções urbanas. Já as de configuração se referem ao formato, isolamento e retalhamento de determinado tipo de elemento (FAHRIG, 2003). Essas diferentes variáveis da paisagem influenciam as espécies em diferentes maneiras, pois afetam as dinâmicas e processos ecológicos.

Devido à intensa modificação de habitats nativos para a agricultura, pecuária e urbanização, a perda e a fragmentação de habitat são os dois principais processos que alteram a estrutura original das paisagens nativas e afetam a biodiversidade (FAHRIG, 2003). Consequentemente, essas paisagens emergentes são compostas por fragmentos de habitat, de diferentes tamanhos, formatos, dispersos na paisagem e imersos a matrizes antrópicas e/ou artificiais (MCGARIGAL; CUSHMAN, 2002; FAHRIG, 2003). Dessa maneira, para estudar o efeito dessas paisagens modificadas na biodiversidade é necessário distinguir a perda da fragmentação de habitat (fragmentação per se; FAHRIG, 2017). A perda de habitat se refere a

diminuição na área de determinado habitat. Já a fragmentação se refere a divisão de um habitat contínuo em vários fragmentos. Então, por exemplo, se um habitat é apenas diminuído ou completamente removido, há apenas a perda de habitat e não a fragmentação, pois o número de fragmentos não aumenta (FAHRIG et al., 2019). Ou seja, apesar de geralmente ocorrer a perda de habitat quando se fragmenta um área, esses dois processos tem efeitos distintos. A perda de habitat está ligada à diminuição da disponibilidade de recursos, enquanto que a fragmentação está ligada à diferença no padrão espacial do habitat (MCGARIGAL; CUSHMAN, 2002) que, conseqüentemente, afeta a disponibilidade de recursos de diferentes maneiras. Então, a fragmentação de habitat pode ser representada por variáveis que avaliam o formato, o isolamento e a quantidade ou densidade de fragmentos, assim como a quantidade ou densidade de borda.

Contudo, a matriz ao redor dos fragmentos pode amortecer ou enfatizar os efeitos tanto da perda quanto da fragmentação de habitat (BOESING et al., 2018). Os efeitos que a matriz pode exercer sobre as espécies são relacionados, principalmente, com movimento e dispersão de espécies, disponibilidade de recursos e alterações em características abióticas (DRISCOLL et al., 2013). Esses efeitos, podem confinar espécies especialistas de habitat e/ou dieta nos fragmentos de habitat restantes na paisagem e em médio ou longo prazo, podem levar a extinção (PRUGH et al., 2008). Já espécies generalistas podem se beneficiar do contexto modificado, pois além de conseguirem utilizar diferentes tipos de habitats, algumas interações interespecíficas podem ser afetadas, facilitando a ocorrência dessas espécies (CARYL, QUINE, PARK, 2012). Além disso, matrizes estruturalmente semelhantes à vegetação nativa tendem a ser mais permeáveis ao uso das espécies (KUPFER et al., 2006).

Um fator importante para estudos que visam compreender os efeitos da fragmentação e da perda de habitat na biodiversidade é avaliar essa relação em escala de paisagem, pois esses são processos que ocorrem em uma extensão espacial (escala) maior que a escala de um fragmento (MCGARIGAL; CUSHMAN, 2002; FAHRIG, 2017). Dependendo do impacto e motivo, a fragmentação e a perda de habitat afetam diferentes extensões da paisagem (FAHRIG et al., 2019). Assim, estudos locais sobre a fragmentação e perda de habitat podem levar à conclusões errôneas sobre o efeito desses dois processos (JACKSON; FAHRIG, 2015).

## 2.2 Escala de efeito

Um dos desafios de estudos a nível de paisagem é definir a melhor extensão espacial (escala) em que as variáveis de composição e configuração da paisagem devem ser coletadas. Essa não é uma questão trivial, pois as respostas das espécies às variáveis da paisagem são moldadas por processos ecológicos – como dinâmica de metapopulação, dispersão, interações inter e intra-específicas – que atuam em diferentes escalas (FAHRIG, 2013; JACKSON; FAHRIG, 2015; MIGUET et al., 2016; SUÁREZ-CASTRO et al., 2018). Então a escala em que a estrutura da paisagem é medida pode interferir na relação observada entre a biodiversidade e a paisagem (HOLLAND et al., 2004; DE KNEGT et al., 2010).

Para superar esse desafio, Brennan et al., (2002) e Jackson & Fahrig (2015) sugerem que pesquisadores acessem as variáveis de paisagem na extensão espacial de maior efeito (escala de efeito) sob a variável resposta. Para detectar a escala de efeito de cada variável, o ideal é considerar uma abordagem multiescala, ou seja, medir as variáveis de paisagem em diferentes escalas ao redor de cada ponto focal (BRENNAN et al., 2002). Então, a escala de efeito será a escala que apresentar a maior relação entre a variável resposta e a de paisagem, ou seja, será a de maior valor se o critério de seleção for o coeficiente de correlação (R) ou de determinação (R<sup>2</sup>), ou de menor valor se a seleção for de acordo com o Critério de Informação de Akaike (AIC) ou Critério de Informação Bayesiano (BIC) (JACKSON; FAHRIG, 2015).

Para encontrar a escala de efeito real e maximizar a nossa habilidade de compreender a relação entre a biodiversidade e a paisagem é necessário considerar diversas escalas para a investigação. Jackson e Fahrig (2015) evidenciaram que muitos pesquisadores avaliam a relação entre a variável resposta e a estrutura da paisagem em apenas um ou poucas escalas, ou então em um intervalo estreito. Consequentemente, nossa compreensão sobre os padrões entre a paisagem e biodiversidade e sobre os *drivers* que moldam as escalas de efeito permanecem limitados (GALÁN-ACEDO et al., 2018; MARTIN, 2018). Assim, pesquisadores devem considerar um intervalo amplo de escalas, de acordo com a variável resposta que deseja avaliar, para medir o efeito da estrutura da paisagem (JACKSON; FAHRIG, 2015; MARTIN, 2018).

### 2.3 Mamíferos de médio e grande porte

Os mamíferos possuem papel fundamental nos processos ecológicos de um ecossistema por apresentarem uma ampla diversidade de funções. Os frugívoros são responsáveis pela dispersão de sementes e consequente perpetuação de espécies vegetais (WRIGHT et al., 2000). Os predadores controlam as populações de presas, que por sua vez controlam a abundância, composição e diversidade de plantas, garantindo a estruturação de todo o sistema (MILLER et al., 2001; TERBORGH et al., 2001; SMITH et al., 2013). Além disso, os mamíferos são essenciais na manutenção e preservação de interações interespecíficas que afetam as funções ecossistêmicas. Como por exemplo, com os coleópteros coprófagos que se alimentam de fezes de mamíferos e contribuem para a remoção e dispersão de sementes (SHAFIEI, MOCZEK; NIJHOUT, 2001; SLADE et al., 2007).

O declínio e extinção das populações de mamíferos podem afetar a integridade dos ecossistemas, comprometendo desde a perpetuação de espécies de plantas até serviços ecossistêmicos (ESTES et al., 2011; WOTTON; KELLY, 2011; CHAPMAN; CHAPMAN, 1995; GALETTI et al., 2013). Os impactos antrópicos representados principalmente pela perda e fragmentação de habitat e pela caça estão entre as principais causas do declínio global de suas populações (REDFORD, 1992). Os mamíferos de médio e grande porte são ainda mais susceptíveis devido ao maior tamanho corporal que atrai maior atenção para a caça além de necessitarem áreas de vida maiores (REDFORD, 1992; CHIARELLO, 1999; BELLO et al., 2015; BOGONI, et al., 2018). Assim, as alterações e perturbações antrópicas ameaçam a persistência dessas populações em paisagens com intensa influência humana.

Os mamíferos respondem de maneiras diferentes à estrutura da paisagem (LYRA-JORGE et al., 2010; BRODIE et al., 2015). Consequentemente, são afetados de maneiras diferentes pela alteração da composição e configuração da paisagem devido à conversão de habitats nativos em antrópicos. Os mamíferos de médio e grande porte, no geral, possuem grandes áreas de vida, alta capacidade de deslocamento e diversas espécies conseguem utilizar diferentes tipos de habitat e possuem uma dieta variada (SUTHERLAND et al., 2000; REIS et al., 2006). Essas características combinadas implicam em diferentes respostas às alterações da paisagem. As espécies florestais e especialistas tendem a ficar restritas aos fragmentos de habitat, dependendo do isolamento entre os fragmentos (PRUGH et al., 2008). Enquanto que algumas



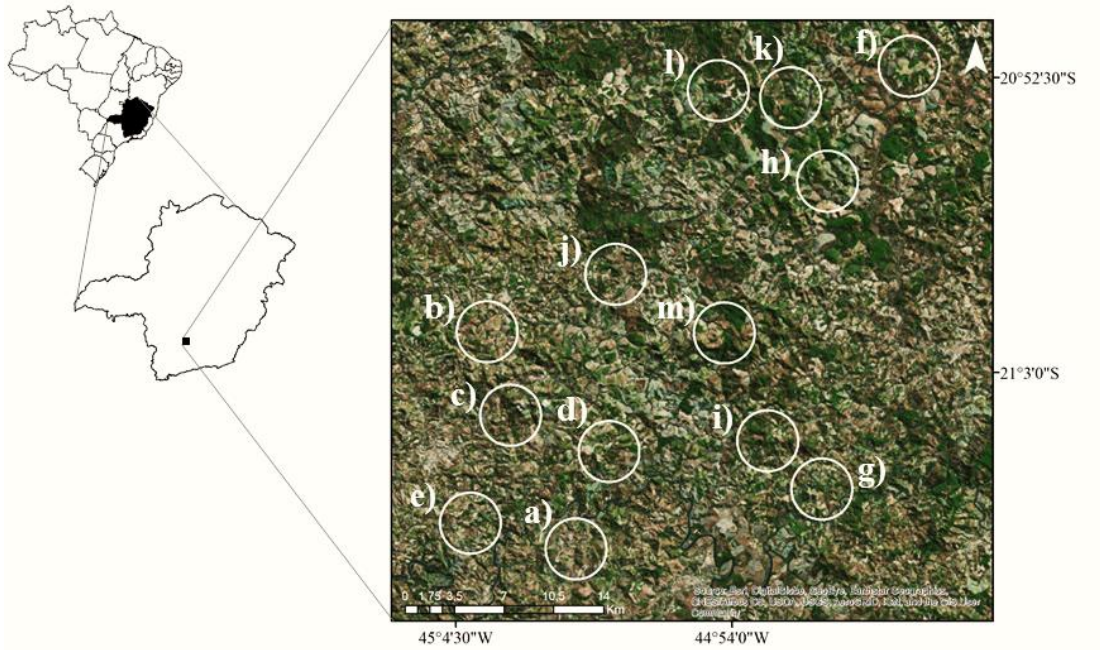
espécies generalistas conseguem usar diferentes habitats e acabam se beneficiando da alteração e aumento da heterogeneidade da paisagem devido a diferentes matrizes agrícolas (DOTTA; VERDADE, 2011; CARYL, QUINE, PARK, 2012). Portanto, compreender como os organismos percebem e usam os diferentes elementos das paisagens modificadas é relevante para guiar estratégias de conservação da biodiversidade.

### **3 MATERIAIS E MÉTODOS**

#### **3.1 Área de estudo**

Esse estudo foi conduzido no sul do estado de Minas Gerais, em uma região de transição entre os biomas Mata Atlântica e Cerrado (Figura 1). Esses dois biomas são considerados *hotspots* para conservação da biodiversidade (MYERS et al., 2000). A principal ameaça a esses dois biomas é a conversão de habitat nativos e o uso intensivo da terra para a agropecuária (GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2003; STRASSBURG et al., 2017). O estado de Minas Gerais é conhecido pela produção cafeeira desde o início do século XX e é responsável por, aproximadamente, 69% da produção de café do país (PI-KATO, 2016; CONAB, 2019). Além disso, a pecuária e produção leiteira também são atividades econômicas importantes da região (LEMOS et al., 2003). Devido à intensa atividade agropastoril e urbanização, a paisagem da região, atualmente, é composta por pequenos fragmentos florestais de florestas secundárias semidecíduas imersas em matrizes de cafeicultura e pastagem, principalmente. O clima da região é subtropical úmido, com médias anuais de temperatura e precipitação 20.4°C e 1,460 mm, respectivamente (SCHIFFLER, 2003; DANTAS, CARVALHO; FERREIRA, 2007).

Figura 1. Localização da área de estudo no sul do estado de Minas Gerais, Brasil. Os círculos brancos na imagem representam os *buffers* de maior tamanho (2 km de raio) ao redor do fragmento focal onde a câmera *trap* foi instalada.



Fonte: Da autora (2019).

### 3.2 Coleta dos dados

Nós amostramos mamíferos terrestres de médio e grande porte em 13 paisagens de dois quilômetros de raio, que representa 1267 ha. Selecionamos este tamanho de paisagem baseado em estudos similares que detectaram a influência da paisagem em mamíferos de médio e grande porte em tamanhos menores ou iguais a 2 km de raio (ANDRADE-NÚÑEZ; AIDE, 2010; LYRA-JORGE et al., 2010). As paisagens abrangem Áreas de Preservação Permanente (APP) e Reservas Legal e foram escolhidas de acordo com um gradiente de cobertura florestal em paisagens com matrizes predominantes de pastagem e cafeicultura. Como região de estudo é bastante fragmentada, o gradiente de cobertura florestal amostrado varia de 10 a 47% nas paisagens de 1267 ha. Porém, acreditamos que esse gradiente é suficiente para avaliar o processo que molda as comunidades estudadas, pois, Beca et al. (2017), por exemplo, identificaram um *threshold* mínimo de 45% de cobertura florestal em paisagens de mesmo tamanho para detectar espécies florestais especialistas, como *Tapirus terrestris*, *Pecari tajacu* e *Tayassu pecari*. Contudo, nós não esperamos encontrar essas espécies nas áreas de estudo, pois não há registros

recentes, indicando que, possivelmente, elas estão extintas em fragmentos na região (SILVA; PASSAMANI, 2009; SANTOS et al., 2016; LAURINDO et al., 2017; ROSA; SOUZA, 2017; MELO-DIAS; PASSAMANI, 2018). Para registrar as espécies, instalamos uma câmera *trap* (Bushnell HD, Bushnell Outdoor, Products, California, USA) em um fragmento de floresta semidecídua no centro de cada paisagem entre dezembro de 2017 a agosto de 2018. As câmeras foram distanciadas em no mínimo quatro quilômetros para não haver sobreposição das paisagens e, assim, manter a independência dos dados. Além disso, nós programamos as câmeras para registrarem três fotos consecutivas com intervalo de três segundos quando ativadas. As câmeras não foram iscadas e foram programadas para funcionarem 24 horas por dia por quatro meses em cada paisagem, totalizando 1483 câmeras-dia de esforço amostral. Nós então identificamos as espécies registradas e consideramos como registro independente as fotografias da mesma espécie com uma hora de intervalo, seguindo Srbek-Araujo & Chiarello (2005).

### 3.3 Variáveis da paisagem

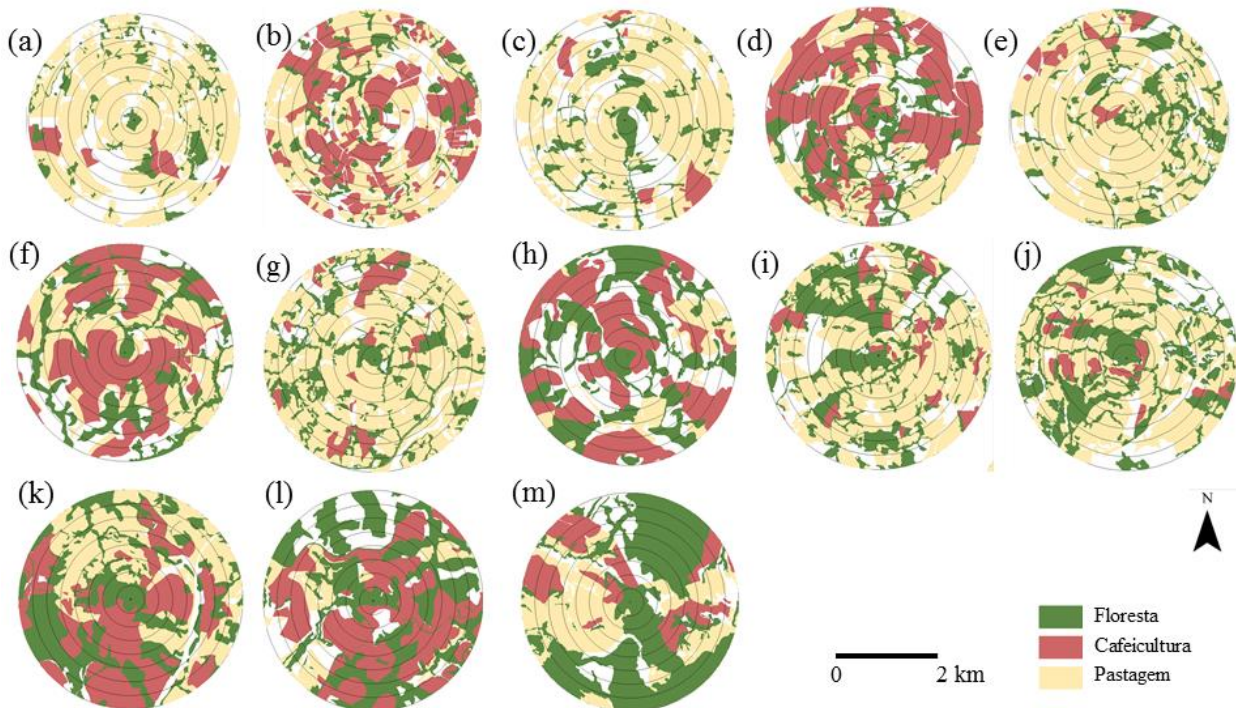
Para a coleta das variáveis de paisagem, nós seguimos a abordagem *patch-landscape*, onde as variáveis respostas foram coletadas em um fragmento focal e as variáveis explicativas em nível de paisagem ao redor do ponto focal (ARROYO-RODRÍGUEZ; FAHRIG, 2014). Nós coletamos cinco métricas da paisagem (Tabela 1) em oito extensões espaciais (escala) diferentes a partir de *buffers* de tamanhos de raio variando de 250 a 2000 metros com 250 m de intervalo (Figura 2). Neste estudo, escala se refere ao tamanho da paisagem representada pelo raio do *buffer* em que cada variável foi medida, levando em consideração apenas a extensão da paisagem. Nós adotamos a abordagem multiescala, pois a estrutura da paisagem interfere em diferentes processos ecológicos e, por isso, é esperado que as escalas variem entre as variáveis (FAHRIG, 2013; JACKSON; FAHRIG, 2015). Assim, a escala de efeito é a escala em que a resposta das espécies é melhor explicada pela variável independente analisada (BRENNAN et al., 2002; MARTIN; FAHRIG, 2012). A classificação dos usos do solo foi mapeada usando imagens de alta resolução em uma escala de referência de 1:5,000 (ArcGIS 10.5 basemap imagery, Digital Globe satellites 2014-2017). Estas métricas foram coletadas utilizando a extensão do V-Late (2013) no software ArcGIS 10.5.

Tabela 1. Variáveis extraídas para cada paisagem do estudo e em cada escala avaliada.

Variável	Significado	Interpretação ecológica	Referência
<i>Variáveis de composição da paisagem</i>			
Floresta	Proporção da área da paisagem coberta por floresta	Proxy de quantidade de habitat na paisagem, principalmente para as espécies florestais	Fahrig, 2013
Cafeicultura	Proporção da área da paisagem coberta por cafeicultura	Matriz mais permeável para as espécies desse estudo	Boesing et al., 2018
Pastagem	Proporção da área da paisagem coberta por pastagem	Matriz não ou menos permeável para as espécies desse estudo	Dotta; Verdade 2011
<i>Variáveis de configuração da paisagem</i>			
NP	Número de fragmentos florestais em cada buffer	Métrica referente ao quão fragmentada a paisagem está.	Fahrig 2003, 2017
NNDist	Média das distâncias entre fragmentos (m)	Métrica referente ao isolamento entre os fragmentos florestais	Lang; Blaschke, 2009

Fonte: Da autora (2019).

Figura 2. Estrutura de cada paisagem amostrada ao redor do ponto amostral em ordem crescente de cobertura florestal. Os oito círculos ao redor do ponto focal, onde cada câmera foi instalada, representam as escalas avaliadas para cada variável da paisagem.



Fonte: Da autora (2019).

### 3.4 Análise dos dados

Para as análises estatísticas, nós consideramos apenas as espécies nativas terrestres, ou seja, excluimos as espécies nativas arborícolas, cujo método não foi adequado para uma amostragem uniforme deste grupo, e as exóticas, por não ser de interesse desse estudo.

Primeiro, nós testamos se houve correlação espacial entre a composição de espécies e pontos amostrais pelo Teste de Mantel. Para isso, nós correlacionamos a matriz de presença e ausência de espécies, utilizando a similaridade de Jaccard, com a matriz de coordenadas geográficas dos pontos, utilizando a distância Euclidiana, a partir da função *mantel* do pacote *vegan* com 999 permutações no software R (R version 3.4 e RStudio 1.0.136).

Nós também avaliamos se o esforço amostral por paisagem foi satisfatório a partir de curvas de acumulação realizadas pela função *specaccum* do pacote *vegan* no R. As curvas foram construídas baseadas na riqueza de espécies por dia de amostragem. Então, comparamos a riqueza observada com a estimada pelo estimador Jackknife de primeira ordem (Jackknife 1) (SMITH; PONTIUS, 2006).

Para avaliar o número estimado de espécies, nós construímos uma curva de rarefação e extrapolação baseado no *framework* proposto por Chao et al. (2014), utilizando o pacote *iNEXT* (HSIEH; MA; CHAO, 2016) no *software* R. A curva foi construída baseada na riqueza de espécies e tamanho amostral, utilizando dados de ocorrência de espécies e extrapolamos para o dobro do tamanho amostral com o intervalo de confiança calculado por 999 *bootstraps*.

Para a seleção da escala de efeito e avaliação da influência das variáveis explicativas na riqueza e composição de espécies nós utilizamos modelos lineares baseados em distância (DistLM) no software Primer 6 Permanova+ (LEGENDRE; ANDERSON, 1999, MCARDLE; ANDERSON, 2001). DistLM é um método não paramétrico que permite analisar e modelar a relação de dados multivariados a partir de matrizes de distâncias. Além disso, o teste de hipóteses é realizado a partir de um número apropriado de permutações para obter o valor de P.

Os resultados do DistLM são mostrados pelo teste marginal e teste sequencial. O teste marginal apresenta o quanto da variação da variável resposta é explicada por cada variável independente, ignorando as outras variáveis inclusas na análise. Já o teste sequencial analisa se a adição de variáveis no modelo contribui significativamente para aumentar a explicação da variação da variável resposta (ANDERSON et al., 2008).

Então, nós selecionamos as escalas de efeito a partir da construção de modelos lineares baseados em distância (DistLM) univariados utilizando o coeficiente de determinação ( $R^2$  = proporção da variação explicada pelo modelo) como critério de seleção. Ou seja, avaliamos o poder de explicação de cada escala para cada variável a partir do valor de  $R^2$ . Fizemos esse processo para cada variável resposta, riqueza e composição de espécies, considerando a distância Euclidiana e de índice de dissimilaridade de Sørensen, respectivamente. Nós selecionamos a escala de efeito para cada variável da paisagem de acordo com o maior valor de explicação ( $R^2$ ; JACKSON; FAHRIG, 2015). Nós não selecionamos as escalas de efeito pela significância do modelo, pois como a riqueza e composição de espécies são compostas por espécies com diferentes requerimentos ecológicos, o efeito de uma escala em específico pode não ser evidente. Por fim, nós verificamos o sentido da influência de cada variável explicativa na riqueza de espécies a partir de gráficos de dispersão gerados no *software* R (R version 3.4 e RStudio 1.0.136).

Após a seleção das escalas de efeito, nós testamos pela colinearidade das variáveis explicativas de cada variável resposta pelo teste de correlação de Pearson a partir da função *rcorr* no pacote *vegan* do R. Consideramos variáveis correlacionadas aquelas que apresentaram  $|r| \geq 0.70$  e, quando correlacionadas, selecionamos a variável explicativa significativa ou a com o maior poder de explicação ( $R^2$ ) no teste marginal do DistLM.

Assim, construímos um modelo geral para cada variável resposta, incluindo as variáveis explicativas não correlacionadas em suas respectivas escalas de efeito. O modelo geral foi construído pela estratégia *stepwise* e selecionado a partir do  $R^2$  ajustado com 999 permutações e nível de significância de  $P < 0.05$ .

## 4 RESULTADOS

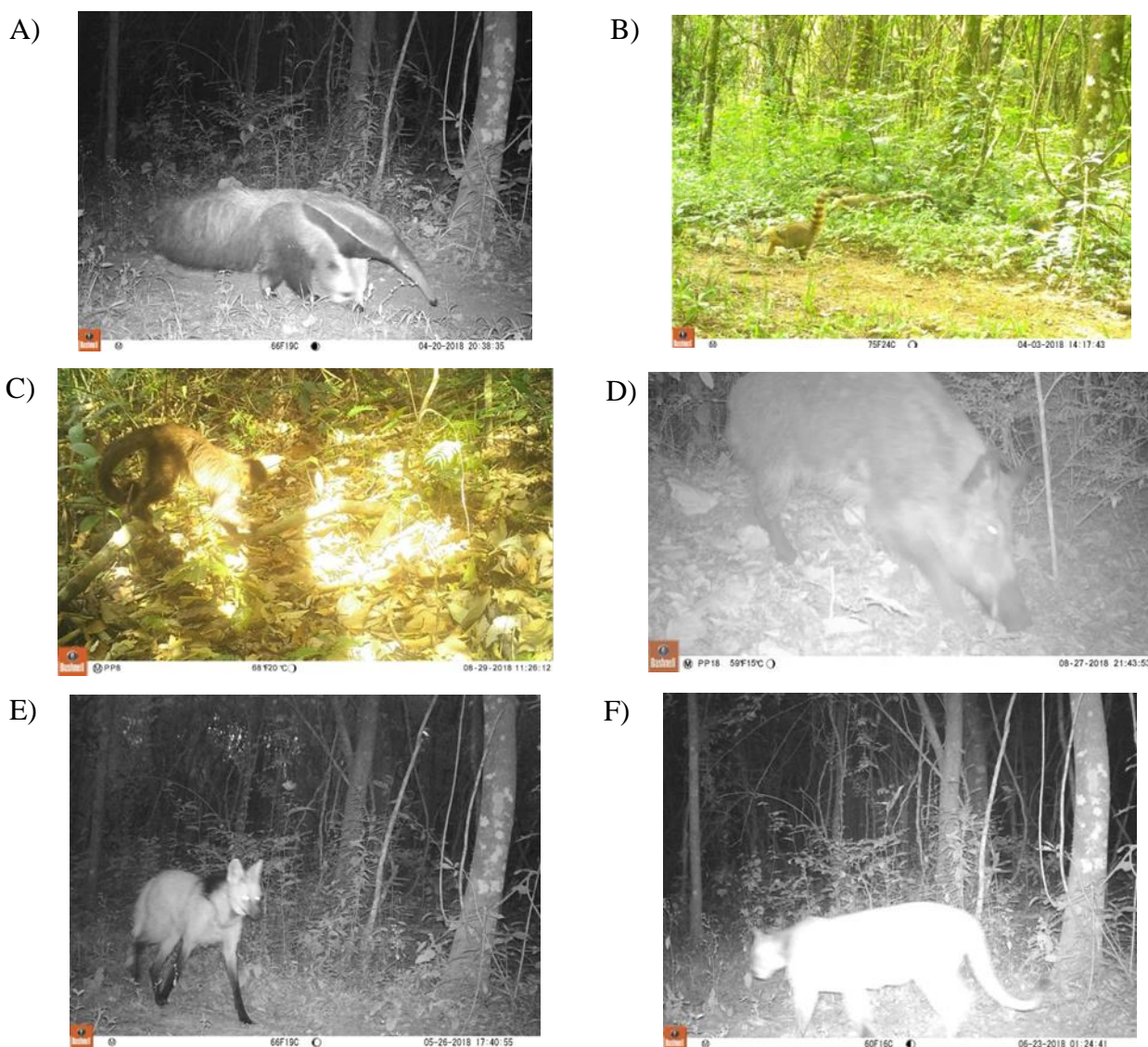
### 4.1 Riqueza de espécies

Nós obtivemos 454 registros independentes de 24 espécies de mamíferos de médio e grande porte (Figura 3) de nove famílias, sendo 18 espécies nativas terrestres, duas nativas arborícolas (*Callithrix penicillata* e *Sapajus nigritus*) e quatro exóticas (*Bos taurus*, *Canis familiaris*, *Equus caballus* e *Sus scrofa*) (APÊNDICE A). Na média, nós registramos seis



espécies por paisagem, variando de quatro a 11 espécies. *Dasypus novencinctus*, *Nasua Nasua* e *Leopardus pardalis* foram as espécies mais registradas, ocorrendo em nove das 13 paisagens (cerca de 70%), enquanto que *Puma concolor* e *Chrysocyon brachyurus* ocorreram em apenas uma paisagem.

Figura 3 – Espécies registradas na área de estudo: A) *Myrmecophaga tridactyla*; B) *Nasua nasua*; C) *Sapajos nigritus*; D) *Sus scrofa*; E) *Chrysocyon brachyurus*; F) *Puma concolor*; G) *Sylvilagus brasiliensis*; H) *Tamandua tetradactyla*.



F)



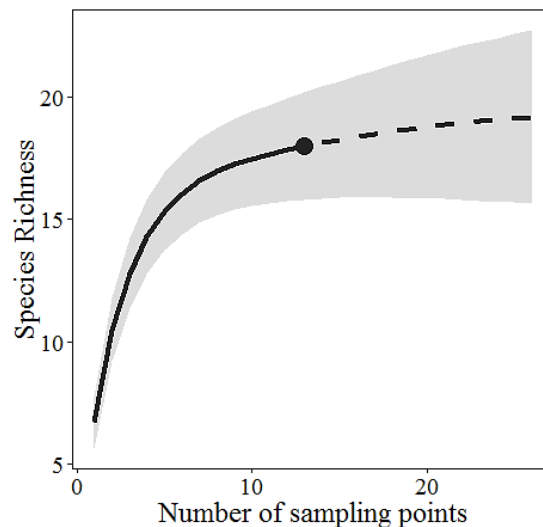
H)



Fonte: Da autora (2019).

As curvas de acumulação de espécies não atingiram a assíntota em sua maioria (APÊNDICE B, Figura S1). Porém, de acordo com o estimador Jackknife 1 o esforço amostral por ponto, no geral, foi suficiente para obter uma amostra das espécies presentes nas paisagens (APÊNDICE B, Tabela S2). Já a curva de rarefação e extrapolação nos indica que aproximamos do número total de espécies esperado (Figura 4). Além disso, não houve correlação espacial entre a composição de espécies, baseado no Teste de Mantel ( $r = -0.13$ ).

Figura 4. Curva de rarefação e extrapolação. Linha sólida: valores interpolados, linha tracejada: valores extrapolados, área cinza: intervalo de confiança.



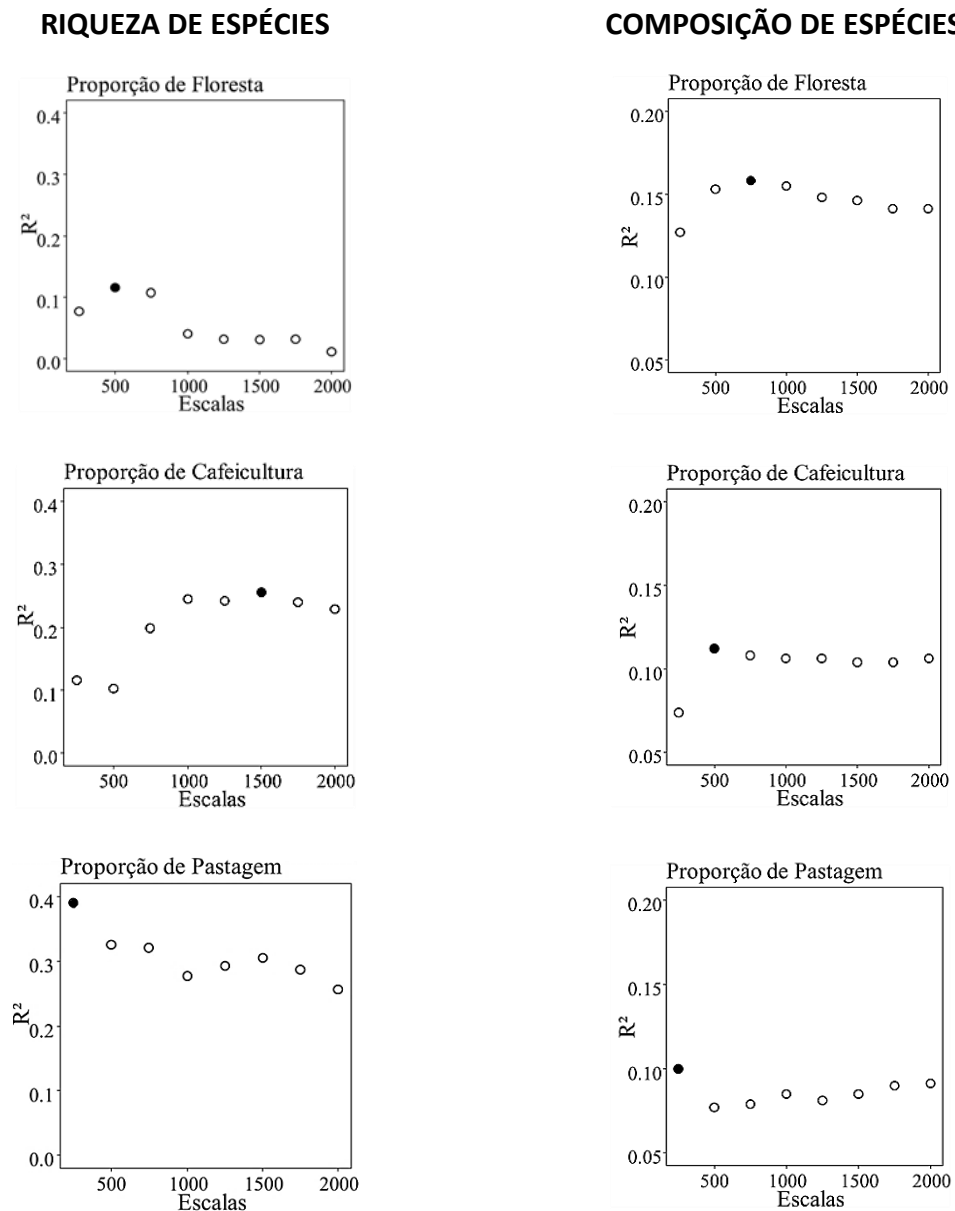
Fonte: Da autora (2019).

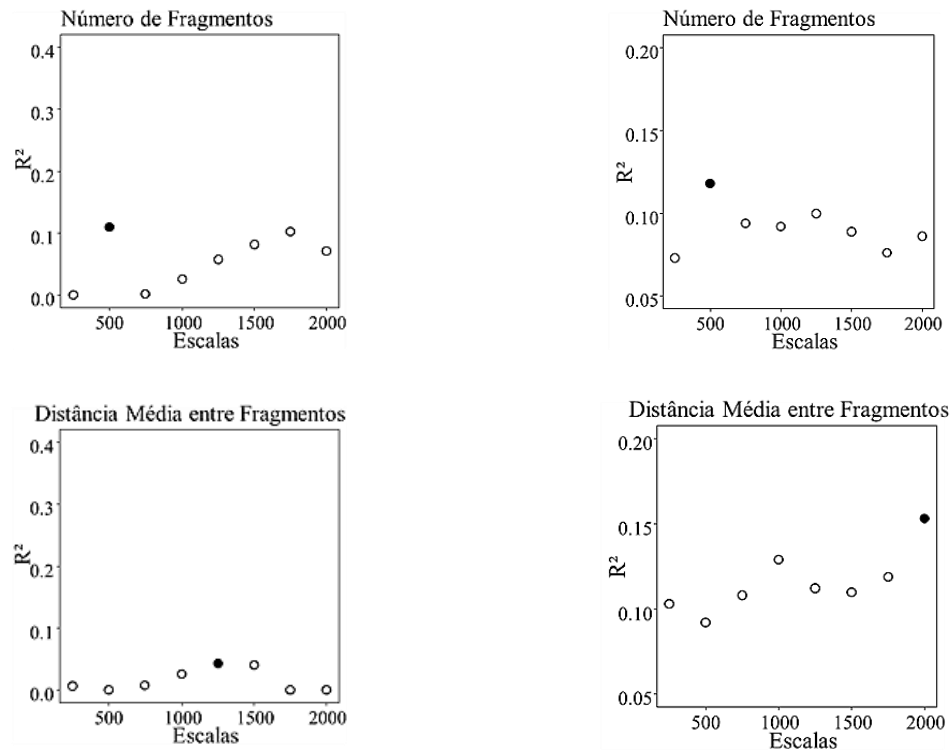
## 4.2 Escalas de Efeito



A proporção de floresta, proporção de pastagem e número de fragmentos apresentaram efeito em escalas menores e intermediária (variaram de 250 a 750 m), tanto para riqueza quanto para a composição de espécies (Figura 5 e APÊNDICE C). Já as escalas de efeito das variáveis proporção de cafeicultura e distância média entre fragmentos variaram em escalas maiores (variaram entre 1250 e 2000 m) (Figura 5).

Figura 5. Valores do coeficiente de determinação ( $R^2$ ) de cada escala para cada variável resposta e explicativa avaliada. Pontos preenchidos = escalas de efeito selecionadas. (Continua na próxima página).

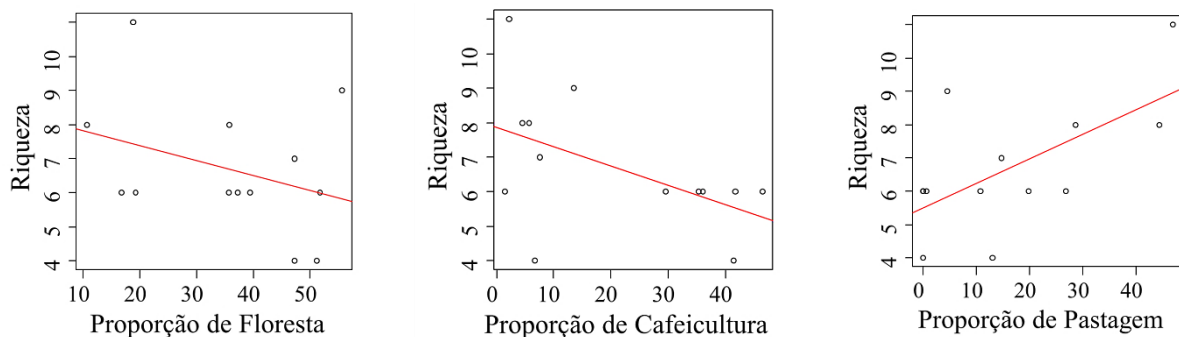


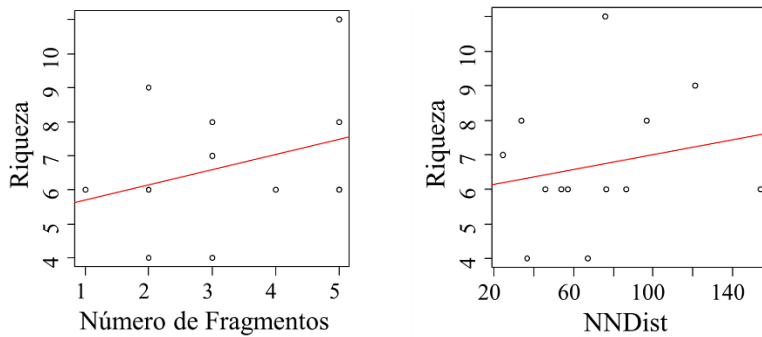


Fonte: Da autora (2019).

Além disso, verificamos que as proporções de floresta e de cafeicultura influenciaram a riqueza negativamente, enquanto a proporção de pastagem, número de fragmentos e distância média entre os fragmentos influenciaram a riqueza positivamente (Figura 6).

Figura 6. Gráficos de dispersão para a riqueza de espécies e variáveis de paisagem analisadas em suas respectivas escalas de efeito. (Continua na próxima página).





Fonte: Da autora (2019).

### 4.3 Respostas dos mamíferos às variáveis da paisagem

Após a seleção da escala de efeito das variáveis da paisagem para cada variável resposta, nós verificamos se elas apresentaram correlação entre si. Para a riqueza e composição de espécies, as variáveis proporção de floresta e proporção de pastagem foram correlacionadas (Pearsons'  $r = -0.78$ ; Pearsons'  $r = -0.73$ , respectivamente). Então para o modelo geral de riqueza de espécies, excluímos proporção de floresta (Tabela 2) e, para o modelo de composição, excluímos a proporção de pastagem (Tabela 3) devido ao critério adotado de excluir a variável não significativa ou com menor  $R^2$ . A variação na riqueza de espécies foi explicada apenas pela proporção de pastagem ( $R^2$  ajustado = 33%,  $P = 0.024$ ). Enquanto que a variação da composição de espécies foi explicada pela proporção de floresta ( $R^2 = 16\%$ ,  $P = 0.022$ ), proporção de café ( $R^2 = 11\%$ ,  $P = 0.142$ ) e a distância média entre os fragmentos ( $R^2 = 11\%$ ,  $P = 0.175$ ). As três variáveis juntas explicaram 17% da variação da composição de espécies. Porém, proporção de cafeicultura e distância média entre fragmentos não foram significativas ( $P > 0.05$ ), sugerindo que a inclusão dessas variáveis não acrescentou substancialmente poder de explicação no modelo.

Tabela 2. Teste sequencial do modelo linear baseado em distância para riqueza de espécies. Apenas variáveis não correlacionadas foram consideradas.

Variável (escala)	Adj R <sup>2</sup>	SS(trace)	Pseudo-F	P	R <sup>2</sup>	Cumul.	res.df
+Pastagem (250 m)	0.3344	17.455	7.0298	<b>0.024</b>	0.3899	0.3899	11

Legenda: Adj  $R^2$  = proporção da variação explicada ajustada pelo número de variáveis incluídas no modelo;  $R^2$  = proporção da variância explicada por cada variável; Cumul = proporção cumulativa da variância explicada por múltiplas variáveis; res.def = graus de liberdade dos resíduos; Pastagem = proporção de pastagem.

Fonte: Da autora (2019).

Tabela 3. Teste sequencial do modelo linear baseado em distância para composição de espécies. Apenas variáveis não correlacionadas foram consideradas.

Variável (escala)	Adj R <sup>2</sup>	SS(trace)	Pseudo-F	P	Prop.	Cumul.	res.df
+Floresta (750 m)	0.0816	4999.6	2.0668	<b>0.022</b>	0.15817	0.15817	11
+Cafecultura (500 m)	0.1226	3499.1	1.5141	0.142	0.1107	0.26887	10
+NNDist (2000 m)	0.1658	3333.7	1.5171	0.175	0.10547	0.37434	9

Legenda: Adj R<sup>2</sup> = proporção da variação explicada ajustada pelo número de variáveis incluídas no modelo; R<sup>2</sup> = proporção da variância explicada por cada variável; Cumul = proporção cumulativa da variância explicada por múltiplas variáveis; res.def = graus de liberdade dos resíduos; Floresta = proporção de floresta, Cafecultura = proporção de cafeicultura; NNDist = distância média entre os fragmentos.

Fonte: Da autora (2019).

## 5 DISCUSSÃO

Nós registramos um número de espécies consistente com as espécies da região, considerando principalmente que esse estudo não abrangeu Unidades de Conservação. Além disso, encontramos que as escalas de efeito variaram em relação as diferentes variáveis explicativas e respostas. As variáveis de composição da paisagem influenciaram mais a riqueza e a composição de espécies do que as variáveis de configuração, como esperávamos. Em adição, a variação na riqueza de espécies foi influenciada apenas pela proporção de pastagem na paisagem, enquanto que a variação na composição foi influenciada pela proporção de floresta. Entretanto, o efeito da pastagem na riqueza de espécies foi positivo, não corroborando a nossa última hipótese.

### 5.1 Riqueza de espécies

Nós registramos 67% das possíveis espécies presentes na região (SILVA; PASSAMANI, 2009; SANTOS et al., 2016; LAURINDO et al., 2017; ROSA; SOUZA, 2017; MELO-DIAS; PASSAMANI, 2018). Entretanto, a riqueza local em cada paisagem foi muito baixa quando comparada com a riqueza regional, com perdas de espécies de 38% a 78% entre as paisagens. As duas espécies com menor ocorrência (registradas em apenas uma paisagem), *Puma concolor* e *Chrysocyon brachyurus*, são espécies de grande porte, com grandes áreas de vida e

alta capacidade de deslocamento (MAZZOLLI; GRAIPEL; DUNSTONE, 2012; DE PAULA et al., 2013). Apesar de *Puma concolor* utilizar diferentes tipos de habitats e persistir em locais onde há intensa atividade antrópica, essa espécie é encontrada em baixas densidades populacionais em paisagens modificadas (MAZZOLLI, GRAIPEL; DUNSTONE, 2012; BOGONI et al., 2017). Já *Chrysocyon brachyurus* é uma espécie típica do Cerrado e utiliza diferentes fitofisionomias, como campos abertos, com vegetação arbustiva e áreas florestais não densas (RODDEN; RODRIGUES; BESTELMEYER, 2008). Assim, a baixa detecção dessa espécie pode ser devido a posição das armadilhas fotográficas em ambientes florestais. Em contrapartida, as espécies que apresentaram maiores frequências na área de estudo também são bem documentadas em paisagens fragmentadas e agrícolas (SILVA; PASSAMANI, 2009; DOTTA; VERDADE, 2011; MELO-DIAS; PASSAMANI, 2018; BECA et al., 2017; PARDO et al., 2018; LYRA-JORGE et al., 2008). De maneira geral, as espécies mais comuns em nossa amostragem são de ampla distribuição geográfica e dieta que abrange mais de um nível trófico (REIS et al., 2006). Essas características combinadas sugerem que estas espécies possuem baixos requerimentos de microhabitats quando comparadas com espécies de distribuição restrita ou hábito alimentar especializado.

## 5.2 Escalas de efeito

A composição e configuração da paisagem influenciam os processos ecológicos e podem ter diferentes efeitos dependendo da estrutura da comunidade e da escala analisada (MIGUET et al., 2016; SUÁREZ-CASTRO et al., 2018). Nossos resultados indicam que a escala de efeito varia em função das variáveis da paisagem. Isso porque, provavelmente, diferentes variáveis afetam diferentes dimensões dos requerimentos ecológicos dos organismos. Como, por exemplo, processos ecológicos como dinâmicas de metapopulação podem moldar as respostas ecológicas em escalas espaciais maiores que processos como competição, predação, disponibilidade de recursos e impactos antrópicos como caça (ARROYO-RODRÍGUEZ; MANDUJANO, 2009; MARSH et al., 2013). Além disso, uma variável independente pode representar diferentes processos para diferentes espécies, como por exemplo, a quantidade de determinada matriz agrícola pode inibir o deslocamento de espécies de interior de floresta (RICKETTS 2001, PREVEDELLO et al., 2016), porém, para espécies generalistas, a matriz pode funcionar como

um local de forrageio alternativo (EWERS; DIDHAM, 2006; CARYL; QUINE; PARK, 2012). Dessa maneira, a escala de efeito resultante da resposta de comunidades de espécies é a combinação da variação da influência que cada variável independente exerce em cada espécie.

Nós encontramos que as escalas de efeito de três variáveis foram selecionadas na menor escala (250 m para cobertura de pastagem para riqueza e composição de espécies) e na maior escala espacial avaliada (2000 m para distância média entre os fragmentos para composição de espécies). Jackson & Fahrig, (2015) argumentam que muitos estudos que consideram a abordagem multiescala avaliam a estrutura da paisagem em um intervalo restrito de escalas. Isso tem uma forte inferência quando a escala de efeito é a escala de maior ou menor tamanho avaliada, indicando que, talvez, outras escalas além das testadas possuem maior suporte (JACKSON; FAHRIG, 2015). Assim, seria importante testar um maior intervalo de escalas para confirmar o resultado encontrado neste estudo.

### **5.3 Respostas dos mamíferos às variáveis da paisagem**

Diferentes variáveis da paisagem influenciaram a riqueza e composição de espécies, evidenciando a importância de avaliar medidas diferentes para compreender o efeito da estrutura da paisagem na biodiversidade. A proporção de pastagem foi a única variável que explicou a variação na riqueza de espécies e a explicação dessa variável foi relativamente alta. Além disso, observamos uma tendência positiva entre a proporção de pastagem e riqueza de espécies. Apesar desse resultado encontrado ser contrário a hipótese de que quanto maior a quantidade de habitat maior a riqueza de espécies (FAHRIG, 2013) e diferente de outros estudos realizados em paisagens agrícolas (GHELER-COSTA et al., 2006; DOTTA; VERDADE, 2011; REGOLIN et al., 2017), nós acreditamos que pode ser por duas razões majoritárias: (1) favorecimento de espécies generalistas, de áreas abertas e/ou típicas do Cerrado, ou (2) devido à concentração de espécies nos poucos fragmentos remanescentes na paisagem.

Estudos têm mostrado que paisagens alteradas por processos antrópicos tendem a favorecer a ocorrência de espécies com baixa dependência de ecossistemas íntegros ou de interior de floresta (FERRAZ et al., 2007; VERDADE et al., 2011; CALVÃO et al., 2018). Mais de 50% das espécies registradas neste estudo são espécies com ampla distribuição geográfica, dieta variada e com alta capacidade de dispersão (REIS et al., 2006). Ou seja, espécies que conseguem

usar diferentes tipos habitats e que podem ser beneficiadas em paisagens modificadas (SÁNCHEZ-ZAPATA; CALVO, 1999). Além disso, alguns estudos também não encontraram uma relação entre a riqueza de espécies de mamíferos de médio e grande porte e a quantidade de habitat (BECA et al., 2017; PARDO et al., 2018) ou outros registraram uma alta riqueza de espécies em paisagens com forte influência urbana (DIAS; TEZORI; OLIVEIRA, 2012; MELO-DIAS; PASSAMANI, 2018) ou agrícola (DOTTA; VERDADE, 2011; GHELIER-COSTA et al., 2012 BECA et al., 2017). Dessa maneira, espécies com amplo nicho ecológico podem ser favorecidas por estas paisagens modificadas e, provavelmente, mantêm suas populações em ambientes fragmentados (GONZÁLEZ-SUÁREZ et al., 2013). Porém, enfatizamos que como nós não avaliamos a escala temporal das respostas dos mamíferos, nós não podemos afirmar se essas populações são viáveis a médio e longo prazo ou estão em processo de extinção (TILMAN et al., 1994).

Por outro lado, a relação positiva entre a riqueza de espécies e a proporção de pastagem na paisagem pode ser devido à concentração de espécies nos fragmentos remanescentes, uma vez que a proporção de pastagem é inversamente proporcional à de floresta. Além disso, nós verificamos, por exemplo, que a paisagem com maior número de espécies (paisagem P(e), APÊNDICE D) possui elevada proporção de pastagem e baixa frequência de indivíduos das espécies registradas. Consequentemente, o fragmento amostrado pode ser usado pelas espécies presentes na paisagem como local de forrageio, busca por parceiro reprodutivo ou como *stepping stones*, principalmente pelo fato de haver reduzida cobertura florestal na paisagem (FAHRIG; MERRIAM, 1994; SAMPAIO et al., 2010). Entretanto, seria ideal abranger um número maior de paisagens para confirmar esse resultado encontrado. No geral, espécies florestais com amplas áreas de vida, como é o caso da maioria dos mamíferos de médio e grande porte, que persistem em paisagens modificadas dependem dos fragmentos remanescentes presentes na paisagem (HOLT, 1996), evidenciando a importância de manter os pequenos fragmentos na paisagem (FAHRIG, 2017).

Além disso, a pastagem influenciou a riqueza de espécies na menor escala testada (250 m). Devido ao fato da pastagem ser uma matriz estruturalmente contrastante em relação à floresta e outras matrizes agroflorestais, as espécies devem perceber essa diferença em uma pequena escala. Desta forma, a porcentagem de pastagem pode influenciar a biodiversidade em pelo menos três maneiras. Primeiro, na capacidade de deslocamento das espécies entre os fragmentos.

A pastagem pode inibir diversas espécies de se deslocarem entre os fragmentos remanescentes (DOTTA; VERDADE, 2011), reduzindo a taxa de (re) colonização nos fragmentos e, conseqüentemente, aumentando a taxa de extinção (NEUSCHULZ et al., 2013; BOESING et al., 2018). Segundo, como a pastagem é uma matriz contrastante, ela interfere no microclima da floresta, afetando principalmente a borda das florestas (SAUNDERS, HOBBS, MARGULES, 1991), e esta influência é mais evidente em fragmentos pequenos, os quais são dominados por borda. Por último, a pastagem pode conferir um local alternativo para forrageio principalmente para espécies de áreas abertas e generalistas (EWERS; DIDHAM, 2006; CARYL, QUINE, PARK, 2012). A relação entre as espécies e os processos que a pastagem influencia depende da história de vida das espécies de interesse. Espécies generalistas terrestres, por exemplo, são mais propícias a cruzarem a pastagem (DOTTA; VERDADE, 2011), a não sentir o efeito de borda (ROSA et al., 2018) e a encontrarem recursos na própria matriz (CARYL, QUINE, PARK, 2012).

A composição de espécies respondeu de maneira diferente às variáveis da paisagem, indicando que a proporção de floresta, apesar de não explicar a variação na riqueza de espécies, ela explica parte da variação entre as comunidades amostradas. Além disso, a composição de espécies também respondeu à proporção de cafeicultura e à distância média entre os fragmentos, porém essas variáveis não foram significativas. Levins (1969, 1970), Hanski (1991), Hanski & Gyllenberg (1993) desenvolveram e aprimoraram a teoria de metapopulação a partir da analogia à teoria biogeografia de ilhas de MacArthur & Wilson (1967), onde o tamanho do fragmento e isolamento em uma paisagem terrestre corresponde ao tamanho e isolamento de ilhas oceânicas. Desde então, trabalhos sobre fragmentação de habitat englobam variáveis para representar essa analogia e explicar a relação entre espécie-área em ambientes continentais (HAILA, 2002; LAURANCE, 2008). Entretanto, devida atenção tem sido dada ao efeito das matrizes adjacentes aos fragmentos, uma vez que paisagens fragmentadas não são binárias como ilhas oceânicas (RICKETTS, 2001; ANDERSON; ROWCLIFFE; COWLISHAW, 2007). Porém, recentemente, Fahrig (2013) argumentou que ambos os efeitos do tamanho e isolamento do fragmento são moldados pelo efeito da área de amostragem. Ou seja, em uma paisagem de determinado tamanho, a quantidade de habitat florestal ao redor do fragmento florestal amostrado seria um melhor preditor para riqueza de espécies (FAHRIG, 2013) e outras respostas ecológicas (RABELO et al., 2019; GETISCH et al., 2019) do que tamanho e isolamento de fragmento



(FAHRIG, 2013). Além disso, Fahrig (2013) complementa que o efeito da matriz é secundário ao da quantidade de habitat e que a configuração da paisagem deve ter pouco ou nenhum efeito nas espécies. Apesar de não termos corroborado com essa hipótese para riqueza de espécies, para composição de espécies, nós verificamos que a proporção de floresta (*proxy* de quantidade de habitat), foi a variável com maior efeito, seguida da proporção de cafeicultura e por último pela distância média entre os fragmentos. Ou seja, para a composição de espécies, a quantidade de habitat é mais explicativa que variáveis relacionadas à matriz e configuração da paisagem, respectivamente.

A proporção de floresta influenciou a composição de espécies em uma escala intermediária (750 m). Alguns estudos encontraram que quantidade de habitat afeta as respostas ecológicas de comunidades de mamíferos de médio e grande porte em escalas menores (e.g. 100 m: ANDRADE-NÚÑEZ; AIDE, 2010) e maiores que 750 m (e.g. 5500m: RABELO et al., 2017; 3000: RABELO et al., 2019). Porém, essa variação se deve à diferença dos tipos de paisagem e das espécies presentes nas comunidades. Andrade-Núñez & Aide, (2010), por exemplo, amostraram as comunidades de mamíferos em paisagens agrícolas, indicando que apesar de algumas espécies utilizarem a matriz e percorrem longas distâncias, a quantidade de floresta é importante em escalas relativamente pequenas. Além disso, enfatizamos que generalizar uma escala para compreender a relação entre a biodiversidade e a paisagem pode levar a interpretações errôneas (JACKSON; FAHRIG, 2015).

## 6 CONCLUSÃO

Nossos resultados indicam que as paisagens locais compostas principalmente por matrizes de cafeicultura e pastagem estão com a diversidade de mamíferos terrestres de médio e grande porte depauperadas. Porém, a comunidade regional de espécies mantém uma diversidade maior de mamíferos de médio e grande porte. Dessa maneira, medidas de restauração florestal, conectividade estrutural e funcional e manejo de matrizes podem ser medidas efetivas para conectar populações, ampliar a disponibilidade de recursos e promover a integridade dos ecossistemas (MAGIOLI et al., 2016). Assim como, paisagens mais heterogêneas e estruturalmente mais complexas podem favorecer uma maior conectividade entre os fragmentos e aumentar a diversidade de espécies (PEROVIC et al., 2010). Além disso, o manejo da matriz

afim de contribuir para a conservação da biodiversidade é uma das principais estratégias para a permanência de espécies em paisagens modificadas (DRISCOLL et al., 2013). Contudo, o manejo de matrizes envolve aspectos econômicos e sociais, além dos ecológicos (PHALAN et al., 2011) e, por isso, é necessário uma abordagem interdisciplinar para que medidas de conservação sejam aplicadas e efetivas.

Nossos resultados também mostraram que variáveis de composição da paisagem foram mais importantes que as de configuração para ambas as variáveis respostas. Entretanto, as respostas foram influenciadas por variáveis diferentes, enfatizando que explorar diferentes respostas da biodiversidade pode ser importante para entender diferentes aspectos da influência da paisagem nas espécies. Nós encontramos que a pastagem influenciou positivamente a riqueza de mamíferos de médio e grande porte nas paisagens amostradas. Contudo, seria ideal avaliar um número maior de paisagens para confirmar se esse resultado é devido ao favorecimento de espécies generalistas e típicas do Cerrado. Diferentemente, a variação na composição de espécies foi explicada pela proporção de floresta na paisagem, indicando que a quantidade de habitat na paisagem influencia a presença de algumas espécies e, conseqüentemente, deve afetar a persistência dessas em paisagens modificadas.

Por fim, concluímos que a escala de efeito varia, principalmente, de acordo com a variável da paisagem amostrada. Assim, a escala espacial em que variáveis de composição e configuração da paisagem são medidas pode interferir na relação espécie-paisagem encontrada (JACKSON; FAHRIG, 2015). Por isso, nós enfatizamos a importância de futuros estudos sobre a relação entre a estrutura da paisagem e a biodiversidade considerarem uma abordagem multiescala e com um amplo intervalo de escalas. Considerar variáveis de composição e configuração da paisagem em uma escala espacial adequada permite ampliar nosso conhecimento sobre a relação entre a paisagem e a biodiversidade e assim aprimorar o manejo e medidas de conservação em paisagens modificadas.

## REFERÊNCIAS

ANDERSON, J., ROWCLIFFE, J.M., COWLISHAW, G., **Does the matrix matter? A forest primate in a complex agricultural landscape.** *Biological Conservation* 135: 212–222. 2007.

- ANDRADE-NÚÑEZ, M. J., & AIDE, T. M. **Effects of habitat and landscape characteristics on medium and large mammal species richness and composition in northern Uruguay.** *Zoologia* 27(6). 2010.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V. & MANDUJANO, S. **Conceptualization and measurement of habitat fragmentation from the primates' perspective.** – *International Journal of Primatology* 30: 497–514. 2009.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V. et al., **Spider monkeys in human-modified landscapes: the importance of the matrix.** *Tropical Conservation Science* 10: 1–13. 2017.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V., & FAHRIG, L. **Why is a landscape perspective important in studies of primates?** *American Journal of Primatology* 76: 901–909. 2014.
- BECA, G., et al, **High mammal species turnover in forest patches immersed in biofuel plantations.** *Biological Conservation* 210: 352–359. 2017.
- BELLO, et al., **Defaunation affects carbon storage in tropical forests.** *Science advances* 1: e1501105. 2015.
- BOESING, A. L., NICHOLS, E., & METZGER, J. P. **Land use type, forest cover, and forest edges modulate avian cross-habitat spillover.** *Journal of applied ecology* 55: 1252-1264. 2018.
- BOGONI, J. A., PIRES, J. S. R., GRAIPEL, M. E., PERONI, N., & PERES, C. A. **Wish you were here: How defaunated is the Atlantic Forest biome of its medium-to large-bodied mamma fauna?** *PloS one*, 13: e0204515. 2018.
- BRENNAN, J.M., BENDER, D.J., CONTRERAS, T.A. & FAHRIG, L. **Focal patch landscape studies for wildlife management: optimizing sampling effort across scales. Integrating landscape ecology into natural resource management** (ed. by J. Liu and W.W. Taylor), pp. 68–91. Cambridge University Press, Cambridge. 2002. In: Jackson, H. B. and Fahrig, L. Are ecologists conducting research at the optimal scale? – *Global Ecology and Biogeography* 24: 52–63. 2015.
- BRODIE, J. F., GIORDANO, A. J., & AMBU, L. **Differential responses of large mammals to logging and edge effects.** *Mammalian Biology* 80: 7-13. 2015.
- CALVÃO, L. B., et al. **Land use modifies Odonata diversity in streams of the Brazilian Cerrado.** *Journal of Insect Conservation*, 22: 675-685. 2018.
- CARYL, F. M., C. P. QUINE, & K. J. PARK. **Martens in the matrix: the importance of nonforested habitats for forest carnivores in fragmented landscapes.** *Journal of Mammalogy* 93:464-474. 2012.
- CHAO, A., et al. **Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies.** *Ecological Monographs*, 84, 45–67. 2014.

- CHAPMAN, C. A. & CHAPMAN, L. J. **Survival without dispersers: seedling recruitment under parents.** *Conservation Biology* 9:675-678. 1995.
- CHIARELLO, A.G. **Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil.** *Biological Conservation* 89: 71–82. 1999.
- CONAB (Companhia Nacional de Abastecimento). **Acompanhamento da safra brasileira de café**, v. 6 – Safra 2019, n. 1 - Primeiro levantamento, Brasília, p. 1-62. 2019.
- DANTAS A. A. A., CARVALHO L. G., FERREIRA E. **Classificação e tendências climáticas em Lavras, MG.** *Ciências Agrotécnicas* 31:1862-1866. 2007.
- DE KNEGT, H. J., et al. **Spatial autocorrelation and the scaling of species–environment relationships.** *Ecology* 91: 2455–2465. 2010.
- DE PAULA, R. C.; et al., **Avaliação do risco de extinção do lobo-guará *Chrysocyon brachyurus* (Illiger, 1815) no Brasil.** *Biodiversidade Brasileira* 3: 146-159. 2013.
- DIAS, W. A. F., TEZORI, R. F. F., OLIVEIRA, A. K. **Registro de mamíferos de médio e grande porte em dois fragmentos florestais no município de São Carlos, Estado de São Paulo.** *Multiciência, São Carlos*, 11: 277 – 293. 2012.
- DIDHAM, R. K. et al. **Rethinking the conceptual foundations of habitat fragmentation research.** *Oikos* 121,161–170. 2012.
- DOTTA, G., VERDADE, L. M. **Medium to large-sized mammals in agricultural landscapes of south-eastern Brazil.** *Mammalia* 75: 345-352. 2011.
- DRISCOLL, D. A., et al., **Conceptual domain of the matrix in fragmented landscapes.** *Trends in Ecology & Evolution* 28: 605-613. 2013.
- DUNNING, J. B., DANIELSON, B. J., & PULLIAM, H. R. **Ecological processes that affect populations in complex landscapes.** *Oikos*, 65: 169–175. 1992.
- ESTES, J. A. et al. **Trophic downgrading of planet Earth.** *Science* 333: 301-306. 2011.
- EWERS, R. M. & R. K. DIDHAM. **Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation.** *Biological Reviews* 81:117-142. 2006.
- FAHRIG L, Merriam G. **Conservation of Fragmented Populations.** *Conservation Biology* 8: 50–59. 1994.
- FAHRIG, L. **Effects of habitat fragmentation on biodiversity.** *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, 34, 487–515. 2003.
- FAHRIG, L. **Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis.** *Journal of Biogeography* 40: 1649–1663. 2013.
- FAHRIG, L. **Ecological responses to habitat fragmentation per se.** *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 48: 1–23. 2017.

- FAHRIG, L. et al. **Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes.** *Ecol. Lett.* 14: 101–112. 2011.
- FAHRIG, L., et al., **Is habitat fragmentation bad for biodiversity?** *Biological Conservation*, 230: 179-186. 2019.
- FERRAZ, K.M. et al. **Capibara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) distribution in agroecosystems: a cross-scale habitat analysis.** *Journal of Biogeography* 34: 223 – 230. 2007.
- FLETCHER JR, R. J., REICHERT, B. E., & HOLMES, K. **The negative effects of habitat fragmentation operate at the scale of dispersal.** *Ecology* 99: 2176-2186. 2018.
- GALÁN-ACEDO, C., ARROYO-RODRÍGUEZ, V., ESTRADA, A., & RAMOS-FERNÁNDEZ, G. **Drivers of the spatial scale that best predict primate responses to landscape structure.** *Ecography* 41: 1–11. 2018.
- GALETTI, M., et al. **Functional extinction of birds drives rapid evolutionary changes in seed size.** *Science* 340:1086-1090. 2013.
- GALINDO-LEAL, C., & CÂMARA, I. D. G. **Atlantic Forest hotspot status: an overview.** *The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook*, Island Press, 1: 3-11. 2003.
- GESTICH, C. C., et al. **Unraveling the scales of effect of landscape structure on primate species richness and density of titi monkeys (*Callicebus nigrifrons*).** *Ecological Research*, 34: 150-159. 2019.
- GHELER-COSTA, C., VETTORAZZI, C.A., PARDINI, R., VERDADE, L.M., **The distribution and abundance of small mammals in agroecosystems of southeastern Brazil.** *Mammalia* 76: 185–191. 2012.
- GONZÁLEZ-SUÁREZ, M., GÓMEZ, A., & REVILLA, E. **Which intrinsic traits predict vulnerability to extinction depends on the actual threatening processes.** *Ecosphere*, 4: 1-16. 2013.
- HAILA, Y. **A conceptual genealogy of fragmentation research: From island biogeography to landscape ecology.** *Ecological Applications*, 12: 321– 334. 2002.
- HANSKI I. **Habitat fragmentation and species richness.** *Journal of Biogeography* 42: 989–94. 2015.
- HANSKI, I. **Single-species metapopulation dynamics: concepts, models and observations.** *Biological Journal of the Linnean Society*, 42(1-2), 17-38. 1991. In: Begon, M., Townsend, C. R., & Harper, J. L. *Ecologia: de indivíduos a ecossistemas.* Artmed Editora. 2009.
- HANSKI, I. & GYLLENBERG, M. **Two general metapopulation models and the core-satellite species hypothesis.** *The American Naturalist*, 142(1), 17-41. 1993. In: Begon, M., Townsend, C. R., & Harper, J. L. *Ecologia: de indivíduos a ecossistemas.* Artmed Editora. 2009.

- HOLLAND, J. D., BERT, D. G., & FAHRIG, L. **Determining the spatial scale of species' response to habitat.** *Bioscience*, 54: 227-233. 2004.
- HOLT, R. D. **Food webs in space: an island biogeographic perspective.** Pages 313–323. *Food webs*. Chapman and Hall, New York, New York, USA. 1996. In: Tschamntke, T. , Steffan-Dewenter, I. , Kruess, A. & Thies, C. Contribution of small habitat fragments to conservation of insect communities of grassland–cropland landscapes. *Ecological Applications*, 12: 354-363. 2002.
- HSIEH, T. C., MA, K. H., & CHAO, A. **iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers).** *Methods in Ecology and Evolution*, 7: 1451-1456. 2016.
- JACKSON, H. B. & FAHRIG, L. **Are ecologists conducting research at the optimal scale?** *Global Ecology and Biogeography* 24: 52–63. 2015.
- JACKSON, H. B., & FAHRIG, F. **What size is a biologically relevant landscape?** *Landscape Ecology*, 27, 929–941. 2012.
- KISSINGER, G., HEROLD, M., DE SY, V. **Drivers of Deforestation and Forest Degradation: A Synthesis Report for REDD+ Policymakers.** Lexeme Consulting, Vancouver. 2012.
- KUPFER J. A. MALANSON G. P. FRANKLIN S. B. **Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation.** *Global Ecology and Biogeography* 15:8–20. 2006.
- LANG S., BLASCHKE T. **Análise da paisagem com SIG.** Oficina de textos. p.289, São Paulo. 2009.
- LAURANCE, W. **Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory.** *Biological Conservation*, 141: 1731– 1744. 2008.
- LAURANCE, WILLIAM F. **Conserving the hottest of the hotspots.** *Biological Conservation*. 142: 1137. 2009.
- LAURINDO, R. D. S. et al. **Mammals in forest remnants of an ecotonal Atlantic Forest-Cerrado area from southeastern Brazil.** *Neotropical Biology and Conservation*, 12: 19–29. 2017.
- LEGENDRE P, ANDERSON MJ. **Distance-based redundancy analysis: testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments.** *Ecological Monographs* 69:1-24. 1999.
- LEMOES, M. B., GALINARI, R., CAMPOS, B., BIASI, E.; SANTOS, F. **Tecnologia, especialização regional e produtividade: um estudo da pecuária leiteira em Minas Gerais.** *Revista de Economia e Sociologia Rural* 41: 117-138. 2003.
- LEVINS, R. **Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control.** *American Entomologist*, 15(3), 237-240. In: Begon, M., Townsend, C. R., & Harper, J. L. 2009. *Ecologia: de indivíduos a ecossistemas.* Artmed Editora. 1969.

- LYRA-JORGE, M. C. et al., **Influence of multi-scale landscape structure on the occurrence of carnivorous mammals in a human-modified savanna, Brazil.** *European Journal of Wildlife Research* 56: 359-368. 2010.
- MACARTHUR, R. H. & WILSON, E. O. **The Theory of Island Biogeography.** Princeton University Press, Princeton NJ. In: Begon, M., Townsend, C. R., & Harper, J. L. 2009. *Ecologia: de indivíduos a ecossistemas.* Artmed Editora. 1967.
- MAGIOLI, M., et al. **Connectivity maintain mammal assemblages functional diversity within agricultural and fragmented landscapes.** *European Journal of Wildlife Research* 62: 431–447. 2016.
- MARSH, C. et al. **Effects of fragment and vegetation structure on the population abundance of *Ateles hybridus*, *Alouatta seniculus* and *Cebus albifrons* in Magdalena Valley, Colombia.** *Folia Primatológica* 87: 17–30. 2016.
- MARTIN, A. E. **The spatial scale of a species' response to the landscape context depends on which biological response you measure.** *Current Landscape Ecology Reports* 3: 23–33. 2018.
- MARTIN, A. E., & FAHRIG, L. **Measuring and selecting scales of effect for landscape predictors in species–habitat models.** *Ecological Applications*, 22: 2277-2292. 2012.
- MAZZOLLI, M., GRAIPEL, M. E., & DUNSTONE, N. **Mountain lion depredation in southern Brazil.** *Biological Conservation* 105: 43-51. 2002.
- MCARDLE B. H, ANDERSON M. J. **Fitting multivariate models to community data: a comment on distance-based redundancy analysis.** *Ecology* 82: 290-297. 2001.
- MCGARIGAL K, CUSHMAN S.A. **Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects.** *Ecological Application* 12: 335–45. 2002.
- MELO-DIAS, M., & PASSAMANI, M. **Mamíferos de médio e grande porte no campus da Universidade Federal de Lavras, sul do estado de Minas Gerais, Brasil.** *Oecologia Australis*, 22(3). 2018.
- METZGER J. P. **O que é ecologia de paisagens?** *Biota Neotropica*. 1:1-9. 2001.
- MIGUET, P., JACKSON, H. B., JACKSON, N. D., MARTIN, A. E., & FAHRIG, L. **What determines the spatial extent of landscape effects on species?** *Landscape Ecology*, 31: 1177–1194. 2016.
- MILLER B. et al. **The importance of large carnivores to healthy ecosystems.** *Endangered Species Update* 18:202 –210. 2001.
- MYERS, N., et al. **Biodiversity hotspots for conservation priorities.** *Nature* 403: 853–858. 2000.
- NEUSCHULZ, E. L., M. BROWN, & N. FARWIG. **Frequent bird movements across a highly fragmented landscape: the role of species traits and forest matrix.** *Animal Conservation* 16:170-179. 2013.

- PARDO, L. E., CAMPBELL, M. J., EDWARDS, W., CLEMENTS, G. R., & LAURANCE, W. F. **Terrestrial mammal responses to oil palm dominated landscapes in Colombia.** PloS one 13: e0197539. 2018.
- PEROVIC, D. J., G. M. GURR, A. RAMAN, & H. I. NICOL. **Effect of landscape composition and arrangement on biological control agents in a simplified agricultural system: A cost-distance approach.** Biological Control 52:263-270. 2010.
- PHALAN, B., ONIAL, M., BALMFORD, A., & GREEN, R. E. **Reconciling food production and biodiversity conservation: land sharing and land sparing compared.** Science 333: 1289-1291. 2011.
- PI-KATO, Breno. **História do café em Minas Gerais. São Paulo.** Centro Do Comércio de Café do Estado de Minas Gerais. Disponível em: <http://cccmg.com.br/historia-do-cafe-em-minas-gerais/#comment-237>. 2016.
- PREVEDELLO, J. A., N. J. GOTELLI, & J. P. METZGER. **A stochastic model for landscape patterns of biodiversity.** Ecological Monographs 86:462-479. 2016.
- PRUGH LR, HODGES KE, SINCLAIR ARE, BRASHARES JS. **Effect of habitat area and isolation on fragmented animal populations.** PNAS 105:20770–75. 2008.
- RABELO, R. M., ARAGÓN, S., BICCA-MARQUES, J. C., & NELSON, B. W. **Habitat amount hypothesis and passive sampling explain mammal species composition in Amazonian river islands.** Biotropica, 51: 84-92. 2019.
- RABELO, R. M., BICCA-MARQUES, J. C., ARAGÓN, S., & NELSON, B. W. **Are fluvial islands “real” islands for arboreal mammals? Uncovering the effect of patch size under the species–area relationship.** Journal of Biogeography 44: 1802-1812. 2017.
- REDFORD, K. H.. **The empty forest.** BioScience 42: 412–422. 1992
- REGOLIN, A. L., et al. **Forest cover influences occurrence of mammalian carnivores within Brazilian Atlantic Forest.** Journal of Mammalogy 98: 1721-1731. 2017.
- REIS, N.R.; PERACCHI, A.L.; PEDRO, W.A. & LIMA, I.P. **Mamíferos do Brasil.** Londrina. 437p. 2006.
- RIBEIRO, M.C., et al., **The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation.** Biological Conservation 142: 1141–1153. 2009.
- RICKETTS, T. H. **The matrix matters: Effective isolation in fragmented landscapes.** The American Naturalist 158:87-99. 2001.
- RODDEN, M.; RODRIGUES, F. & BESTELMEYER, S. **Chrysocyon brachyurus.** 2008. In: IUCN 2012.
- ROSA, C. A., & SOUZA, A. C. **Large and medium-sized mammals of Nova Baden State Park, Minas Gerais, Brazil.** Check List 13: 1–6. 2017.



- ROSA, C. A., SECCO, H., CARVALHO, N., MAIA, A. C., & BAGER, A. **Edge effects on small mammals: Differences between arboreal and ground-dwelling species living near roads in Brazilian fragmented landscapes.** *Austral Ecology*, 43: 117-126. 2018.
- SAMPAIO R, LIMA AP, MAGNUSSON W, PERES CA. **Long-term persistence of midsized to large-bodied mammals in Amazonian landscapes under varying contexts of forest cover.** *Biodiversity & Conservation* 19: 2421–2439. 2010.
- SÁNCHEZ-ZAPATA, J. A., & CALVO, J. F. **Raptor distribution in relation to landscape composition in semi-arid Mediterranean habitats.** *Journal of Applied Ecology* 36: 254-262. 1999.
- SANTOS, K. K., PACHECO, G. S. M., & PASSAMANI, M. **Medium-sized and large mammals from Quedas do Rio Bonito Ecological Park, Minas Gerais, Brazil.** *Check List*, 12: 1–8. 2016.
- SAUNDERS, D. A., R. J. HOBBS, & C. R. MARGULES. **Biological consequences of ecosystem . fragmentation - a review.** *Conservation Biology* 5:18-32. 1991.
- SCHIFFLER G. **Fatores determinantes da riqueza local de espécies de Scarabaeidae (Insecta: Coleoptera) em fragmentos de Floresta Estacional Semidecídua.** In: Dissertação de Mestrado em Agronomia/Concentração em Entomologia. Lavras: Universidade Federal de Lavras, 68 p. 2003.
- SHAFIEI, M., A. MOCZEK, & H. NIJHOUT. **Food availability controls the onset of metamorphosis in the dung beetle *Onthophagus taurus* (Coleoptera:Scarabaeidae).** *Physiological Entomology* 26:173-180. 2001.
- SILVA, L. D., & M. PASSAMANI. **Mamíferos de médio e grande porte em fragmentos florestais no município de Lavras, MG.** *Revista Brasileira de Zoociências*, 11: 137–144. 2009.
- SLADE, E. M., D. J. MANN, J. F. VILLANUEVA, & O. T. LEWIS. **Experimental evidence for the effects of dung beetle functional group richness and composition on ecosystem function in a tropical forest.** *Journal of Animal Ecology*, 76: 1094-1104. 2007.
- SMITH, C.D., PONTIUS, J.S. **Jackknife estimator of species richness with S-PLUS.** *Journal of Statistical Software* 15: 1–12. 2006.
- SMITH, D. W.; PETERSON, R. O.; HOUSTON, D. B. **Yellowstone after Wolves.** *BioScience*, 53: 330 – 340. 2003.
- SRBEK-ARAÚJO, A. C., & CHIARELLO, A. G. **Is camera-trapping an efficient method for surveying mammals in Neotropical forests? A case study in south-eastern Brazil.** *Journal of Tropical Ecology* 21: 121-125. 2005.
- STRASSBURG, B. B. N., et al. **Moment of truth for the Cerrado hotspot.** *Nature Ecology & Evolution* 1: 0099. 2017.

SUÁREZ-CASTRO, A. F., et al. **The scale-dependent role of biological traits in landscape ecology: A review.** *Current Landscape Ecology Reports* 3: 12–22. 2018.

SUTHERLAND, G., HARESTAD, A., PRICE, K., AND LERTZMAN, K. P. **Scaling of natal dispersal distances in terrestrial birds and mammals.** *Conservation Ecology* 4: 16. 2000.

TERBORGH, J., et al. **Ecological meltdown in predator-free forest fragments.** *Science* 294:1923-1926. 2001.

TILMAN, D., MAY, R.M., LEHMAN, C.L., NOWAK, M.A. **Habitat destruction and the extinction debt.** *Nature* 371: 65–66. 1994.

TSCHARNTKE, T. et al. **Landscape moderation of biodiversity patterns and processes – eight hypotheses.** *Biological Review* 87: 661–685. 2012.

VILLARDM-A, METZGER JP. **Beyond the fragmentation debate: a conceptual model to predict when habitat configuration really matters.** *Journal of Applied Ecology* 51:309–18. 2014.

WOTTON ,D. M. & KELLY, D. **Frugivore loss limits recruitment of large-seeded trees.** *Proceedings of the Royal Society* 278:3345-3354. 2011.

WRIGHT, S. J. MULLER-LANDAU, H.C. **The Future of Tropical Forest Species.** *Biotropica: The Journal of Biology and Conservation* 38: 443–445. 2006.

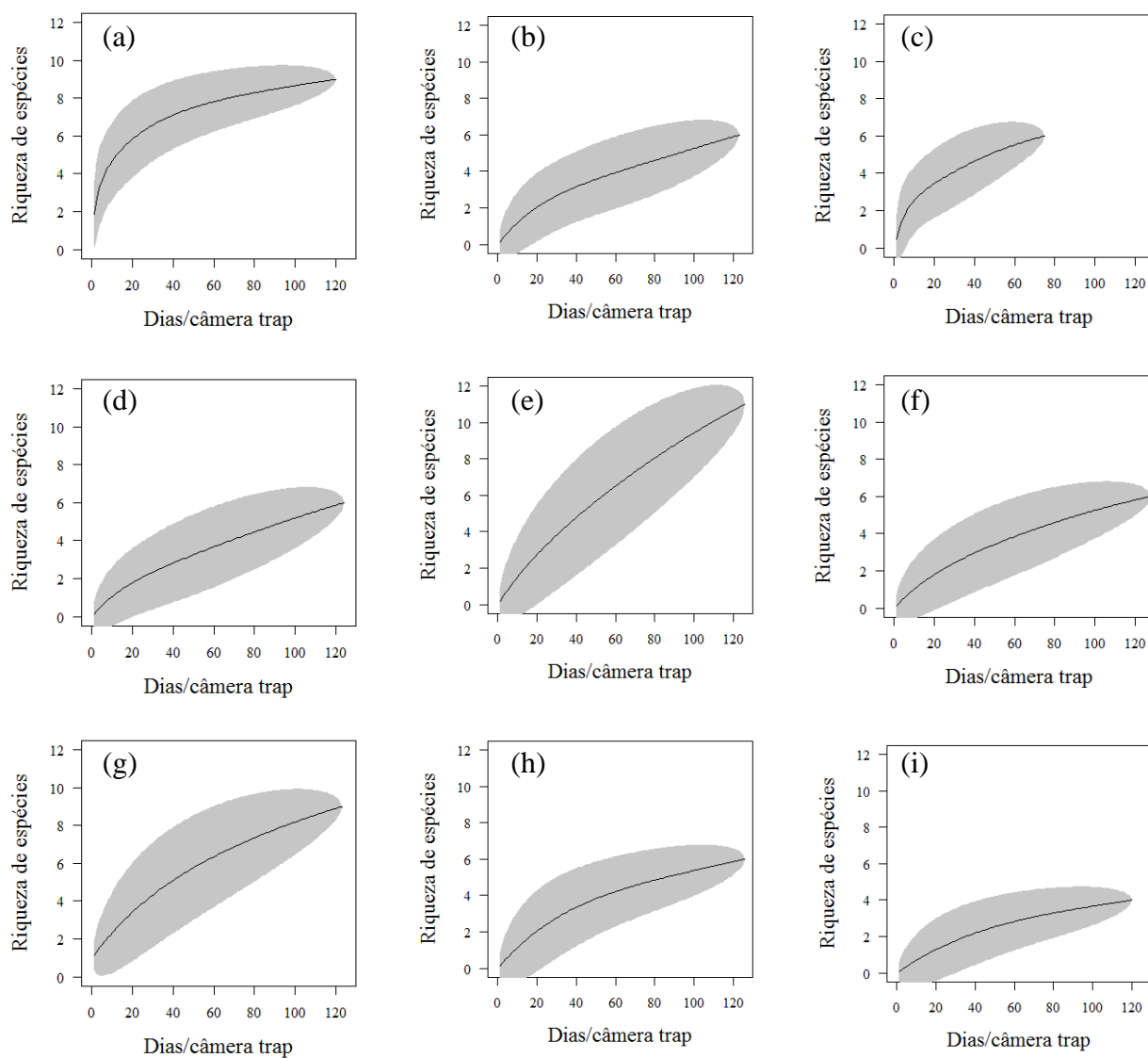
## APÊNDICE A

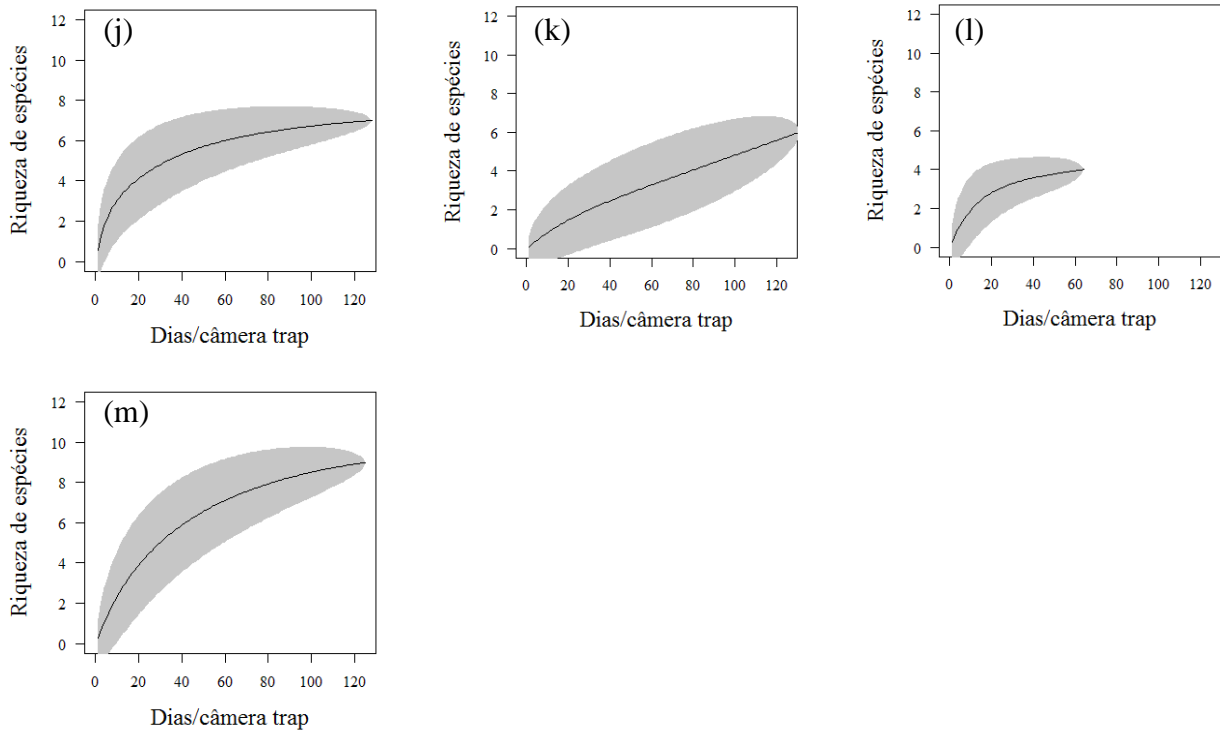
Tabela S1. Lista de espécies de mamíferos de médio e grande porte registradas pela câmera trap. Na coluna classificação, A: espécie arborícola; E: espécie exótica; F: espécie florestal; NF: espécie não florestal. Núm ocorrência = número de paisagens que cada espécie foi registrada.

Taxon	Nome popular
<b>ARTIODACTYLA</b>	
<i>Bos taurus</i> (Linnaeus, 1758)	Gado
<i>Sus scrofa</i> (Linnaeus, 1758)	Javali
<b>CARNIVORA</b>	
<i>Canis familiaris</i> (Linnaeus, 1758)	Cachorro doméstico
<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1766)	Cachorro-do-mato
<i>Chrysocyon brachyurus</i> (Illiger, 1815)	Lobo-guará
<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)	Irara
<i>Leopardus guttulus</i> (Hensel, 1872)	Gato-do-mato-pequeno
<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	Jaguaririca
<i>Nasua nasua</i> (Linnaeus, 1766)	Quati
<i>Procyon cancrivorus</i> (G. Cuvier, 1798)	Mão-pelada
<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)	Onça-parda
<i>Puma yagouaroundi</i> (E. Geoffroy, 1803)	Jaguarundi
<b>CERVIDAE</b>	
<i>Mazama</i> sp.	Veado
<b>CINGULATA</b>	
<i>Cabassous tatouay</i> (Desmarest, 1804)	Tatu-de-rabo-mole
<i>Dasypus novemcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	Tatu-galinha
<b>DIDELPHIMORPHIA</b>	
<i>Didelphis albiventris</i> (Lund, 1840)	Gambá-de-orelha-branca
<i>Didelphis aurita</i> (Wied-Neuwied, 1826)	Gambá-de-orelha-preta
<b>PERISSODACTYLA</b>	
<i>Equus caballus</i> (Linnaeus, 1758)	Cavalo doméstico
<b>PILOSA</b>	
<i>Myrmecophaga tridactyla</i> (Linnaeus, 1758)	Tamanduá-bandeira
<i>Tamandua tetradactyla</i> (Linnaeus, 1758)	Tamanduá-mirim
<b>PRIMATES</b>	
<i>Callithrix penicillata</i> (E. Geoffroy, 1812)	Sagui-do-tufo-preto
<i>Sapajus nigritus</i> (Goldfuss, 1809)	Macaco-prego
<b>RODENTIA</b>	
<i>Cuniculus paca</i> (Linnaeus, 1766)	Paca
<i>Sylvilagus brasiliensis</i> (Linnaeus, 1758)	Tapeti

## APÊNDICE B

Figura S1. Curvas de acumulação de espécies para cada paisagem amostrada. (Continua na próxima página).





Fonte: Da autora (2019).

Tabela S2. Valores da riqueza observada e estimada pelo estimador Jackknife 1.

Paisagem	Riqueza observada	Riqueza estimada	Erro Padrão
P(a)	9	10.98	1.40
P(b)	6	9.97	1.98
P(c)	6	7.97	1.40
P(d)	6	9.97	1.98
P(e)	11	17.94	2.98
P(f)	6	8.98	1.72
P(g)	9	12.97	1.98
P(h)	6	8.98	1.72
P(i)	4	5.98	1.40
P(j)	7	7.99	0.99
P(k)	6	10.96	2.22
P(l)	4	4.98	0.98
P(m)	9	10.98	1.40

## APÊNDICE C

Tabela S3. Valores do teste marginal dos modelos lineares baseados em distância para a riqueza e composição de espécies de cada escala selecionada para cada variável. Valores significativos em negrito.  $R^2$  = proporção da variação explicada por cada modelo.

Variáveis	Escala	SS	Pseudo-F	P	$R^2$
<i>Riqueza de espécies</i>					
Floresta	500	5.198	1.445	0.263	0.116
Cafeicultura	1500	11.437	3.774	0.083	0.255
Pastagem	250	17.455	7.03	<b>0.024</b>	0.39
NP	500	4.909	1.355	0.288	0.11
NNDist	1250	1.936	0.497	0.519	0.043
<i>Composição de espécies</i>					
Floresta	750	4999.6	2.067	<b>0.024</b>	0.158
Cafeicultura	500	3549.1	1.391	0.18	0.112
Pastagem	250	3154	1.219	0.286	0.1
NP	500	3717.1	1.466	0.149	0.118
NNDist	2000	4846.3	1.992	<b>0.024</b>	0.153

## APÊNDICE D

Tabela S4. Frequência de registros fotográficos para cada espécie em cada paisagem amostrada. Núm ocorrência = número de paisagens que cada espécie foi registrada; Riqueza total = número de espécies total, considerando as arborícolas e exóticas.

Espécies	P(a)	P(b)	P(c)	P(d)	P(e)	P(f)	P(g)	P(h)	P(i)	P(j)	P(k)	P(l)	P(m)	Núm. ocorrência
<i>Bos taurus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	100	2
<i>Cabassous tatouay</i>	1	1	0	1	0	1	0	5	0	3	1	0	0	7
<i>Callithrix penicillata</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Canis familiaris</i>	4	0	5	3	2	1	0	0	2	1	0	0	6	8
<i>Cerdocyon thous</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	39	0	0	3	3
<i>Chrysocyon brachyurus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	1
<i>Cuniculus paca</i>	52	0	2	0	0	0	0	5	0	0	0	0	2	4
<i>Dasybus novemcinctus</i>	8	6	1	0	2	1	6	0	4	6	0	5	0	9
<i>Didelphis albiventris</i>	0	0	2	1	0	0	2	0	5	2	0	8	0	6
<i>Didelphis aurita</i>	73	7	24	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	4
<i>Eira barbara</i>	8	0	0	1	1	2	1	3	0	0	1	0	1	8
<i>Equus caballus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13	1
<i>Leopardus guttulus</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	2
<i>Leopardus pardalis</i>	0	1	0	0	1	2	4	1	1	1	0	1	5	9
<i>Mazama sp.</i>	0	0	14	1	8	0	1	0	0	0	0	0	1	5
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	0	0	0	0	2	0	0	0	0	6	1	0	7	4
<i>Nasua nasua</i>	1	0	0	10	1	9	2	1	0	0	8	3	2	9
<i>Procyon cancrivorus</i>	4	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Puma concolor</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1
<i>Puma yagouaroundi</i>	3	2	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	4
<i>Sapajus nigritus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Sus scrofa</i>	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	0	0	0	0	1	0	1	0	0	22	0	0	0	3
<i>Tamandua tetradactyla</i>	0	0	1	0	1	0	0	1	1	0	1	0	0	5
<b>Riqueza total</b>	11	6	8	6	12	7	8	6	7	8	6	4	11	.