



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS**  
**INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E**  
**EVOLUÇÃO**



Alexandre Ramos Bastos Lage

**EFEITOS DA FRAGMENTAÇÃO DE HABITAT SOBRE A COMUNIDADE DE**  
**MAMÍFEROS DO MÉDIO ARAGUAIA: ASPECTOS TEÓRICOS, DESCRITIVOS**  
**E CONSERVACIONISTAS**

Orientador: Fabiano Rodrigues de Melo

GOIÂNIA - GO  
JUNHO – 2011

UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS  
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E EVOLUÇÃO

Alexandre Ramos Bastos Lage

**EFEITOS DA FRAGMENTAÇÃO DE HABITAT SOBRE A COMUNIDADE DE  
MAMÍFEROS DO MÉDIO ARAGUAIA: ASPECTOS TEÓRICOS, DESCRITIVOS  
E CONSERVACIONISTAS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Goiás, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Ecologia e Evolução para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientador: Fabiano Rodrigues de Melo

GOIÂNIA – GO  
JUNHO – 2011

ALEXANDRE RAMOS BASTOS LAGE

**EFEITOS DA FRAGMENTAÇÃO DE HABITAT SOBRE A COMUNIDADE DE  
MAMÍFEROS DO MÉDIO ARAGUAIA: ASPECTOS TEÓRICOS, DESCRITIVOS  
E CONSERVACIONISTAS**

APROVADA:

**Dra. Natália Mundim Tôrres**

Membro Externo

**Dr. Daniel de Brito Candido da Silva**

Membro Interno

**Dr. Fabiano Rodrigues de Melo**

Orientador

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação na (CIP)  
GPT/BC/UFG**

L174e Lage, Alexandre Ramos Bastos.  
Efeitos da fragmentação de habitat sobre a comunidade de mamíferos do Médio Araguaia: aspectos teóricos, descritivos e conservacionistas [manuscrito] / Alexandre Ramos Bastos Lage. - 2011.

xv, 74 f. : figs, tabs.

Orientador: Prof. Dr. Fabiano Rodrigues de Melo.  
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Goiás, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, 2011.

Bibliografia.

Inclui lista de figuras e tabelas.

1. Fragmentação de habitat 2. Mamíferos 3. Massa Corporal Média I. Título.

CDU: 599(817.3)

“Que a melhor opção não seja a última!”  
(Sérgio Afonso de Almeida)

## AGRADECIMENTOS

Agradeço à minha família pelo apoio e compreensão, durante todo o tempo, e principalmente nos últimos meses do curso de mestrado, que exigiram grande quantidade de tempo com leituras e escritas, o que muitas vezes me impediu de estar presente em encontros e viagens.

Aos amigos biólogos, pelas discussões a respeito dos “rumos” do trabalho, desde seu início como idéia, e posteriormente, na condução da pesquisa, e na produção do trabalho final.

Aos amigos não biólogos, que mesmo não ajudando em nada diretamente, sempre torceram para que tudo desse certo.

Ao meu orientador no início, e agora amigo, Fabiano Rodrigues de Melo, que com sua vocação conservacionista e política, me transmitiu a convicção de que, nós ecólogos, por sermos os maiores conhecedores de causa, temos a grande responsabilidade de produzir conhecimento útil à preservação do ambiente natural, que tanto nos intriga e dá contentamento.

Aos amigos que ajudaram nos trabalhos de campo, Humberto Caiado Azevedo, Cláudio Thiago Marques, Mariana Mustafé Matteucci, Joanna Marquardt e Paulo Vítor dos Santos Bernardo, que dividiram dias difíceis em campo, mas também dias de puro ócio contemplativo à beira do Araguaia.

Aos colegas e professores do curso de Ecologia e Evolução, principalmente os mais entusiasmados com a ciência e a ecologia, estes me mantiveram motivados durante o curso.

Ao Instituto Onça-Pintada (IOP), pelo empréstimo das armadilhas fotográficas e custeio inicial do projeto, sem os quais seria impossível a coleta de dados em campo. Principalmente ao Leandro Silveira, Anah Tereza de Almeida Jácomo, Marina Zanin Gregorini e Natália Mundim Tôrres, que tanto contribuíram e incentivaram o trabalho desde o início.

À Analice Maria Calaça, que deu importantes contribuições ao trabalho e cedeu os dados de sua pesquisa no Araguaia, que ao mesmo tempo baseou e complementou o meu trabalho.

Ao Daniel de Brito Candido da Silva e a Natália Mundim Torrês, por aceitarem prontamente a comporem a banca avaliadora.

Ao amigo Diogo Silva Pena, que ajudou na análise das imagens de satélite e na confecção dos mapas utilizados.

Ao Sr. José Vanderley Cambuim, do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), que ajudou bastante durante os trabalhos de campo, realizando o primeiro contato com os proprietários de terra do município de São Miguel do Araguaia, para que as câmeras fossem instaladas e mantidas em suas terras.

Ao Sr. Gabriel, ex-caçador e grande conhecedor do Rio Araguaia, principalmente de sua mastofauna, que muito ensinou a todos que participaram dos trabalhos de campo, e também aprendeu um pouco, a observar a mastofauna com um olhar científico e conservacionista.

## **SUMÁRIO**

|                                                                                                                                                                           |             |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------|
| <b>LISTA DE FIGURAS</b>                                                                                                                                                   | <b>vii</b>  |
| <b>LISTA DE TABELAS</b>                                                                                                                                                   | <b>viii</b> |
| <b>CAPÍTULO 1: Caracterização da comunidade de mamíferos de médio e grande porte do município de São Miguel do Araguaia (Goiás) com uso de armadilhamento fotográfico</b> |             |
| <b>RESUMO</b>                                                                                                                                                             | <b>2</b>    |
| <b>INTRODUÇÃO</b>                                                                                                                                                         | <b>3</b>    |
| <b>METODOLOGIA</b>                                                                                                                                                        | <b>7</b>    |
| Área de estudo                                                                                                                                                            | 7           |
| Coleta de dados                                                                                                                                                           | 10          |
| <b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b>                                                                                                                                             | <b>12</b>   |
| Riqueza e composição da comunidade                                                                                                                                        | 12          |
| Sazonalidade                                                                                                                                                              | 14          |
| Sucesso de captura                                                                                                                                                        | 14          |
| Período de atividade das espécies                                                                                                                                         | 15          |
| <b>CONSIDERAÇÕES FINAIS</b>                                                                                                                                               | <b>19</b>   |
| Conservação de mamíferos em São Miguel do Araguaia                                                                                                                        | 19          |
| Armadilhamento fotográfico                                                                                                                                                | 20          |
| <b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>                                                                                                                                         | <b>22</b>   |
| <b>CAPÍTULO 2: Análise das distribuições de abundâncias relativas de mamíferos como ferramenta de avaliação e planejamento de paisagens</b>                               |             |
| <b>RESUMO</b>                                                                                                                                                             | <b>27</b>   |
| <b>INTRODUÇÃO</b>                                                                                                                                                         | <b>28</b>   |
| <b>MODELO CONCEITUAL DA ANÁLISE</b>                                                                                                                                       | <b>32</b>   |
| <b>ESTUDO DE CASO</b>                                                                                                                                                     | <b>39</b>   |
| Área de estudo e coleta de dados                                                                                                                                          | 39          |
| Análise de Dados                                                                                                                                                          | 43          |
| Resultados                                                                                                                                                                | 44          |
| <b>DISCUSSÃO</b>                                                                                                                                                          | <b>49</b>   |
| Aplicabilidade da análise                                                                                                                                                 | 49          |
| São Miguel do Araguaia e Aruanã                                                                                                                                           | 52          |
| Incorporando realismo e precisão à análise                                                                                                                                | 53          |
| <b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>                                                                                                                                         | <b>55</b>   |
| <b>ANEXO</b>                                                                                                                                                              | <b>59</b>   |

## LISTA DE FIGURAS

### CAPÍTULO I

**Figura 1** Localização do município de São Miguel do Araguaia, Goiás – pág. 8

**Figura 2** Localização dos fragmentos amostrados (1 a 12) em São Miguel do Araguaia, Goiás. A imagem indica os limites entre os fragmentos florestais e a matriz de habitat alterado. O tom de cinza mais claro indica matriz de habitat alterado enquanto o tom mais escuro indica os fragmentos amostrados. O tom intermediário de cinza indica outros fragmentos florestais da paisagem que não foram amostrados – pág. 9

### CAPÍTULO 2

**Figura 1** Paisagem fragmentada com alto grau de conectividade. Representação extrema, onde a utilização da paisagem não é determinada pelo tamanho corporal e todas as espécies se deslocam entre os fragmentos e percebem a paisagem como sendo contínua. Pontos pequenos representam espécies de menor porte e pontos grandes espécies de maior porte – pág. 34

**Figura 2** Paisagem fragmentada com baixo grau de conectividade. Representação extrema, onde nenhuma espécie consegue se deslocar na paisagem, ficando confinadas em seus fragmentos. Neste caso, também se pode esperar aumento da Massa Corporal Média com aumento da área, porém não devido a dinâmica de utilização da paisagem pelas espécies de diferentes tamanho corporais, como é feito pela análise proposta; mas simplesmente porque apenas os fragmentos maiores oferecem condições à sobrevivência de espécies de maior porte. Pontos pequenos representam espécies de menor porte e pontos grandes espécies de maior porte – pág. 35

**Figura 3** Paisagem fragmentada com moderado grau de conectividade. Representação mais comum e realista, onde a utilização da paisagem por diferentes espécies será determinada pelo tamanho corporal. Pontos pequenos representam espécies de menor porte e pontos grandes espécies de maior porte – pág. 35

**Figura 4** Localização dos municípios de São Miguel do Araguaia e Aruanã – pág. 39

**Figura 5** Localização dos fragmentos amostrados em São Miguel do Araguaia-GO (1) e Aruanã-GO (2) – pág. 42

**Figura 6** Regressão linear entre Massa Corporal Média e a área dos fragmentos para São Miguel do Araguaia e Aruanã ( $R^2=0,692$ ;  $p<0,0003$ ;  $n=14$ ) – pág. 45

**Figura 7** Regressão linear entre Massa Corporal Média e a área dos fragmentos para São Miguel do Araguaia ( $R^2=0,752$ ;  $p<0,003$ ;  $n=9$ ) – pág. 46

**Figura 8** Regressão linear entre Massa Corporal Média e a área dos fragmentos para Aruanã ( $R^2=0,92$ ;  $p<0,01$ ;  $n=5$ ) – pág. 46

## LISTA DE TABELAS

### CAPÍTULO I

**Tabela 1** Composição da comunidade de mamíferos de médio e grande porte de São Miguel do Araguaia, Goiás – pág. 17

**Tabela 2** Lista das espécies de mamíferos de médio e grande porte registradas em São Miguel do Araguaia, Goiás – pág. 18

### CAPÍTULO II

**Tabela 1** Abundâncias relativas das espécies, calculadas a partir dos registros fotográficos obtidos em cada fragmento – pág. 48

## **CAPÍTULO I**

### **CARACTERIZAÇÃO DA COMUNIDADE DE MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE PORTE DO MUNICÍPIO DE SÃO MIGUEL DO ARAGUAIA (GOIÁS) COM USO DE ARMADILHAMENTO FOTOGRAFICO**

## RESUMO

Os efeitos da fragmentação de habitat vêm sendo cada vez mais reconhecidos como a principal causa de perda de espécies da atualidade e, portanto, um grande número de pesquisas tem buscado avaliar as respostas dos organismos a este processo que é predominantemente resultado da ação antrópica sobre áreas de vegetação nativa. O processo de fragmentação de habitat ocorre em nível de paisagem, porém a manipulação experimental de paisagens inteiras é bastante difícil e muitas vezes impossível. Desta forma, a geração de dados através de estudos observacionais em grandes escalas espaciais e temporais, tem se tornado cada vez mais importante para que sejam confrontadas as previsões de modelos teóricos, e para geração de dados que possam subsidiar ações conservacionistas em nível local, ou serem sintetizadas juntamente com estudos em outras regiões, para o estabelecimento de padrões aplicáveis a um grande número de paisagens fragmentadas. Devido à necessidade de grandes áreas de vida, o grupo dos mamíferos de médio e grande porte é um dos mais afetados pela perda de vegetação nativa de uma paisagem. Este trabalho buscou caracterizar a comunidade de mamíferos presente na paisagem fragmentada do município de São Miguel do Araguaia, Goiás. Utilizando exclusivamente o método de armadilhamento fotográfico, foram amostrados 12 fragmentos florestais com áreas variando de 13 a 4.317 hectares. Foram obtidos 682 registros fotográficos de mamíferos silvestres de médio e grande porte e um total de 22 espécies foram detectadas na região. Espécies de grande porte e com grande área de vida foram encontradas até nos menores fragmentos, indicando que estas espécies se deslocam pela paisagem e utilizam os fragmentos conjuntamente, o que demonstra a importância da manutenção até dos menores fragmentos, que podem servir como fonte temporária de recursos e como elementos que ampliam a conectividade da paisagem. O armadilhamento fotográfico se mostrou um método bastante eficiente na detecção de espécies de mamíferos em fragmentos florestais, onde transectos lineares ou a busca por vestígios podem ser bastante dificultadas pelo denso sub-bosque existente no interior dos fragmentos, e pelo fato de o acúmulo da serrapilheira impedir a impressão e a visualização de rastros de espécies.

**Palavras-chave:** fragmentação de habitat, mamíferos, armadilhamento fotográfico

## 1. INTRODUÇÃO

A exploração de recursos para suprir as necessidades de uma população cada vez maior está fazendo com que as sociedades transformem a paisagem natural em centros urbanos e monoculturas em um ritmo e magnitude sem precedentes. Tal conversão da paisagem resulta em perdas de espécies e consequente perda das funções ecológicas, responsáveis pela renovação dos recursos naturais (Dobson et al., 1997; Vitousek et al., 1997; Foley, 2005; Loreau et al., 2006). A comunidade científica, percebendo a necessidade de compreender os efeitos da ação antrópica sobre os ecossistemas, iniciou na década de 80 o desenvolvimento da Biologia da Conservação, que vem se tornando cada vez mais importante no direcionamento de ações conservacionistas. Estas ações envolvem não só fatores ecológicos, mas também políticos, sociais e filosóficos, fazendo desta, uma ciência sintética, eclética e multidisciplinar (Soulé, 1985; Meine et al., 2006). Devido ao impacto que a perda da biodiversidade pode ter sobre a qualidade de vida e até mesmo sobre perspectivas de manutenção da espécie humana no planeta, a Biologia da Conservação pode ser considerada o mais importante campo de pesquisa ecológica da atualidade e, portanto, a busca por ferramentas teóricas, comprovações empíricas e publicações relacionadas, vem aumentando em ritmo acelerado, com o intuito de otimizar esforços conservacionistas (Meine et al., 2006).

A fragmentação de habitat é, atualmente, o tema mais estudado na Biologia da Conservação, sendo considerada a principal causadora de extinções de espécies da atualidade (Haila, 2002; Fahrig, 2003; Fazey et al., 2005; Lindenmayer & Fischer, 2007). O termo pode ser definido como um processo em nível de paisagem, resultante, principalmente, da ação antrópica sobre a cobertura de vegetação nativa e que tem como principais consequências a perda e a separação do habitat, dando origem a ilhas de vegetação nativa separadas por uma matriz de vegetação alterada (Saunders, 1991; Franklin, 2002; McGarigal & Cushman, 2002).

Devido ao fato de os efeitos da fragmentação serem mais importantes para fins conservacionistas em grandes escalas espaciais e temporais e devido à dificuldade em se conduzir estudos experimentais em grandes escalas, a maioria das pesquisas relacionadas à fragmentação são essencialmente “experimentos observacionais”

(Debinski & Holt, 2000; Young, 2000; Sagarin & Pauchard, 2009). Estudos experimentais manipulados e devidamente replicados são os grandes representantes da boa ciência. Porém, estudos observacionais podem ser a melhor maneira de se progredir em fases iniciais de desenvolvimento em novos campos de pesquisa, ou quando a manipulação do ambiente natural é muito dispendiosa ou até mesmo impossível (McGarigal & Cushman, 2002). Apesar de muitas vezes depreciados, os estudos observacionais vêm crescendo em importância (Underwood et al., 2000). Impulsionados pela utilização de novas ferramentas estatísticas, facilidade computacional de dados, utilização de sensoriamento remoto de paisagens com grandes extensões e uma miríade de outras tecnologias que tem tornado possíveis aferições mais precisas das variáveis presentes em um ambiente natural não-manipulado, fazendo com que as conclusões obtidas em estudos observacionais relacionados à fragmentação sejam cada vez mais confiáveis, interessantes e necessárias (McGarigal & Cushman, 2002; Sagarin & Pauchard, 2009).

Os estudos em fragmentação de habitat se baseiam principalmente na Teoria de Biogeografia de Ilhas de MacArthur & Wilson (1967) e na Teoria de Metapopulações proposta por Levins (1969) e desenvolvida por Hanski (1998), prevendo principalmente que a riqueza e as taxas de extinção e colonização de espécies irão variar entre os diferentes fragmentos de acordo com o tamanho da área e isolamento dos mesmos, e numa escala mais ampla, influenciar na persistência regional das populações. Apesar destes dois componentes agirem em conjunto, grande parte dos estudos tem verificado maior influência do tamanho dos fragmentos e quantidade total de habitat do que do isolamento, em relação às respostas dos diferentes grupos de organismos, como demonstrado na revisão de Fahrig (2003). Pelo fato dos efeitos da fragmentação serem espécie-específicos, há de se considerar ainda a influência de vários outros fatores não abordados por estas duas teorias, como por exemplo, o tipo de matriz circundante aos fragmentos, aspectos biológicos e relações ecológicas das espécies de interesse, efeitos de borda, histórico de fragmentação e a intensidade de outras ações antrópicas em uma paisagem fragmentada (Hanski & Gilpin, 1991; Redford, 1992; Laurance, 2008; Prugh et al., 2008).

A conservação do Bioma Cerrado foi, por muito tempo, considerada de menor importância para a legislação brasileira, sendo que somente 2,2% da área total do bioma se encontram protegidos por Unidades de Conservação de Proteção Integral. Além disso, nos últimos 35 anos, mais da metade da área total do Cerrado foi convertida em pastagens plantadas e culturas anuais (Klink & Machado, 2005).

A bacia hidrográfica do Araguaia-Tocantins, formada pelos Rios Araguaia e Tocantins, é a maior bacia inteiramente brasileira e a principal a drenar o Cerrado Brasileiro (Latrubesse & Stevaux, 2006). O Rio Araguaia pode ser dividido em três regiões: alto, médio e baixo Araguaia. O Médio Araguaia se estende por 1.160km, entre o distrito de Registro do Araguaia, em Goiás, e o município de Conceição do Araguaia, no Pará, e pode ser considerado um dos mais importantes trechos com remanescentes de vegetação nativa do Cerrado, servindo de refúgio para grande parte da fauna deste bioma (Latrubesse & Stevaux, 2006).

Em um estudo recente, foi detectado através de sensoriamento remoto das regiões do alto e médio Araguaia, uma taxa de 61% de desmatamento da vegetação natural desta região da bacia e 45% de área desmatada ao longo dos ambientes ripários, que por lei deveriam ser mantidos intactos, demonstrando sérios problemas de fiscalização na região e descaso do Poder Público (Mascarenhas et al., 2009).

O Cerrado é o terceiro bioma brasileiro em número de espécies de mamíferos, com 195 espécies descritas, ficando atrás somente da Amazônia e da Mata Atlântica (Reis et al., 2011). Assim como para a maioria dos mamíferos brasileiros, os mamíferos do Cerrado têm como principal ameaça a fragmentação do habitat, sendo de extrema importância para a conservação deste grupo o entendimento de como as mudanças na configuração da paisagem afetam as populações das diferentes espécies que o compõe (Costa et al., 2005). Pelo fato de ser um grupo de grande exigência ambiental, diversas espécies de mamíferos são consideradas espécies guarda-chuva (Roberge & Angelstam, 2004) e são frequentemente utilizadas para direcionar esforços conservacionistas (Lambeck, 1997).

A maneira mais eficiente de se garantir proteção a uma espécie é a manutenção de seu habitat em quantidade e integridade necessários à sua reprodução e persistência por longos períodos de tempo (Andreasen et al., 2001). Portanto, vários

estudos buscam determinar qual a área mínima de habitat necessário à persistência de algumas espécies, enquanto outros buscam meios de avaliar a qualidade ou integridade do habitat (Müller et al. 2000; Carignan, 2002). Diversos fatores podem apontar a integridade ambiental de determinada região, entre eles a quantidade de cobertura vegetal nativa, a riqueza de espécies presentes, a densidade de indivíduos, a presença de espécies de grande exigência ambiental e a elevada diversidade biológica (Andreasen et al., 2001). Tais avaliações são necessárias para tomada de decisões conservacionistas e é importante que sejam facilmente mensuradas em campo, ao mesmo tempo confiáveis.

Estudos que avaliam a riqueza, composição e abundância de espécies de determinada região são primordiais para a tomada de decisões conservacionistas e, geralmente, são o primeiro passo para a condução de investigações ecológicas mais aprofundadas (Barea-Azcón et al., 2007). Dentre os vários métodos de detecção de mamíferos silvestres em campo, o armadilhamento fotográfico é o que vem ganhando maior atenção dos pesquisadores nos últimos anos, tendo sido utilizado com diversos propósitos, como simples inventários, estimativas de abundância, descoberta de novas espécies e para avaliar a dinâmica de populações de diferentes espécies (Rowcliffe & Carbone, 2008). Vários estudos têm obtido resultados satisfatórios utilizando o armadilhamento fotográfico como uma única metodologia para o estudo da mastofauna silvestre (Trolle & Kéry, 2005; Tobler et al., 2008; Trolle et al., 2008). Silveira et al. (2003) fizeram uma comparação direta do método, em relação às metodologias de transectos lineares e busca por vestígios e sugerem a utilização do armadilhamento fotográfico devido à possibilidade de se conseguir grande quantidade de informações confiáveis em grandes extensões de área, com a necessidade de poucos pesquisadores trabalhando em campo.

O presente estudo foi conduzido em nível de fragmento e não de paisagem, tendo como réplicas os diferentes fragmentos amostrados. O objetivo foi caracterizar a comunidade de mamíferos de médio e grande porte da paisagem fragmentada do município de São Miguel do Araguaia, Goiás. Através de um levantamento utilizando armadilhamento fotográfico, foram coletados dados a respeito da riqueza, composição e abundâncias relativas das espécies presentes em fragmentos com diferentes

tamanhos, e também considerando a paisagem como um todo. Foram também abordadas questões conservacionistas relacionadas à mastofauna da região e feitas considerações a respeito da metodologia de armadilhamento fotográfico, baseado nos resultados obtidos e nas particularidades dos fragmentos amostrados. Devido à escala espacial do estudo, as conclusões obtidas se restringem apenas à paisagem de São Miguel do Araguaia. Porém, devido à proximidade geográfica, pode se esperar que fragmentos florestais inseridos em outras regiões do Médio Araguaia apresentem semelhante composição e abundâncias relativas de espécies.

## **2. METODOLOGIA**

### **Área de estudo**

O estudo foi realizado na região do Médio Araguaia, no município de São Miguel do Araguaia, localizado na região noroeste do Estado de Goiás (13°16'S e 50°09'O) e situado dentro da área de abrangência do bioma Cerrado (Figura 1). O município faz divisa com ambos os estados do Mato Grosso e do Tocantins e grande parte de sua área se estende às margens do Rio Araguaia.

O clima da região é do tipo tropical úmido, com uma estação chuvosa (entre outubro e abril) e uma estação seca (entre maio e setembro) bem definidas (Silva et al., 2008). A predominância dos fragmentos de vegetação nativa na região é de fragmentos florestais e a conectividade entre eles, do ponto de vista dos mamíferos de médio e grande porte, é favorecida pela permeabilidade da matriz (pastagens de gado), pela grande quantidade de pequenos rios que formam corredores de matas de galeria conectando fragmentos e também devido às pequenas distâncias separando a maioria dos fragmentos, com distâncias entre os fragmentos amostrados e um fragmento vizinho ou corredor de mata de galeria sempre inferior a 1 km (figura 2).



**Figura 1** Localização do município de São Miguel do Araguaia, Goiás.

Previamente às coletas de campo, a área de estudo foi analisada através de imagens de satélite e foram selecionados fragmentos de tamanhos progressivamente maiores, com o intuito de avaliar o efeito da área sobre a riqueza, composição e abundância relativa das espécies de mamíferos de médio e grande porte da região. O tamanho dos fragmentos variou de 13 a 4.317 hectares, sendo a matriz entre os fragmentos composta quase que exclusivamente por pastagem de gado.

Foi amostrado um total de 12 fragmentos de vegetação florestal, correspondendo a matas ciliares, matas de galeria e ou matas secas, de acordo com classificação fitofisionômica de Ribeiro & Walter (2008). Os fragmentos constituem áreas de reserva legal de propriedades rurais e áreas de preservação permanente, localizadas no município de São Miguel do Araguaia.

As imagens utilizadas no estudo foram obtidas por satélite Landsat 7 ETM+, datadas de 7 de novembro de 2009. O cálculo das áreas dos fragmentos foi feito com a utilização do software ArcGIS 9.3, que para isso reconhece os limites entre as diferentes fitofisionomias da paisagem (Figura 2).



## Coleta de dados

Os dados de riqueza, composição e abundância relativa das espécies de mamíferos presentes nos fragmentos foram coletados exclusivamente através do uso de armadilhamento fotográfico (“camera trapping”). Os 12 fragmentos do estudo foram amostrados por um período de três meses consecutivos (setembro, outubro e novembro de 2010), abrangendo desta maneira o final da estação seca e início da estação chuvosa na região. Ao todo, foram utilizadas 35 câmeras fotográficas automáticas, da marca “Leaf River”, modelo “Trail Scan” C-1. Estas são câmeras fotográficas analógicas, que utilizam basicamente filmes de 35 mm e pilhas alcalinas em seu funcionamento, e foram desenvolvidas para, através de um sensor de infravermelho, realizarem o registro fotográfico de animais que passarem em frente ao dispositivo. Estes sensores possuem regulagem de sensibilidade e são ativados pelo calor corporal dos indivíduos e, portanto, também podem ser ativados pela incidência solar sobre o equipamento, sem que nenhum indivíduo seja registrado, gerando “fotos fantasmas”. Para eliminar ou minimizar este problema, as câmeras foram instaladas em locais sombreados e foi feita a regulagem de sensibilidade do sensor de acordo com o local de instalação das câmeras. Diferentes modelos de câmera possuem diferentes procedimentos para regulagem de sensibilidade do sensor e, portanto é necessária uma leitura atenta do manual do equipamento antes da instalação das câmeras em campo.

As câmeras foram fixadas em árvores a uma altura em torno de 40 cm acima do solo e foram programadas para funcionar 24 horas por dia, registrando indivíduos tanto em atividade diurna como noturna. Foram utilizadas, em frente às câmeras, iscas de cheiro do tipo “BobCat Scent”, um produto importado, feito a partir de urina de lince (*Lynx spp.*), com a função de atrair animais que estejam passando perto das câmeras, aumentando o número de registros de diferentes indivíduos e também com a função de maximizar o tempo em que os animais ficam parados em frente ao dispositivo, possibilitando, assim, a obtenção de fotos com melhor qualidade para posterior identificação das espécies fotografadas. Todas as câmeras instaladas funcionaram ininterruptamente por 90 dias, sendo que a cada 30 dias foi feita a troca das pilhas e filmes fotográficos, sendo então iniciado novo ciclo de amostragem, num

total de três meses consecutivos. Como os filmes de 35 mm são limitados a um máximo de 36 poses, as câmeras foram programadas para, após o registro de uma foto, voltarem a registrar uma segunda foto apenas cinco minutos depois da primeira, mesmo que o animal permaneça em frente ao sensor. Tal configuração foi utilizada com a finalidade de evitar fotos consecutivas de um mesmo indivíduo, maximizando o aproveitamento do filme fotográfico e também das pilhas de cada equipamento.

Em modelos mais modernos de câmeras digitais destinadas a armadilhamento fotográfico é possível armazenar centenas de fotos em cartões de memória, e, portanto a regulação de intervalo entre uma foto e outra pode ser menor do que os cinco minutos utilizados neste estudo, obtendo-se, assim, uma maior quantidade de fotos, o que pode facilitar a identificação dos indivíduos registrados.

Foram desconsideradas das análises as “fotos sequenciais”, que são fotos de uma mesma espécie, em uma mesma câmera e com intervalo menor do que 1h entre uma foto e outra. Este procedimento é utilizado para diminuir as chances de que um mesmo indivíduo seja contabilizado mais de uma vez nas análises, evitando superestimar a abundância das espécies. As fotografias não sequenciais foram consideradas como registros independentes e foram contabilizadas.

O número de câmeras por fragmento variou de acordo com a área dos mesmos, com fragmentos maiores recebendo maior número de câmeras, para que a maior diversidade de micro-habitats dos fragmentos maiores fosse contemplada. Os menores fragmentos foram amostrados com apenas uma câmera e o maior fragmento foi amostrado por 12 câmeras. Em fragmentos com apenas uma câmera, esta foi colocada sempre no centro do fragmento. Já em fragmentos com mais de uma câmera, estas foram dispostas linearmente, seguindo o maior eixo do fragmento, e com distância aproximada de 400m entre cada câmera, sendo que a primeira câmera era instalada 400m a partir da borda do fragmento em direção ao centro do fragmento. O maior fragmento recebeu três linhas de amostragem, com quatro câmeras em cada linha, seguindo também a distância de 400m entre as câmeras e aproximadamente 1 km de distância entre as linhas de amostragem. A distância de 400m entre as câmeras é menor do que a utilizada em outros estudos com

armadilhamento fotográfico (Silveira et al., 2003; Trolle et al., 2008; Calaça et al., 2010), porém pode ser considerada adequada aos objetivos da pesquisa e às características dos fragmentos amostrados, pois de acordo com resultados apresentados por Tobler et al. (2008), o espaçamento entre as câmeras (unidades amostrais) e a área de amostragem coberta pelas câmeras não possuem impacto relevante nos resultados de levantamentos de mamíferos de médio e grande porte. Tobler et al. (2008) recomendam, portanto, uma disposição mais adensada das câmeras, a fim de minimizar custos operacionais e aumentar a eficiência do estudo.

Devido aos objetivos deste trabalho, foram analisadas apenas as fotos de espécies de mamíferos com mais de 1 kg de massa corporal, consideradas de médio e grande porte (Emmons, 1987). Demais fotos de pequenos mamíferos, aves e animais domésticos foram desconsideradas. A classificação taxonômica das espécies segue a proposta por Wilson & Reeder (2005).

### **3. RESULTADOS E DISCUSSÃO**

As 35 câmeras utilizadas no estudo funcionaram por três meses consecutivos, mas devido ao mau funcionamento de algumas delas por certo período e, ainda, devido ao furto de uma delas, obteve-se um esforço amostral de 3.082 câmeras-dia, distribuído entre os diferentes fragmentos (tabela 1). A partir deste esforço, foram obtidas 901 fotografias de mamíferos silvestres de médio e grande porte, sendo que destas, 684 foram consideradas como registros independentes e as 217 fotografias restantes foram consideradas sequenciais, ou seja, referentes a indivíduos que foram registrados em uma fotografia imediatamente anterior.

#### **Riqueza e composição da comunidade**

O armadilhamento fotográfico registrou um total de 22 espécies de mamíferos silvestres de médio e grande porte (tabela 1 e anexo 1), pertencentes a 8 ordens diferentes, sendo 9 espécies consideradas de grande porte (> 15 kg) e 13 de médio porte (< 15 kg), conforme a tabela 2. Marinho-Filho et al. (2002) listam 47 espécies de

mamíferos de médio e grande porte para todo o bioma Cerrado, considerando todas as suas fitofisionomias. Portanto, a riqueza encontrada na região pode ser considerada elevada, já que apenas fragmentos de fitofisionomia florestal foram amostrados, com área total de apenas 7.725 ha.

De acordo com Marinho-Filho et al. (2002), dentre as espécies registradas neste estudo, apenas o tatu-canastra (*Priodontes maximus*) utiliza preferencialmente fitofisionomias mais abertas do Cerrado (formações savânicas), enquanto as demais espécies utilizam, preferencialmente, fitofisionomias mais fechadas (formações florestais) ou utilizam ambas as fitofisionomias (tabela 2).

Dos 684 registros independentes, 468 (69%) são de espécies de grande porte (> 15 kg) e 216 (31%) são de espécies de médio porte (< 15 kg), o que demonstra que a metodologia utilizada no levantamento pode apresentar um viés, em que espécies maiores são mais facilmente registradas pelas câmeras, como demonstrado por Tobler et al. (2008).

As espécies mais frequentes nos fragmentos foram a anta (*Tapirus terrestris*), cutia (*Dasyprocta azarae*) e cateto (*Pecari tajacu*), ocorrendo em 11 dos 12 fragmentos amostrados, enquanto que as menos frequentes foram o gambá (*Didelphis albiventris*), cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*) e jaguarundi (*Puma yagouaroundi*), que ocorreram apenas no maior fragmento (tabela 1). Devido a diferenças na taxa de detecção das armadilhas fotográficas entre as diferentes espécies, estes valores de frequência de ocorrência nos fragmentos podem não refletir o que realmente ocorre na paisagem.

Dentre as espécies encontradas na região, a anta (*Tapirus terrestris*) consta na lista de espécies ameaçadas da IUCN (“International Union for Conservation of Nature”, IUCN, 2011) e o gato-maracajá (*Leopardus wiedii*) e a onça-pintada (*Panthera onca*), constam na lista de espécies ameaçadas do Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2003). Enquanto que o tatu-canastra (*Priodontes maximus*) e o tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) são consideradas ameaçadas por ambas as listas (tabela 2).

## **Sazonalidade**

O número de registros fotográficos independentes, em cada mês do período de amostragem, foi de 259 fotos para o mês 1 (setembro), 218 fotos para o mês 2 (outubro) e 207 fotos no mês 3 (novembro), mostrando certa variação, 22% mais registros no mês de seca (setembro), quando comparado à média de registros dos meses de chuva (outubro e novembro) que foi de 212,5 registros.

Uma diferença estatisticamente significativa de registros fotográficos entre a estação seca e chuvosa poderia indicar uma variação na taxa de deslocamentos das espécies, ou utilização diferenciada das fitofisionomias da paisagem, de acordo com a sazonalidade. Uma hipótese seria a de que os indivíduos se deslocam mais durante a seca, em busca de recursos (água e alimento), enquanto que no período das chuvas, haveria menor taxa de deslocamentos devido à maior quantidade de recursos, resultando num número maior de registros fotográficos durante a estação seca. Porém uma amostragem realizada durante um período mais longo seria necessária para verificar esta relação em São Miguel do Araguaia. A fim de verificarem este efeito da sazonalidade em uma comunidade de mamíferos, Mamede & Alho (2006), em um estudo de longa duração no Pantanal, encontraram diferenças significativas na taxa de registros de indivíduos entre estação seca e estação chuvosa, com mais indivíduos sendo registrados na estação seca. Porém, não encontraram diferenças significativas na riqueza observada nas duas estações. Isso indica que as espécies não realizam migrações para outras regiões, apenas utilizam os habitats da mesma região de maneira diferenciada durante as estações do ano.

## **Sucesso de captura**

O sucesso de captura, medido pelo número de registros considerados independentes, dividido pelo esforço amostral em câmeras-dia (número de câmeras x número de dias de amostragem) e multiplicado por 100, foi de 22,19%. Outros levantamentos de mamíferos no Cerrado obtiveram, com uso de armadilhamento fotográfico, 21,68% (Bacellar-Schittini, 2009) e 11,06% (Calaça, 2009). Estas medidas refletem a abundância relativa de indivíduos de uma região e podem ser determinadas

por diferenças na composição das espécies, no histórico de fragmentação, configuração espacial dos fragmentos e ou na integridade ambiental de cada região estudada.

A espécie mais abundante e com maior frequência de ocorrência entre os diferentes fragmentos foi a anta (*Tapirus terrestris*), com 155 registros e presente em 11 fragmentos. Este resultado pode não indicar a real abundância relativa da espécie, pelo fato de que indivíduos desta espécie, por possuírem a maior massa corporal dentre as espécies registradas (peso médio de 225 kg), têm chances consideravelmente maiores de ativarem o sensor das câmeras e gerar um registro fotográfico (Tobler et al., 2008). Portanto, espécies de pequeno porte podem estar ocorrendo em maiores abundâncias relativas na paisagem estudada do que é evidenciado aqui, de acordo com os valores obtidos através do armadilhamento fotográfico.

A quantidade de registros, considerando a soma de todos os 12 fragmentos (tabela 1), provavelmente não reflete a abundância relativa das espécies para a paisagem como um todo. Essa incoerência ocorre devido a diferenças nas taxas de detecção das espécies através do armadilhamento fotográfico; ao delineamento do estudo, que amostrou exclusivamente fragmentos florestais, desconsiderando outras fitofisionomias; e também devido a diferenças nas taxas de deslocamento das espécies. Porém, as abundâncias relativas encontradas para cada fragmento em separado podem ser utilizadas para compará-los, pois os fatores mencionados, que afetam as taxas de detecção de espécies, são constantes em todos os fragmentos.

### **Período de atividade das espécies**

Dos 684 registros fotográficos independentes obtidos, 361 (53%) foram durante o período diurno (entre 6:00 e 18:00 horas) e 323 (47%) durante o período noturno (entre 18:01 e 05:59 horas).

Vários outros estudos com comunidades de mamíferos no Cerrado também encontraram uma proporção de registros similar, entre indivíduos em atividade diurna e atividade noturna. Bacellar-Schittini (2009) relata que, de 696 registros, 318 (46%)

foram diurnos e 378 (54%) foram noturnos. Calaça (2009) obteve 278 registros, sendo 160 (58%) diurnos e 118 (42%) noturnos. Estes valores demonstram a necessidade de que, em levantamentos de mamíferos de médio e grande porte, os equipamentos fiquem sempre programados para funcionar por 24 horas, mesmo que isto aumente os custos do estudo. Apenas quando o objeto do estudo é alguma espécie específica, justifica-se a utilização do equipamento fotográfico programado para funcionar apenas durante o período noturno ou diurno, como no caso do estudo de Trolle et al. (2008) que, a fim de avaliar a densidade da anta (*Tapirus terrestris*) na região nordeste do Pantanal, programou-se as câmeras para funcionarem apenas no período noturno, já que este é conhecido como o período de maior atividade da espécie. Tal padrão de atividade foi confirmado no presente estudo, com 121 registros da espécie no período noturno (78%) e apenas 34 no período diurno (22%).

**Tabela 1** Composição da comunidade de mamíferos de médio e grande porte de São Miguel do Araguaia, Goiás.

| TÁXON                           | FRAGMENTOS |    |    |     |     |     |     |     |     |     |      |      | TOTAL |
|---------------------------------|------------|----|----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|------|------|-------|
|                                 | 1          | 2  | 3  | 4   | 5   | 6   | 7   | 8   | 9   | 10  | 11   | 12   |       |
| DIDELPHIMORPHIA                 |            |    |    |     |     |     |     |     |     |     |      |      |       |
| <i>Didelphis albiventris</i>    |            |    |    |     |     |     |     |     |     |     |      | 2    | 2     |
| PILOSA                          |            |    |    |     |     |     |     |     |     |     |      |      |       |
| <i>Myrmecophaga tridactyla</i>  | 2          | 1  |    | 1   |     | 4   | 2   | 5   | 2   |     | 4    | 1    | 22    |
| <i>Tamandua tetradactyla</i>    |            |    |    |     | 1   |     |     | 1   |     | 1   |      | 1    | 4     |
| CINGULATA                       |            |    |    |     |     |     |     |     |     |     |      |      |       |
| <i>Cabassous unicinctus</i>     |            |    |    |     | 1   |     |     |     |     |     | 1    |      | 2     |
| <i>Dasypus novemcinctus</i>     |            | 1  |    |     |     |     |     |     | 1   | 1   | 2    | 1    | 6     |
| <i>Priodontes maximus</i>       |            |    |    | 1   |     |     |     |     | 1   |     | 1    |      | 3     |
| PRIMATES                        |            |    |    |     |     |     |     |     |     |     |      |      |       |
| <i>Cebus libidinosus</i>        |            | 1  |    | 2   |     | 5   | 2   | 1   | 4   | 4   | 5    | 8    | 32    |
| CARNIVORA                       |            |    |    |     |     |     |     |     |     |     |      |      |       |
| <i>Cerdocyon thous</i>          |            |    |    |     |     |     |     |     |     |     |      | 4    | 4     |
| <i>Eira barbara</i>             |            |    |    | 1   | 1   | 2   | 2   | 10  |     |     | 3    | 4    | 23    |
| <i>Nasua nasua</i>              | 2          | 6  | 1  |     | 5   | 8   | 10  | 7   |     | 9   | 9    | 11   | 68    |
| <i>Leopardus pardalis</i>       |            |    |    |     |     |     |     |     |     | 1   |      | 2    | 3     |
| <i>Leopardus wiedii</i>         |            |    |    | 1   |     |     |     | 1   | 1   |     |      | 1    | 4     |
| <i>Panthera onca</i>            |            |    |    |     |     | 1   |     |     |     |     |      | 6    | 7     |
| <i>Puma concolor</i>            |            |    |    |     |     |     |     |     | 1   |     |      | 9    | 10    |
| <i>Puma yagouaroundi</i>        |            |    |    |     |     |     |     |     |     |     |      | 1    | 1     |
| PERISSODACTYLA                  |            |    |    |     |     |     |     |     |     |     |      |      |       |
| <i>Tapirus terrestris</i>       |            | 2  | 4  | 2   | 4   | 8   | 14  | 12  | 11  | 2   | 20   | 76   | 155   |
| ARTIODACTYLA                    |            |    |    |     |     |     |     |     |     |     |      |      |       |
| <i>Pecari tajacu</i>            | 1          | 2  |    | 12  | 14  | 3   | 26  | 7   | 29  | 14  | 14   | 23   | 145   |
| <i>Tayassu pecari</i>           |            |    |    | 3   |     |     |     |     | 3   |     | 14   | 7    | 27    |
| <i>Mazama americana</i>         | 1          | 2  |    |     |     | 4   | 5   |     |     |     | 25   | 36   | 73    |
| <i>Mazama gouazoubira</i>       | 2          | 1  | 3  |     | 1   | 2   |     | 4   |     | 1   | 2    | 10   | 26    |
| RODENTIA                        |            |    |    |     |     |     |     |     |     |     |      |      |       |
| <i>Cuniculus paca</i>           |            |    |    |     |     | 5   |     | 2   | 1   |     |      | 4    | 12    |
| <i>Dasyprocta azarae</i>        |            | 4  | 3  | 1   | 3   | 12  | 6   | 1   | 2   | 7   | 7    | 9    | 55    |
| RIQUEZA OBSERVADA               | 5          | 9  | 4  | 9   | 8   | 11  | 8   | 11  | 11  | 9   | 13   | 20   | 22    |
| TOTAL DE REGISTROS <sup>1</sup> | 8          | 20 | 11 | 24  | 30  | 54  | 67  | 51  | 56  | 40  | 107  | 216  | 684   |
| ÁREA DO FRAGMENTO <sup>2</sup>  | 13         | 15 | 42 | 167 | 186 | 309 | 333 | 334 | 326 | 595 | 1088 | 4317 | 7725  |
| ESFORÇO AMOSTRAL <sup>3</sup>   | 92         | 92 | 92 | 92  | 91  | 243 | 270 | 243 | 185 | 240 | 368  | 1074 | 3082  |

<sup>1</sup>Registros representados por número de fotografias independentes

<sup>2</sup>Área dos fragmentos medida em hectares

<sup>3</sup>Esforço amostral medido em câmeras-dia

**Tabela 2** Lista das espécies de mamíferos de médio e grande porte registradas em São Miguel do Araguaia, Goiás.

| TÁXON                          | NOME POPULAR           | HABITAT PREFERENCIAL | TAMANHO CORPORAL <sup>1</sup> | IUCN RED LIST <sup>2</sup> | LIVRO VERMELHO MMA <sup>3</sup> |
|--------------------------------|------------------------|----------------------|-------------------------------|----------------------------|---------------------------------|
| <b>DIDELPHIMORPHIA</b>         |                        |                      |                               |                            |                                 |
| <i>Didelphis albiventris</i>   | Gambá-de-orelha-branca | florestal / aberto   | médio porte                   | Não ameaçada               | Não ameaçada                    |
| <b>PILOSA</b>                  |                        |                      |                               |                            |                                 |
| <i>Myrmecophaga tridactyla</i> | Tamanduá-bandeira      | florestal / aberto   | grande porte                  | Vulnerável                 | Vulnerável                      |
| <i>Tamandua tetradactyla</i>   | Tamanduá-mirim         | florestal / aberto   | médio porte                   | Não ameaçada               | Não ameaçada                    |
| <b>CINGULATA</b>               |                        |                      |                               |                            |                                 |
| <i>Cabassous unicinctus</i>    | Tatu-de-rabo-mole      | florestal / aberto   | médio porte                   | Não ameaçada               | Não ameaçada                    |
| <i>Dasypus novemcinctus</i>    | Tatu-galinha           | florestal / aberto   | médio porte                   | Não ameaçada               | Não ameaçada                    |
| <i>Priodontes maximus</i>      | Tatu-canastra          | aberto               | grande porte                  | Vulnerável                 | Vulnerável                      |
| <b>PRIMATES</b>                |                        |                      |                               |                            |                                 |
| <i>Cebus libidinosus</i>       | Macaco-prego           | florestal            | médio porte                   | Não ameaçada               | Não ameaçada                    |
| <b>CARNIVORA</b>               |                        |                      |                               |                            |                                 |
| <i>Cerdocyon thous</i>         | Cachorro-do-mato       | florestal / aberto   | médio porte                   | Não ameaçada               | Não ameaçada                    |
| <i>Eira barbara</i>            | Irara                  | florestal / aberto   | médio porte                   | Não ameaçada               | Não ameaçada                    |
| <i>Nasua nasua</i>             | Quati                  | florestal / aberto   | médio porte                   | Não ameaçada               | Não ameaçada                    |
| <i>Leopardus pardalis</i>      | Jaguaririca            | florestal / aberto   | médio porte                   | Não ameaçada               | Não ameaçada                    |
| <i>Leopardus wiedii</i>        | Gato-maracajá          | florestal / aberto   | médio porte                   | Quase ameaçada             | Vulnerável                      |
| <i>Panthera onca</i>           | Onça-pintada           | florestal / aberto   | grande porte                  | Quase ameaçada             | Vulnerável                      |
| <i>Puma concolor</i>           | Onça-parda             | florestal / aberto   | grande porte                  | Não ameaçada               | Não ameaçada                    |
| <i>Puma yagouaroundi</i>       | Jaguarundi             | florestal / aberto   | médio porte                   | Não ameaçada               | Não ameaçada                    |
| <b>PERISSODACTYLA</b>          |                        |                      |                               |                            |                                 |
| <i>Tapirus terrestris</i>      | Anta                   | florestal / aberto   | grande porte                  | Vulnerável                 | Não ameaçada                    |
| <b>ARTIODACTYLA</b>            |                        |                      |                               |                            |                                 |
| <i>Pecari tajacu</i>           | Cateto                 | florestal / aberto   | grande porte                  | Não ameaçada               | Não ameaçada                    |
| <i>Tayassu pecari</i>          | Queixada               | florestal / aberto   | grande porte                  | Quase ameaçada             | Não ameaçada                    |
| <i>Mazama americana</i>        | Veado-mateiro          | florestal            | grande porte                  | Dados insuficientes        | Não ameaçada                    |
| <i>Mazama gouazoubira</i>      | Veado-catingueiro      | florestal / aberto   | grande porte                  | Não ameaçada               | Não ameaçada                    |
| <b>RODENTIA</b>                |                        |                      |                               |                            |                                 |
| <i>Cuniculus paca</i>          | Paca                   | florestal            | médio porte                   | Não ameaçada               | Não ameaçada                    |
| <i>Dasyprocta azarae</i>       | Cutia                  | florestal / aberto   | médio porte                   | Dados insuficientes        | Não ameaçada                    |

<sup>1</sup>Segundo classificação de Taber et al. (1997).

<sup>2</sup>Lista de espécies ameaçadas de acordo com a IUCN (IUCN, 2011).

<sup>3</sup>Lista de espécies ameaçadas de acordo com o Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2003).

## **4. CONSIDERAÇÕES FINAIS**

### **Conservação de mamíferos em São Miguel do Araguaia**

Comparando os resultados obtidos neste estudo com os de Calaça (2009), realizado na região de Aruanã, a 200 km de São Miguel do Araguaia, observamos que, apesar do esforço amostral muito próximo (3.082 câmeras-dia em São Miguel do Araguaia e 2.901 câmeras-dia em Aruanã), percebe-se que em São Miguel do Araguaia o sucesso de captura foi o dobro em relação à Aruanã, além de terem sido constatadas diferenças na riqueza de espécies registradas (sucesso de captura de 22,19% e 22 espécies registradas em São Miguel do Araguaia e sucesso de captura de 11,06% e 19 espécies registradas em Aruanã). Estas diferenças se devem muito provavelmente a um histórico de fragmentação mais antigo de Aruanã. Portanto, pode-se esperar que num futuro próximo, ocorra uma redução na densidade de indivíduos e extinções de algumas espécies em São Miguel do Araguaia, devido aos efeitos tardios relacionados à fragmentação de habitat (Hanski & Ovaskainen, 2002; Kuussaari et al., 2009).

Apesar do reduzido esforço amostral nos menores fragmentos, nestes foram registradas até mesmo espécies consideradas ameaçadas de extinção como o tamanduá-bandeira, tatu-canastra, gato-maracajá e a anta. Além disso, estes fragmentos também são utilizados por espécies que necessitam de grandes áreas de vida como queixada e cateto, que provavelmente utilizam estes fragmentos temporariamente em busca de recursos ou como meio de se deslocarem pela paisagem, o que demonstra a importância destes pequenos fragmentos na conservação da comunidade de mamíferos da região.

Há muito tempo, a conectividade de uma paisagem (características que favorecem o deslocamento das espécies entre os fragmentos, como corredores de habitat, “stepping stones” e matriz permeável) é reconhecida como elemento importante na conservação da biodiversidade (Taylor et al., 1993; Beier & Noss, 1998; Baum et al., 2004). A partir disto, e dos resultados obtidos, percebe-se a importância que a manutenção dos pequenos fragmentos e também a manutenção de corredores ecológicos, como os corredores de matas de galeria (protegidos na forma da lei por serem áreas de preservação permanente), podem ter sobre a paisagem de São Miguel

do Araguaia, como forma de minimizar os efeitos negativos da fragmentação do habitat sobre a comunidade de mamíferos. Na paisagem de São Miguel do Araguaia também foi possível constatar os efeitos negativos que o corte seletivo de árvores e a caça podem ter sobre a mastofauna. Durante a instalação e manutenção das armadilhas fotográficas no fragmento 10, foi verificado que muitas árvores estavam sendo derrubadas em seu interior, com a utilização de tratores pesados. Além disso, foi relatado por fazendeiros vizinhos a existência de atividade de caça neste mesmo fragmento. Portanto, este foi considerado o fragmento mais afetado pela atividade humana dentre todos os amostrados no estudo, e provavelmente devido a este fato, apresentou riqueza e número de registros fotográficos abaixo do esperado, baseado na quantidade de vegetação nativa e no esforço amostral utilizado neste fragmento, conforme foi demonstrado na tabela 1.

### **Armadilhamento fotográfico**

Vários estudos com mamíferos de médio e grande porte estão fazendo uso de dados obtidos através de armadilhamento fotográfico (Silveira et al., 2003; Tobler et al., 2008; Trolle et al., 2008; Calaça, 2009; Negrões et al., 2010), obtendo resultados bastante satisfatórios, que de outra forma, teriam de ser obtidos com a utilização de maior quantidade de recursos financeiros e logísticos, através de outras metodologias de amostragem. Principalmente em fragmentos florestais, a existência de um denso sub-bosque pode dificultar o deslocamento de pesquisadores para realizar coletas de dados a partir do uso de transectos lineares e o acúmulo da serrapilheira pode impedir a impressão e visualização de rastros, o que faz com que o armadilhamento fotográfico possa ser o método mais eficiente para a amostragem de mamíferos em fitofisionomias florestais.

Neste estudo, através de um período curto de amostragem (três meses), foi possível obter grande quantidade de registros fotográficos (684 fotografias de 22 espécies diferentes). Apesar disso, pode-se considerar que, para serem abordadas questões ecológicas mais aprofundadas, através de análises estatísticas significativas, seria necessário amostrar um maior número de fragmentos, além de ser necessário maior esforço amostral em câmeras-dia. O esforço amostral poderia ser aumentado,

tanto com a colocação de mais câmeras em cada fragmento, quanto através de um período mais longo de amostragem. Devido a possíveis efeitos de sazonalidade do Cerrado e devido ao fato de que o deslocamento de indivíduos entre fragmentos pode demorar vários meses para que ocorra, parece ser mais adequado aumentar o esforço amostral principalmente através de maior tempo de amostragem do que através de maior quantidade de câmeras em campo. Porém, se não for possível ser feita uma amostragem longa, o melhor período para amostragem através de armadilhas fotográficas será durante a seca, devido ao fato de que geralmente são obtidos mais registros fotográficos durante este período. Além disso, quando o objetivo do estudo é apenas verificar a riqueza de espécies, pode ser interessante posicionar as câmeras próximas a fontes de água, devido à intensa movimentação de indivíduos nestes locais, principalmente durante a época de seca.

Em relação à disposição espacial das câmeras fotográficas dentro dos fragmentos a serem amostrados, o artigo de Tobler et. al. (2008) pode fornecer informações importantes para o delineamento de futuros estudos com armadilhamento fotográfico. Neste artigo, foi verificado que, uma disposição mais adensada das câmeras, pode minimizar os custos operacionais de um estudo, sem influenciar os resultados. No presente estudo, também foi verificado que uma disposição mais adensada pode diminuir consideravelmente o tempo necessário para instalação e manutenção das armadilhas fotográficas em campo, principalmente quando são amostrados fragmentos de difícil deslocamento em seu interior, como os fragmentos florestais. Além disso, Tobler et al. (2008) quantificaram um importante viés do método de armadilhamento fotográfico que, devido à utilização de um sensor de calor corporal, favorece a obtenção de registros fotográficos de espécies de maior porte. É importante, portanto, em função dos limitados recursos destinados a uma pesquisa, considerar os objetivos do estudo e as características do ambiente a ser amostrado, para que sejam definidas as distâncias e as disposições mais eficientes para instalação das armadilhas fotográficas.

## 5. Referências Bibliográficas

- Andreasen, J. K., R. V. O'Neill, R. Noss & N. C. Slosser. 2001. Considerations for the development of a terrestrial index of ecological integrity. *Ecological Indicators* 1: 21–35.
- Bacellar-Schittini, A. E. F. 2009. Mamíferos de médio e grande porte no cerrado mato-grossense: caracterização geral e efeitos de mudanças na estrutura da paisagem sobre a comunidade. 164p. Dissertação apresentada no Programa de Pós-graduação em Ecologia da Universidade de Brasília. Brasília, 2009.
- Barea-Azcón, J. M., E. Virgos, E. Ballesteros-Duperon, M. Moleon & M. Chiroso. 2007. Surveying carnivores at large spatial scales: a comparison of four broad-applied methods. *Biodiversity and Conservation* 16: 1213-1230.
- Baum, K. A., K. J. Haynes, F. P. Dilleuth & J. T. Cronin. 2004. The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. *Ecology* 85: 2671-2676.
- Beier, P. & R. F. Noss. 1998. Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology* 12: 1241-1252.
- Calaça, A. M. 2009. A utilização da paisagem fragmentada por mamíferos de médio e grande porte e sua relação com a massa corporal na região do entorno de Aruanã, Goiás. 110p. Dissertação apresentada no Programa de Pós-graduação em Ecologia e Evolução da Universidade Federal de Goiás. Goiânia, 2009.
- Calaça, A. M., F. R. Melo, P. De Marco Júnior, A. T. A. Jácomo & L. Silveira. 2010. A influência da fragmentação sobre a distribuição de carnívoros em uma paisagem de cerrado. *Neotropical Biology and Conservation* 5: 31-38.
- Carignan, V. & M. A. Villard. 2002. Selecting indicator species to monitor ecological integrity: a review. *Environmental Monitoring and Assessment* 78: 45-61.
- Costa, L. P., Y. L. R. Leite, S. L. Mendes & A. D. Ditchfield. 2005. Mammal Conservation in Brazil. *Conservation Biology* 19: 672-679.
- Debinski, D. M., & R. D. Holt. 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology* 14: 342–355.
- Dobson, A. P., A. D. Bradshaw, A. J. M. Baker. 1997. Hopes for the future: restoration ecology and conservation biology. *Science* 277: 515-522.
- Emmons, L. H. 1987. Comparative feeding ecology of felids in a neotropical rainforest. *Behav Ecol Sociobiol* 20: 271-283.

Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* 34: 487-515.

Fazey, I., J. Fischer, & D. B. Lindenmayer. 2005. What do conservation biologists publish? *Biological Conservation* 124: 63–73.

Foley, J. A. et al. 2005. Global consequences of land use. *Science* 309: 570–574.

Franklin, A. B., B. R. Noon & T. L. George. 2002. What is habitat fragmentation? *Studies in Avian Biology* 25: 20-29.

Haila, Y. 2002. A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. *Ecological Applications* 12: 321–334.

Hanski, I. 1998 Metapopulation Dynamics. *Nature* 396: 41-49.

Hanski, I. & M. Gilpin. 1991. Metapopulation dynamics: Brief history and conceptual domain. *Biological Journal of the Linnean Society* 42: 3-16.

Hanski, I. & O. Ovaskainen. 2002. Extinction debt at extinction threshold. *Conservation Biology* 16: 666–673.

International Union for Conservation of Nature (IUCN). 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Versão 2011.1. Disponível em [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org).

Klink, C. A., R. B. Machado. 2005. A Conservação do Cerrado brasileiro. *Megadiversidade* 1: 147-155.

Kuussaari, M., R. Bommarco, R. K. Heikkinen, A. Helm, K. Krauss et al. 2009. Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 24: 564–571.

Lambeck, R. J. 1997. Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation. *Conservation Biology* 11: 849–856.

Latrubesse, E. M. & J. C. Stevaux. 2006. Características físico-bióticas e problemas ambientais associados à planície aluvial do Rio Araguaia, Brasil Central. *Revista UnG - Geociências* 5: 65-73.

Laurance, W. F. 2008. Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeography theory. *Biological Conservation* 141: 1731-1744.

Levins, R. 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the Entomological Society of America*. 15: 237-240.

Lindenmayer, D. B. & J. Fischer. 2007. Tackling the habitat fragmentation panchreston. *Trends Ecol. Evol.* 22: 127–132.

Loreau, M., A. Oteng-Yeboah, M. T. K. Arroyo, D. Babin, R. Barbault, M. Donoghue, M. Gadgil, C. Häuser, C. Heip, A. Larigauderie, K. Ma, G. Mace, H. A. Mooney, C. Perrings, P. Raven, J. Sarukhan, P. Schei, R. J. Scholes & R. T. Watson. 2006. Diversity without representation. *Nature* 442: 245-246.

MacArthur, R. H. & E. O. Wilson. 1967. *The theory of islands biogeography*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey. 203p.

Mamede, S. B. & J. R. Alho. 2006. Response of wild mammals to seasonal shrinking-and-expansion of habitats due to flooding regime of the Pantanal, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 66(4): 991-998.

Marinho-Filho, J., F. H. G. Rodrigues & K. M. Juarez. 2002. The Cerrado mammals: diversity, ecology, and natural history. In: P. S. Oliveira & R. J. Marquis (eds.). *The Cerrados of Brazil: Ecology and natural history of a neotropical savanna*. pp. 266-284. Columbia University Press, New York.

Mascarenhas, L. M. A., M. E. Ferreira, L. G. Ferreira. 2009. Sensoriamento remoto como instrumento de controle e proteção ambiental: análise da cobertura vegetal remanescente na bacia do Rio Araguaia. *Sociedade & Natureza* 21: 5-18.

McGarigal, K. & S. A. Cushman. 2002. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. *Ecological Applications* 12: 335-345.

Meine, C., M. E. Soulé, & R. F. Noss. 2006. "A mission-driven discipline": the growth of conservation biology. *Conservation Biology* 20: 631-651.

Ministério do Meio Ambiente (MMA). 2003. *Lista das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçados de Extinção*. Instrução Normativa nº 3, de 27 de maio de 2003. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF.

Müller, F., R. Hoffmann-Kroll & H. Wiggering. 2000. Indicating ecosystem integrity - theoretical concepts and environmental requirements. *Ecological Modelling* 130: 13-23.

Negrões, N., P. Sarmiento, J. Cruz, C. Eira, E. Revilla, C. Fonseca, R. Sollmann, N. M. Tôrres, M. M. Furtado, A. T. A. Jácomo & L. Silveira. 2010. Use of Camera-Trapping to Estimate Puma Density and Influencing Factors in Central Brazil. *Journal of Wildlife Management* 74: 1195-1203.

Prugh, L. R., K. E. Hodges, A. R. E. Sinclair & J. S. Brashares. 2008. Effect of habitat area and isolation on fragmented animal populations. *Proc Natl Acad Sci* 105: 20770–20775.

- Redford, K. H. 1992. The empty forest. *Bioscience* 42: 412–422.
- Reis, N. R., A. L. Peracchi, W. A. Pedro & I. P. Lima. 2011. *Mamíferos do Brasil*. 439p. Londrina, Paraná.
- Ribeiro, J. F. & B. M. T. Walter. 2008. As Principais Fitofisionomias do Bioma Cerrado. In: Sano, S. M., S. P. Almeida & J. F. Ribeiro (Eds). *Cerrado: Ecologia e Flora*. Vol 1. Embrapa Cerrados. Brasília, DF.
- Roberge, J. M. & P. Angelstam. 2004. Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool. *Conservation Biology* 18: 76–85.
- Rowcliffe, J. M. & C. Carbone. 2008. Surveys using camera traps: are we looking to a brighter future? *Animal Conservation* 11: 185-186.
- Sagarin, R. & A. Pauchard 2009. Observational approaches in ecology open new ground in a changing world. *Front Ecol and Environ*. 8: 379-386.
- Saunders, D. A., R. J. Hobbs & C. R. Margules. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5: 18–32.
- Silva, F. A. M., E. D. Assad & B. A. Evangelista. 2008. Caracterização Climática do Cerrado. In: Sano, S. M., S. P. Almeida & J. F. Ribeiro. (Eds). *Cerrado: Ecologia e Flora*. Vol 1. Embrapa Cerrados. Brasília, DF.
- Silveira, L., A. T. A. Jácomo & A. F. Diniz-Filho. 2003. Camera-trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation* 114: 351-355.
- Soulé, M. E. 1985. What is conservation biology? *BioScience* 35: 727-734.
- Taber, A. B., A. J. Novaro, N. Neris & F. H. Colman. 1997. The food habits of sympatric Jaguar and Puma in the Paraguayan Chaco. *Biotropica* 29: 204-213.
- Taylor, P. D., L. Fahrig, K. Henein & G. Merriam. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68: 571-573.

## **CAPÍTULO II**

### **ANÁLISE DAS DISTRIBUIÇÕES DE ABUNDÂNCIAS RELATIVAS DE MAMÍFEROS COMO FERRAMENTA DE AVALIAÇÃO E PLANEJAMENTO DE PAISAGENS FRAGMENTADAS**

## RESUMO

O tamanho corporal dos mamíferos possui grande influência na capacidade das espécies em se deslocar entre os fragmentos de uma paisagem e na necessidade de área de vida. A combinação destes dois fatores resulta numa utilização diferenciada da paisagem fragmentada por cada espécie. Para avaliar esta dinâmica de utilização da paisagem, este trabalho propõe uma análise dos valores de abundância relativa das espécies encontradas em fragmentos de diferentes tamanhos. Através dos valores de abundância relativa e massa corporal de cada espécie, a análise obtém um valor numérico único para cada fragmento, a Massa Corporal Média (M.C.M.). A partir de um modelo conceitual simples, a análise prevê que, devido à maior capacidade de deslocamento pela paisagem e maior necessidade de área de vida, a frequência de ocorrência e as abundâncias relativas de espécies de maior porte irão aumentar juntamente com a área e, desta maneira, fragmentos maiores terão maior M.C.M. do que fragmentos menores. Através de um estudo de caso, com dados de levantamentos de mamíferos de médio e grande porte com armadilhas fotográficas em duas localidades dentro do bioma Cerrado, foram analisados 25 fragmentos de fitofisionomia florestal com tamanhos de área variando de 7 a 6.256 hectares. Confirmando a previsão do modelo conceitual, a correlação entre tamanho de fragmento e Massa Corporal Média foi positiva e significativa para a análise conjunta dos fragmentos e também isoladamente para cada área de estudo. Provavelmente, devido à existência de diversos corredores de mata de galeria e também devido às pequenas distâncias entre os fragmentos das paisagens estudadas, a quantidade de vegetação nativa foi o principal fator que determinou a M.C.M. de cada fragmento. Por fim, são discutidas utilidades práticas da análise de abundâncias relativas no direcionamento de ações conservacionistas para mamíferos em paisagens fragmentadas. Também são propostas maneiras de incorporar mais realismo e precisão à análise, já que ela sacrifica estes atributos a fim de ser generalizável a um grande número de paisagens reais.

**Palavras-chave:** fragmentação de habitat, mamíferos, Massa Corporal Média

## 1. INTRODUÇÃO

Paisagens fragmentadas estão espalhadas ao redor do globo e são o cenário predominante na maioria dos biomas, substituindo o que antes eram paisagens de vegetação nativa contínua (Foley et al., 2005). A fragmentação de habitat é atualmente o tema central de estudo da Biologia da Conservação (Haila, 2002; Fazey et al., 2005) e é considerada a principal promotora de extinções de espécies da atualidade (Hanski, 1998; Debinski & Holt, 2000). O número de pesquisas relacionando fragmentação de habitat e conservação da biodiversidade já é alto e vem aumentando rapidamente, mas ainda assim parece não conseguir acompanhar o ritmo das alterações das paisagens naturais que ainda restam (Fahrig, 2003; Lindenmayer & Fischer, 2007). Além disso, ainda existem importantes lacunas de conhecimento e um número maior de pesquisas envolvendo efeitos da fragmentação de habitat sobre diferentes grupos de organismos, em escalas espaciais e temporais variadas, é extremamente necessário (Saunders et al., 1991).

O termo “fragmentação de habitat” é bastante amplo, sendo utilizado para se referir a um grande número de processos e padrões. Tais diferenças na definição do termo podem gerar problemas na interpretação de resultados de pesquisas e desta maneira dificultar o entendimento dos efeitos da fragmentação sobre a biodiversidade (McGarigal & Cushman, 2002; Fahrig, 2003; Ewers & Didham, 2006). É, portanto, de extrema importância para o debate científico e para o desenvolvimento deste campo de pesquisa, que os pesquisadores especifiquem claramente o que estão tratando por fragmentação de habitat em seus estudos (Lindenmayer & Fischer, 2007). Uma boa definição do termo pode ser a de um processo, ao nível de paisagem, resultante principalmente da ação antrópica, sobre a cobertura de vegetação nativa e que tem como principais consequências a perda e a separação do habitat, dando origem a “ilhas de vegetação” nativa separadas por uma matriz de vegetação alterada (Saunders et al., 1991; Franklin, 2002; McGarigal & Cushman, 2002). Entretanto, outros autores entendem e tratam fragmentação de habitat e perda de habitat de maneira separada. Para estes autores, o termo fragmentação de habitat seria simplesmente o processo de isolamento de áreas de vegetação nativa e sua configuração na paisagem, não considerando a perda de habitat, que seria um processo diferente da fragmentação de

habitat (Fahrig, 1997; Fahrig, 2003). Neste trabalho, “fragmentação de habitat” é tratado em sua forma mais abrangente, referindo-se a todos os fatores envolvidos no processo antrópico que resulta na perda e separação dos fragmentos de vegetação nativa e os diversos mecanismos e efeitos ecológicos subjacentes, como proposto por alguns autores (Haila, 2002; Ewers & Didham, 2006). Quando necessário, serão tratados e especificados separadamente os processos subjacentes à fragmentação de habitat, como a perda de vegetação nativa, o isolamento e a configuração espacial dos fragmentos.

Atualmente, assim como a maioria dos grupos de organismos, os mamíferos do Brasil têm como principal ameaça os efeitos da fragmentação do habitat (Costa et al., 2005). Portanto, é de extrema importância para a conservação deste grupo o entendimento de como as mudanças na configuração da paisagem afetam as populações das diferentes espécies que o compõe. Pelo fato de ser um grupo de grande exigência ambiental, diversas espécies de mamíferos são consideradas espécies guarda-chuva (Roberge & Angelstam, 2004). Estas espécies são frequentemente utilizadas para direcionar esforços conservacionistas, pois se espera que, conservando as espécies de maior exigência ambiental, estariam sendo preservadas também a maior parte das outras espécies co-ocorrentes, que supostamente teriam menor exigência ambiental (Lambeck, 1997).

A variação do tamanho corporal entre as diferentes espécies de mamíferos tem acentuada influência sobre suas outras características biológicas, história de vida e relações ecológicas (Blueweiss et al., 1978; Lindstedt et al., 1986) e estes fatores influenciam diretamente no modo como uma espécie interage com uma paisagem fragmentada (With & Crist, 1995). Mamíferos de maior porte, em geral, necessitam de maior área de vida e, ao mesmo tempo, possuem maior capacidade de se deslocarem e utilizarem diferentes fragmentos da paisagem, tornando-os assim mais sensíveis à perda de habitat e menos sensíveis ao isolamento do habitat quando comparados a espécies de menor porte (Cardillo, 2003). A exceção a este padrão compreende apenas um reduzido número de espécies que, ao mesmo tempo possuem pequeno tamanho corporal (baixa capacidade de atravessar a matriz) e são de elevada posição trófica (possuem grandes áreas de vida), como por exemplo, no caso dos felinos de pequeno

porte. Estas características fazem com que este grupo especial de espécies se extinga em fragmentos pequenos e não consiga recolonizá-los ou simplesmente utilizá-los temporariamente, ficando assim, restritas aos grandes fragmentos (Gittleman & Harvey, 1982; Reiss, 1988) e podem constituir um grupo indicador de integridade ambiental. Como exemplo, o felino de pequeno porte *Leopardus wiedii*, com massa corporal entre 3 e 9 kg, apresentou áreas de vida tão grandes quanto 15,9 km<sup>2</sup> (1.590 ha) no estudo de Oliveira (1998), o que ilustra porque espécies de pequenos felinos são geralmente encontradas apenas em grandes fragmentos. O entendimento destas diferenças na interação com a paisagem, entre espécies de maior e menor tamanho corporal pode ser a chave para a conservação eficiente da comunidade de mamíferos como um todo e, consequentemente, para a conservação de grande parte dos outros grupos de organismos co-ocorrentes de uma região (Law & Dickman, 1998).

Avaliações a respeito da integridade ambiental de uma região ou paisagem podem servir a diversos propósitos. Tais avaliações antes e depois de intervenções conservacionistas podem medir o sucesso das intervenções e, além disso, podem servir como critério na decisão por investir na conservação de uma região específica, em detrimento de outras. Várias são as medidas que podem ser utilizadas para indicar a integridade ambiental de uma região ou fragmento. Entre estas medidas estão a riqueza e diversidade de espécies, a densidade de indivíduos, a área total de cobertura de vegetação nativa e a presença de espécies com grande exigência ambiental. Todas essas medidas possuem suas limitações e, portanto, é recomendável que sejam mensuradas e consideradas conjuntamente (Andreasen et al., 2001). A riqueza de espécies e a área total de vegetação nativa, provavelmente, são os indicadores mais utilizados na comparação de áreas em relação à integridade ambiental, porém estas medidas são limitadas. Áreas apresentando riquezas iguais podem possuir diferenças importantes na composição de suas espécies e, além disso, podem conter espécies que não possuem populações viáveis em longo prazo e que serão extintas num curto espaço de tempo (Hanski & Ovaskainen, 2002; Kuussaari et al., 2009). E a vegetação nativa por si não indica a integridade ambiental, pois outros fatores como caça, corte seletivo de árvores e até mesmo a coleta intensiva de frutos e castanhas, podem ter importantes impactos negativos sobre a fauna de uma região (Redford, 1992).

Estudos que avaliam a riqueza, composição e abundância de espécies de determinada região são primordiais para a tomada de decisões conservacionistas e, geralmente, são o primeiro passo para a condução de investigações ecológicas mais aprofundadas (Barea-Azcón et al., 2007). Vários são os métodos utilizados para a detecção de espécies de mamíferos em campo, porém, um dos que vem mais sendo utilizado nos últimos anos é a utilização de câmeras fotográficas automáticas, chamado de armadilhamento fotográfico ou “camera trapping” (Rowcliffe & Carbone, 2008). Quando comparado a outros métodos de levantamento de espécies de mamíferos de médio e grande porte, o armadilhamento fotográfico é considerado a melhor escolha na grande maioria dos casos (Trolle & Kéry, 2005; Tobler et al., 2008; Trolle et al., 2008), pois apesar do elevado custo inicial na aquisição dos equipamentos, este é o método que consegue coletar a maior quantidade de dados confiáveis em campo, além de ser possível o estudo e monitoramento de grandes áreas por grandes espaços de tempo com a necessidade de poucos pesquisadores em campo, o que o torna versátil e de baixo custo, em longo prazo (Silveira et al., 2003).

Os valores de abundância relativa de espécies obtidos em levantamentos não refletem perfeitamente a densidade diferenciada de seus indivíduos na paisagem, pois podem sofrer um viés do método de amostragem empregado. Este viés surge devido à probabilidade de detecção diferenciada para espécies distintas. O levantamento de mamíferos através de armadilhas fotográficas é enviesado principalmente pelo comportamento e pelo tamanho corporal das espécies. Espécies que se deslocam mais têm mais chances de serem registradas do que espécies que se deslocam menos; espécies maiores têm mais chances de ativarem o sensor das câmeras e gerar um registro fotográfico do que espécies menores, como demonstrado por Tobler et al. (2008); e espécies estritamente terrestres têm mais chances de serem detectadas do que espécies escansoriais. Porém, se o interesse é avaliar as diferenças nas distribuições de abundâncias relativas entre os fragmentos, não é importante o fato de que as probabilidades de detecção das espécies sejam diferentes, desde que essas probabilidades sejam constantes em todos os fragmentos amostrados.

Neste trabalho, é proposta a análise das distribuições de abundâncias relativas de espécies de mamíferos de médio e grande porte como maneira de avaliar os efeitos

de área de vegetação nativa, conectividade e integridade ambiental de fragmentos sobre a comunidade de mamíferos em uma paisagem fragmentada. O objetivo é propor uma análise simples, a partir de dados que são comumente obtidos em levantamentos de mamíferos através de armadilhamento fotográfico. Para tal, a análise utiliza apenas duas medidas extraídas em campo, a área de vegetação nativa dos fragmentos e os valores de abundância relativa das espécies de cada fragmento.

Considerando a quantidade de vegetação nativa como principal responsável pela frequência de ocorrência e abundâncias relativas de espécies de mamíferos em um fragmento (Swihart et al., 1988; Fahrig, 1997; Wiegand et al., 2005), a análise, a partir destes valores, baseia-se no cálculo de um valor numérico único, a Massa Corporal Média (M.C.M.) para cada fragmento da paisagem e avalia sua relação com a área de vegetação nativa do fragmento. A partir desta relação, pode-se separar o efeito puramente relacionado à quantidade de vegetação nativa dos efeitos de isolamento e de integridade ambiental sobre as abundâncias relativas de mamíferos. A hipótese é a de que fragmentos maiores possuem maior frequência de ocorrência e maior abundância relativa de espécies de maior porte e, portanto, maior M.C.M. Sendo assim, fragmentos que se distanciam do previsto pela regressão linear entre a área de fragmento e a M.C.M. podem não estar sofrendo apenas com o efeito de redução de área, podendo ainda estar sob o efeito de um isolamento muito grande e ou sob efeito de outras ações antrópicas que influenciam na integridade ambiental. Efeitos como caça, corte seletivo de árvores, exploração intensa de recursos em seu interior (coleta de frutos, castanhas e sementes), retirada de vegetação nativa próxima ao fragmento ou qualquer outra ação antrópica podem afetar, negativamente, as espécies de mamíferos presentes naquele fragmento.

## **2. MODELO CONCEITUAL DA ANÁLISE**

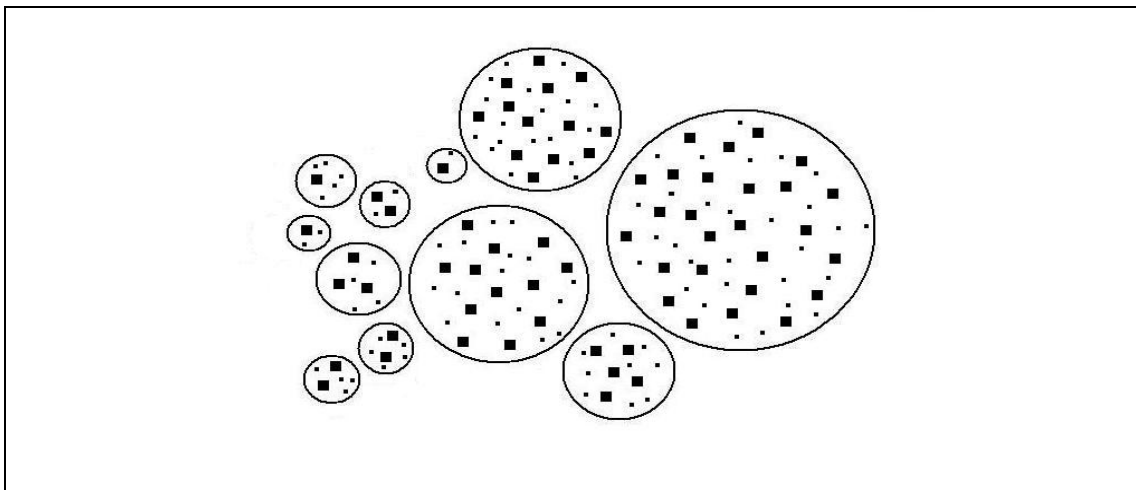
Por se basear em premissas conceituais e poucas medidas empíricas extraídas das paisagens fragmentadas, a análise proposta sacrifica precisão e realismo, buscando principalmente ser generalizável a todas as paisagens fragmentadas ocupadas por mamíferos. A definição da análise através destes três parâmetros (precisão, realismo e

generalização) como proposta por Levins (1966), pode ajudar a esclarecer de início a que a análise se propõe e quais são suas limitações. Em seu artigo sobre uso de modelos em ecologia de paisagens, Metzger et al. (2007) também discutem a importância em se encontrar um equilíbrio entre a complexidade e a capacidade de generalização de modelos. Metzger et al. (2007) ressaltam, ainda, que modelos baseados em “experimentos observacionais” em macro-escala, como o utilizado neste trabalho, têm como características o alto poder de generalizações, necessitam de menor quantidade de dados e apresentam baixo custo, mas ao mesmo tempo possuem baixa testabilidade de hipóteses e tornam difícil a utilização de réplicas e controles verdadeiros como os existentes em um processo cartesiano de pesquisa. Estas peculiaridades devem ser encaradas mais como diferentes características dos modelos, relacionadas com seus objetivos e menos como sendo “vantagens” e “desvantagens” de cada modelo.

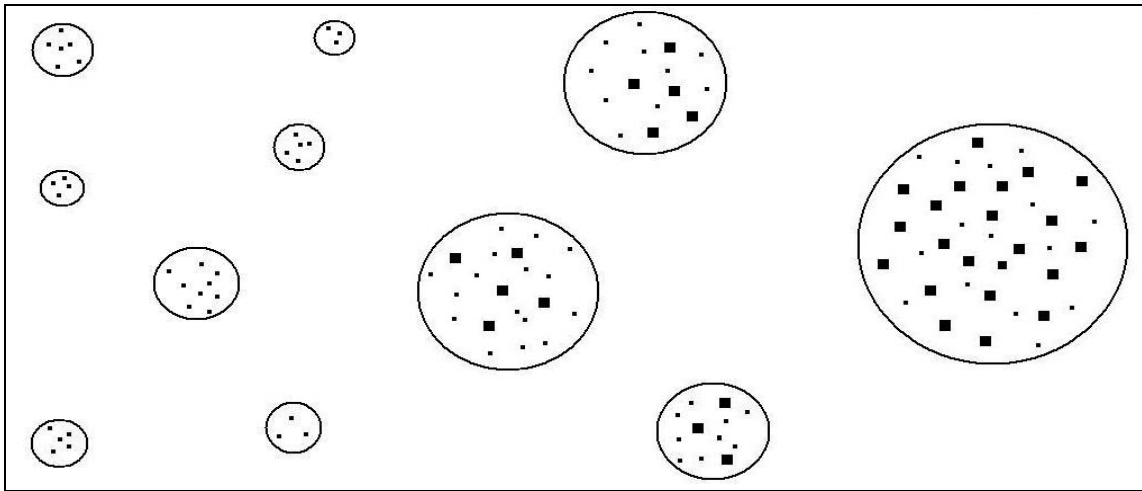
O modelo em que se baseia a análise de abundâncias relativas proposta neste trabalho, parte da premissa de que a utilização da paisagem fragmentada pela comunidade de mamíferos é fortemente influenciada pela capacidade de deslocamento e pelo tamanho de área de vida das espécies (Swihart et al, 1988; With & Crist, 1995) e que estes dois fatores são determinados pelo tamanho corporal das diferentes espécies da comunidade (Blueweiss et al., 1978; Lindstedt et al., 1986). Assume-se que espécies de mamíferos de maior tamanho corporal necessitam de maior área de vida e, ao mesmo tempo, possuem maior capacidade de se deslocar na paisagem. Sendo assim, estas espécies seriam mais sensíveis à perda de habitat e menos sensíveis ao isolamento do habitat, quando comparadas a espécies de menor tamanho corporal. Portanto, podemos esperar que a dinâmica de utilização da paisagem fragmentada por mamíferos será regulada pelo tamanho corporal das espécies e suas respostas diferenciadas em relação à área e isolamento dos fragmentos.

Paisagens fragmentadas podem estar sob influência de diferentes graus de conectividade, dependendo do tipo de matriz existente e da distância entre os fragmentos. Paisagens com alto grau de conectividade (matriz permeável e ou pequenas distâncias entre os fragmentos) podem oferecer condições para que todas

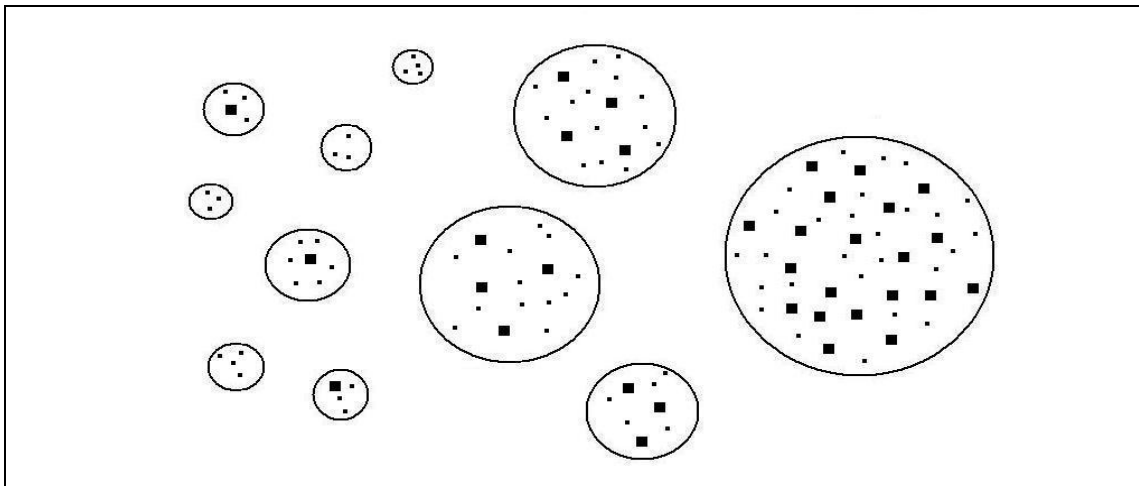
as espécies se desloquem pela matriz e utilizem os fragmentos conjuntamente, como se os fragmentos fossem contínuos e, portanto, o tamanho corporal não influenciaria na dinâmica de utilização da paisagem (figura 1). Em paisagens com baixo grau de conectividade (matriz impermeável e ou distâncias muito grandes), todas as espécies estariam confinadas aos fragmentos em que ocorrem e, portanto, não existiria uma dinâmica de utilização da paisagem e os fragmentos funcionariam como ilhas isoladas umas das outras (figura 2). Já em paisagens com grau de conectividade moderado, espera-se que as espécies de maior tamanho corporal sejam capazes de se deslocar entre os fragmentos, utilizando-os conjuntamente, enquanto que espécies de menor tamanho corporal estejam confinadas ou fortemente restringidas aos fragmentos em que ocorrem (figura 3).



**Figura 1** Paisagem fragmentada com alto grau de conectividade. Representação extrema, onde a utilização da paisagem não é determinada pelo tamanho corporal e todas as espécies se deslocam entre os fragmentos e percebem a paisagem como sendo contínua. Pontos pequenos representam espécies de menor porte e pontos grandes espécies de maior porte.



**Figura 2** Paisagem fragmentada com baixo grau de conectividade. Representação extrema, onde nenhuma espécie consegue se deslocar na paisagem, ficando confinadas em seus fragmentos. Neste caso, também se pode esperar aumento da Massa Corporal Média com aumento da área, porém não devido à dinâmica de utilização da paisagem pelas espécies de diferentes tamanhos corporais, como é feito pela análise proposta; mas simplesmente porque apenas os fragmentos maiores oferecem condições à sobrevivência de espécies de maior porte. Pontos pequenos representam espécies de menor porte e pontos grandes espécies de maior porte.



**Figura 3** Paisagem fragmentada com moderado grau de conectividade. Representação mais comum e realista, onde a utilização da paisagem por diferentes espécies seria determinada pelo tamanho corporal. Pontos pequenos representam espécies de menor porte e pontos grandes espécies de maior porte.

Considerando o efeito do tamanho corporal na necessidade de área de vida e na capacidade de deslocamento das espécies, pode se esperar que em paisagens reais com moderado grau de conectividade, espécies menores estejam a todo o momento, ocupando todos os fragmentos da paisagem, pelo fato de serem tolerantes a pequenos fragmentos, enquanto que as espécies de maior porte, devido à grande necessidade de área de vida estariam, a todo o momento, ocupando apenas os maiores fragmentos e, eventualmente, poderiam estar ocupando também alguns dos fragmentos menores, fazendo com que a frequência de ocorrência e a abundância relativa das espécies maiores aumente junto com o incremento da área (figura 3).

Uma análise baseada em um modelo simples, como aqui proposto, pode servir como etapa “exploratória” na construção de modelos e análises mais complexas, envolvendo mais métricas da paisagem e informações mais detalhadas das características biológicas e ecológicas das espécies de interesse (Metzger, 2006a; Metzger et al., 2007). Porém, estes modelos exigem uma quantidade muito maior de dados extraídos em campo e podem não ser generalizáveis a outras regiões, o que dificulta muito sua utilização no direcionamento de medidas conservacionistas práticas, que muitas vezes exigem decisões rápidas, a partir de pequena quantidade de dados coletados em campo.

Para validar este modelo de utilização da paisagem pelas espécies de mamíferos, a análise se baseia nas distribuições das abundâncias relativas das espécies de cada fragmento da paisagem. Para isso, multiplica-se o valor de abundância relativa de cada espécie por sua massa corporal. A soma de todos estes valores resulta na Massa Corporal Média do fragmento, que de acordo com a dinâmica de utilização prevista, tende a ser maior quanto maior for a área do fragmento.

Além disso, podemos esperar que a Massa Corporal Média dos indivíduos de um fragmento possui um valor máximo, que seria atingido em áreas suficientemente grandes a ponto de não restringirem a abundância relativa das espécies de maior porte devido a limitações na quantidade de habitat disponível.

Pode-se argumentar que algumas espécies fogem deste padrão de utilização da paisagem, como é o caso dos pequenos felinos, que possuem ao mesmo tempo grande necessidade de área de vida e pequena capacidade de deslocamento entre

fragmentos. É bem provável que estas sejam as únicas espécies que ocupam exclusivamente os maiores fragmentos, pois já foram extintas dos fragmentos menores e não conseguem recolonizar nem mesmo utilizar temporariamente estes fragmentos. Porém, pelo fato deste grupo ser constituído por um pequeno número de espécies e por naturalmente ocorrerem em baixas densidades, a presença destas espécies na paisagem não possui influência significativa no cálculo da Massa Corporal Média dos indivíduos de um fragmento. Devido a estas características singulares de utilização do habitat e por não influenciar significativamente no valor de Massa Corporal Média, este grupo poderia ser considerado por si só como um indicador de integridade ambiental dos fragmentos. Além disso, a presença de pequenos felinos em fragmentos muito pequenos pode indicar que o fragmento está bastante próximo a outro maior, ou que o histórico de fragmentação do fragmento é bastante recente, sendo que não houve tempo suficiente para que estas espécies tenham se extinguido (Tilman et al., 1994; Hanski & Ovaskainen, 2002).

Como previsto pelo modelo conceitual de utilização da paisagem por espécies de tamanhos corporais diferentes, se amostrássemos os fragmentos das áreas de estudo por um tempo bastante longo (dois ou três anos, por exemplo), é de se esperar que as espécies de maior porte serão registradas em praticamente todos os fragmentos, devido à capacidade de se deslocarem pela paisagem e utilizarem os fragmentos conjuntamente, mas isso não significa que os fragmentos possuem igual importância para estas espécies, como seria indicado por uma função de incidência (Hanski, 1994). Esta medida de importância é mais bem representada pelo número de vezes em que a espécie “visita” o fragmento e pelo tempo gasto por ela nos diferentes fragmentos. Através do armadilhamento fotográfico, esta utilização dos fragmentos será refletida no número de registros fotográficos da espécie em cada fragmento. Quanto mais “visitas” e mais tempo gasto pela espécie em determinado fragmento, mais registros fotográficos dela serão obtidos. E é exatamente esta proporção de registros das espécies de maior porte em relação às de menor porte (abundância relativa) que é considerada pela análise proposta, indicando uma maior ou menor utilização dos fragmentos maiores pelas espécies de maior porte, através do valor numérico da Massa Corporal Média. Desta maneira, a função de incidência utilizada

por Hanski (1994) deve-se limitar a paisagens com fragmentos totalmente isolados (figura 2), pois sua utilização tem pouca relevância e podem gerar conclusões errôneas em paisagens com grau moderado de conectividade, que permitem o deslocamento das espécies, como representado na figura 3.

Os valores obtidos pelo cálculo da Massa Corporal Média se propõe a comparar fragmentos de uma mesma paisagem, não importando a composição de espécies da paisagem. Porém, diferenças na composição de espécies impossibilitam a comparação entre fragmentos de paisagens muito distantes entre si, pois em regiões onde existe naturalmente a predominância de espécies de maior porte, a Massa Corporal Média dos fragmentos irá ser maior do que a dos fragmentos em regiões onde a predominância é de espécies de menor porte, simplesmente devido à composição diferenciada de espécies e não devido às diferenças no tamanho de área, isolamento e integridade ambiental dos fragmentos.

Por não levar em consideração medidas de isolamento dos fragmentos extraídas em campo, o modelo assume que paisagens reais são dominadas por grau moderado de conectividade de seus fragmentos e que pequenos isolamentos são suficientes para confinar ou restringir fortemente as populações de espécies de menor porte aos fragmentos em que estas ocorrem e, apenas isolamentos muito grandes, seriam capazes de impedir o deslocamento de espécies de maior porte entre os fragmentos. E mesmo que as premissas em relação à conectividade não sejam totalmente verdadeiras para todos os fragmentos, elas no mínimo exercem elevada influência e seus efeitos serão detectados em maior ou menor grau pelos resultados da análise. Como exemplo da capacidade de deslocamento de espécies de grande porte, Silveira (2004) encontrou indivíduos de onça-pintada (*Panthera onca*, 90 kg) utilizando áreas a 40 km de distância de sua área de vida regular, enquanto Fragoso (1998) encontrou áreas de vida para grupos de queixada (*Tayassu pecari*, 32,5 kg) tão grandes quanto (109.6 km<sup>2</sup> ou 10.960 ha).

A seguir, é feito um estudo de caso para avaliar se a Massa Corporal Média aumenta junto com o incremento da área de vegetação nativa de fragmentos florestais, em duas paisagens com grau moderado de conectividade, em que o

isolamento e a matriz existente não impossibilitam que espécies de maior porte se desloquem pela paisagem.

### 3. ESTUDO DE CASO

#### Área de estudo e coleta de dados

Para testar as previsões da análise proposta, foram utilizados dados de dois levantamentos de mamíferos de médio e grande porte ( $> 1$  kg). Um deles realizado em 2009 (Calaça, 2009), no município de Aruanã-GO ( $14^{\circ}55'S$  e  $51^{\circ}04'O$ ) e outro realizado em 2010 (para informações detalhadas, ver capítulo 1) no município de São Miguel do Araguaia-GO ( $13^{\circ}16'S$  e  $50^{\circ}09'O$ ). Os dois municípios se localizam às margens do Rio Araguaia, na região denominada de Médio Araguaia, e a distância entre eles é de aproximadamente 200 km em linha reta (figura 4).



**Figura 4** Localização dos municípios de São Miguel do Araguaia e Aruanã, Goiás.

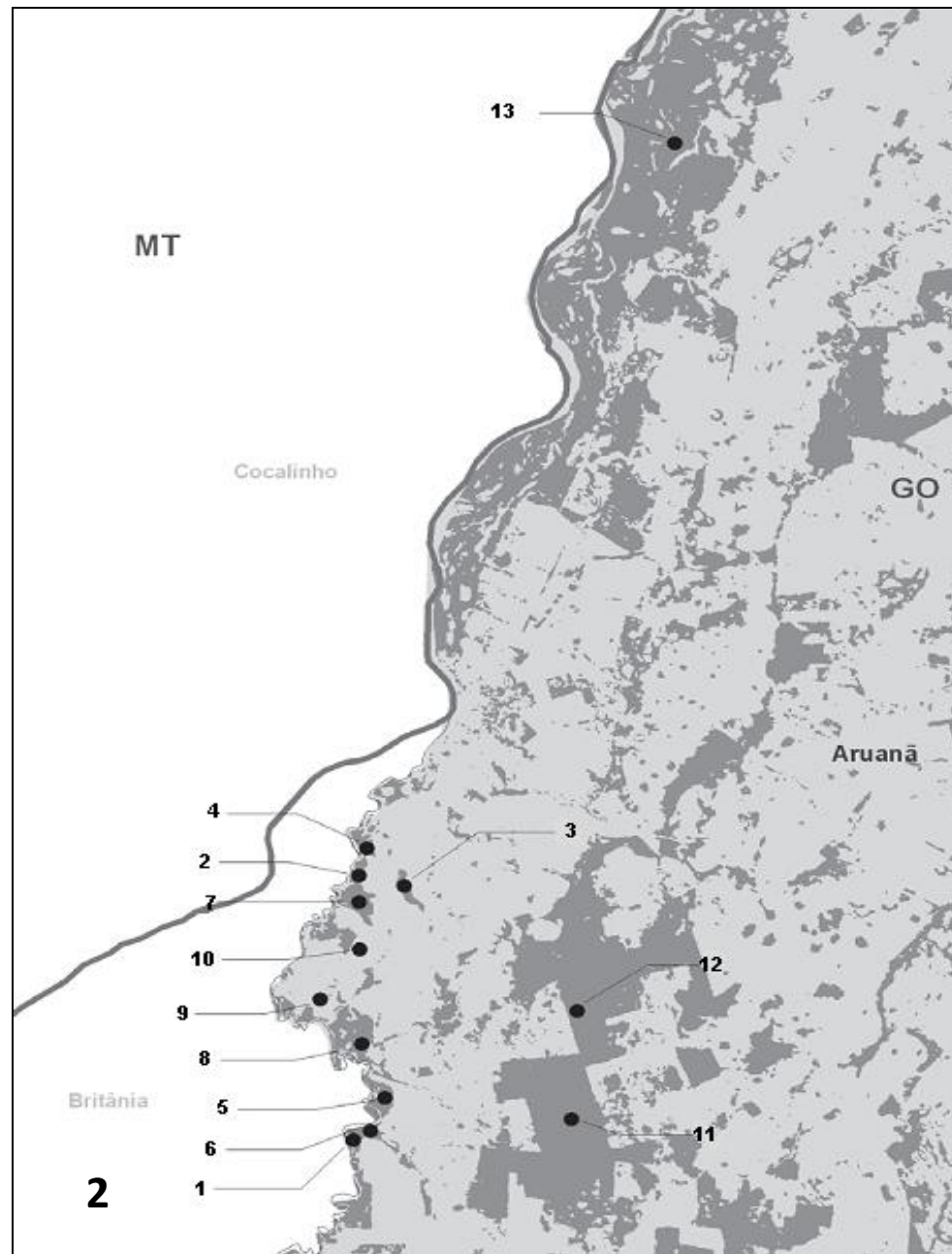
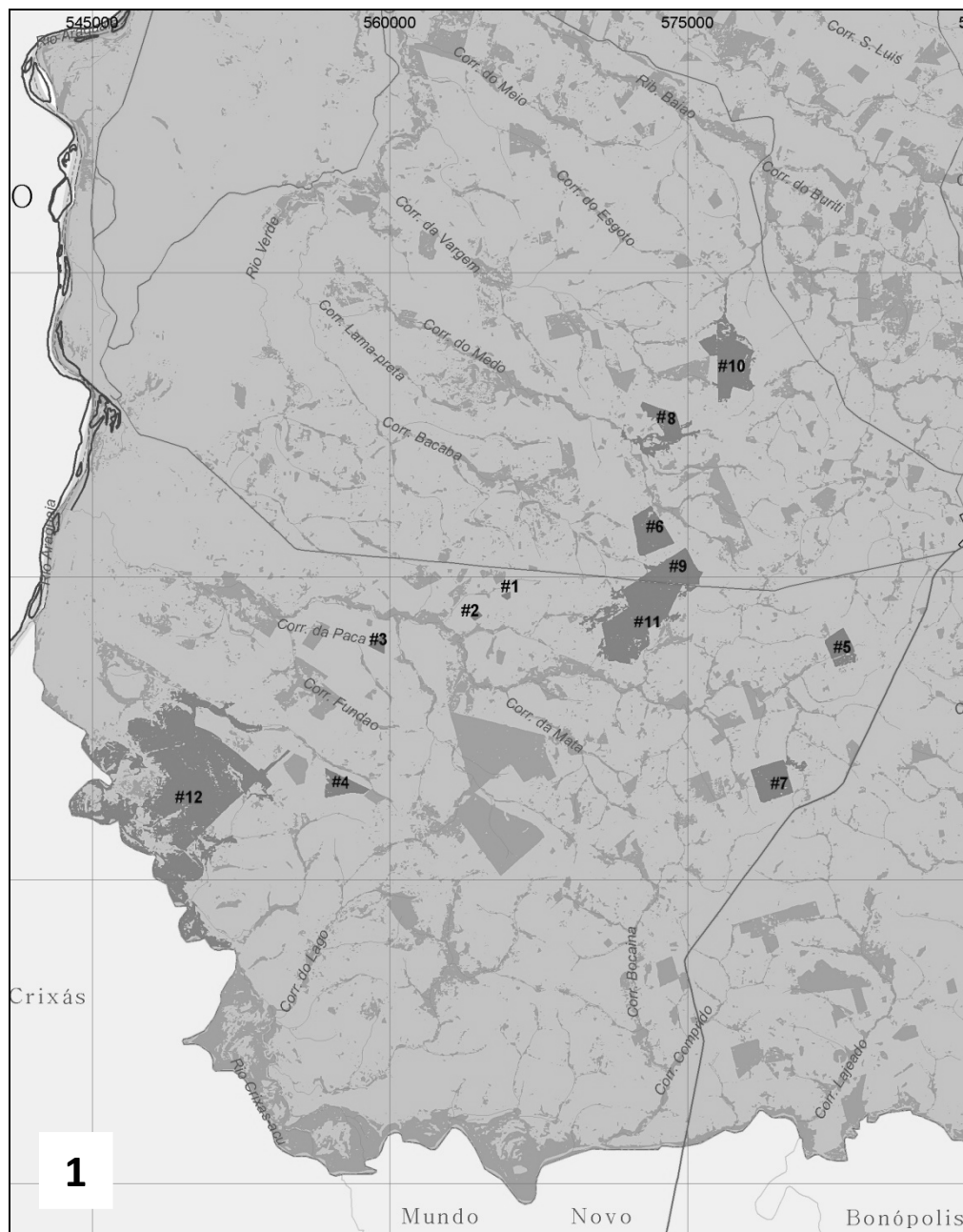
Um total de 25 fragmentos foram amostrados através dos dois estudos, sendo que 13 dos fragmentos se localizam em Aruanã e 12 em São Miguel do Araguaia. Todos eles se constituem de vegetação florestal, correspondendo a matas ciliares, matas de galeria e ou matas secas, de acordo com a classificação fitofisionômica de Ribeiro & Walter (2008). Os fragmentos correspondem a áreas de reserva legal de propriedades rurais localizadas no município de São Miguel do Araguaia e Aruanã. No caso de Aruanã, um dos fragmentos amostrados (fragmento 13, tabela 1) se localiza na Reserva Extrativista (RESEX) Lago do Cedro, criada por Decreto Federal em 11 de setembro de 2006. A área da RESEX é de 17.337 ha e o fragmento amostrado tem 6.256 ha (tabela 1). Antes do decreto, o fragmento amostrado também era uma área de reserva legal da Fazenda Lago do Cedro e, pelo fato de a RESEX ainda estar em fase de levantamento de sua situação fundiária, nenhum manejo de espécies ou fiscalização diferenciada é realizada na área, o que poderia produzir algum efeito positivo em relação à ocorrência de espécies. Por esse motivo, a área não deve ser considerada diferente do restante dos fragmentos de reserva legal amostrados.

O levantamento das espécies nos dois estudos foi feito unicamente através de armadilhamento fotográfico ("camera trapping"), em fragmentos com tamanhos progressivamente maiores, variando de 7 a 6.256 hectares e com a quantidade de câmeras variando de acordo com o tamanho de cada fragmento.

Nos dois estudos, os menores fragmentos foram amostrados com apenas uma câmera posicionada no centro do mesmo. Já em fragmentos com mais de uma câmera, estas foram distribuídas em linhas de amostragem seguindo o maior eixo do fragmento, com distâncias entre as câmeras um pouco diferentes entre os dois estudos (1000m em Aruanã e 400m em São Miguel do Araguaia). Porém, como verificado por Tobler et al. (2008), as diferenças na disposição e distância entre as câmeras não têm efeito significativo nos resultados da amostragem de mamíferos de médio e grande porte, desde que estas distâncias assegurem a independência dos registros realizados por cada equipamento e, também, considerando que a heterogeneidade de habitat do fragmento seja contemplada pela distribuição das câmeras. Considerando espécies onde não se pode identificar cada indivíduo separadamente, é impossível ter a certeza de que um mesmo indivíduo não foi

registrado em duas câmeras diferentes, tanto para distâncias de 1000m quanto de 400m entre elas. Porém, os fragmentos florestais são de difícil deslocamento em seu interior, quando comparado a trilhas, estradas de terra ou mosaicos de fitofisionomia mais abertas como as formações savânicas do Cerrado, onde distâncias maiores entre as câmeras (maiores do que as utilizadas nos dois estudos aqui analisados) poderiam ser necessárias. Além disso, a homogeneidade do ambiente florestal faz com que a sua diversidade de habitat seja baixa quando analisada do ponto de vista de micro-habitats para mamíferos de médio e grande porte, o que também possibilita uma disposição mais adensada das unidades amostrais (câmeras fotográficas).

A proximidade entre as duas áreas de estudo faz com que estejam dentro da área de ocorrência de um mesmo conjunto de espécies de mamíferos de médio e grande porte. Além disso, as duas áreas possuem a mesma matriz, composta de pastagem de gado e possuem configuração e distância entre os fragmentos bastante similares, com distâncias entre os fragmentos amostrados e um fragmento vizinho ou corredor de mata de galeria sempre inferior a 1 km (figura 5).



**Figura 5** Localização dos fragmentos amostrados em São Miguel do Araguaia-GO (1) e Aruanã-GO (2).

## Análise dos dados

Para avaliar as distribuições das abundâncias relativas das espécies entre os fragmentos de diferentes tamanhos, os valores de abundância relativa foram calculados para cada um deles, a partir do número de registros fotográficos de cada espécie ( $n_i$ ), dividido pelo número total de registros fotográficos do fragmento ( $N$ ), como apresentado na tabela 1, e que pode ser representado pela seguinte fórmula matemática:

$$\text{Abundância relativa } Sp_i = \left( \frac{n_i}{N} \right)$$

Estes valores foram multiplicados pela massa corporal de cada espécie, de acordo com a massa corporal indicada por Marinho-Filho et al. (2002). Os valores resultantes foram somados, resultando na Massa Corporal Média (M.C.M.) dos indivíduos para cada fragmento, como representado na seguinte fórmula matemática:

$$M.C.M. = \sum i (\text{Abundância relativa } Sp_i \times \text{Massa corporal } Sp_i)$$

Portanto, esses valores da Massa Corporal Média refletem a proporção de registros (número de fotografias) de espécies de maior porte em relação aos registros de espécies de menor porte, sendo que quanto maior esta proporção, maior é a Massa Corporal Média apresentada pelo fragmento. A partir dos valores obtidos foi feita uma regressão linear entre Massa Corporal Média e área dos fragmentos.

Medidas de isolamento não foram utilizadas devido à premissa de que o isolamento existente entre os fragmentos nas duas paisagens consideradas é suficiente para impossibilitar ou restringir consideravelmente o deslocamento de espécies de menor porte entre os fragmentos, mas ao mesmo tempo, permite livre deslocamento das espécies de maior porte. Esta premissa é fundamentada nos

resultados dos dois estudos analisados neste trabalho, que encontraram espécies com grandes áreas de vida em fragmentos muito pequenos, indicando que estas espécies podem estar utilizando vários fragmentos em busca dos recursos que necessitam.

Foi também calculada a Massa Corporal Média para o conjunto de fragmentos de São Miguel do Araguaia e para o conjunto dos fragmentos de Aruanã, a fim de avaliar possíveis diferenças de integridade ambiental e histórico de fragmentação entre as duas áreas de estudo.

Pelo fato da análise proposta se basear numa média feita a partir dos registros dos indivíduos de cada fragmento, aqueles com amostragens muito baixas (menos de 20 registros fotográficos) foram excluídos da análise de regressão, pois podem não refletir a real Massa Corporal Média dos indivíduos presentes no fragmento. Além disso, o fragmento número 10 de São Miguel do Araguaia também foi excluído das análises por ter sido verificado em campo como um fragmento extremamente degradado por derrubada da vegetação nativa em seu interior e pela atividade de caça de espécies de grande porte, o que faz com que, mesmo com uma área relativamente grande, apresente valor de Massa Corporal Média de indivíduos muito baixa. Restaram, assim, 14 fragmentos para a análise de regressão linear. Tais exclusões de fragmentos se mostraram necessárias para cumprir com o objetivo da análise de avaliar unicamente o efeito da área sobre as distribuições de abundâncias relativas das espécies entre os fragmentos amostrados.

## **Resultados**

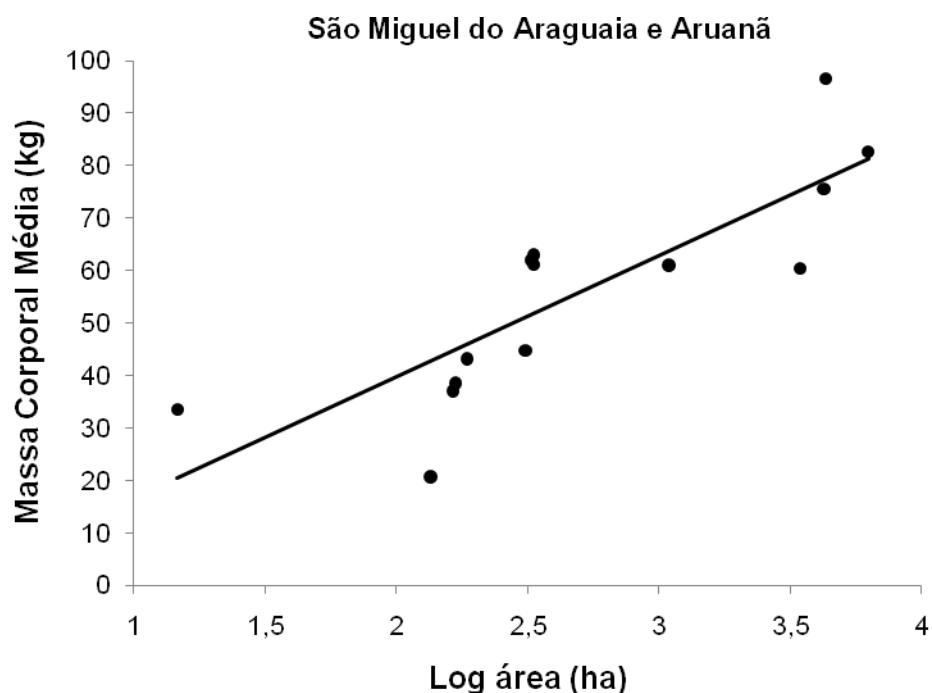
As informações a respeito da composição, abundância relativa, Massa Corporal Média, total de registros obtidos, esforço amostral e tamanho da área para cada um dos fragmentos são apresentados na tabela 1. Considerando os dois levantamentos, foi amostrado um total de 24 espécies de mamíferos de médio e grande porte.

Espécies de grande porte e, portanto, com grande necessidade de área de vida, como a anta (*Tapirus terrestris*, 225 kg), veado-mateiro (*Mazama americana*, 37 kg), tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*, 31 kg) e cateto (*Pecari tajacu*, 23,5 kg) foram encontradas em grande parte dos fragmentos, até mesmo nos menores, alguns

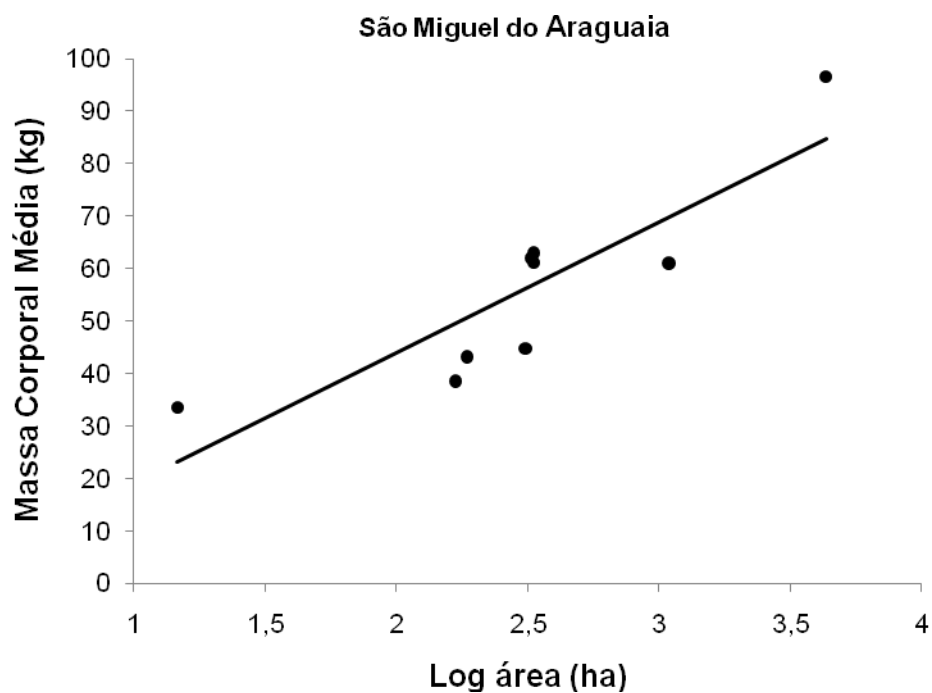
com 15, 13 e até 7 ha de área (tabela 1). Estas espécies não conseguem sobreviver utilizando apenas fragmentos tão pequenos (Medri, 2005) e isso confirma que elas são capazes de se deslocar pela paisagem, utilizando os fragmentos conjuntamente. Este resultado corrobora com a premissa de que as duas paisagens possuem um grau moderado de conectividade, não tendo seus fragmentos isolados totalmente.

Como previsto pelo modelo conceitual, os fragmentos conjuntos das duas áreas de estudo apresentaram relação positiva e significativa através da regressão linear entre Massa Corporal Média e área dos fragmentos ( $R^2 = 0,692$ ;  $p < 0,0003$ ;  $n = 14$ ; figura 6).

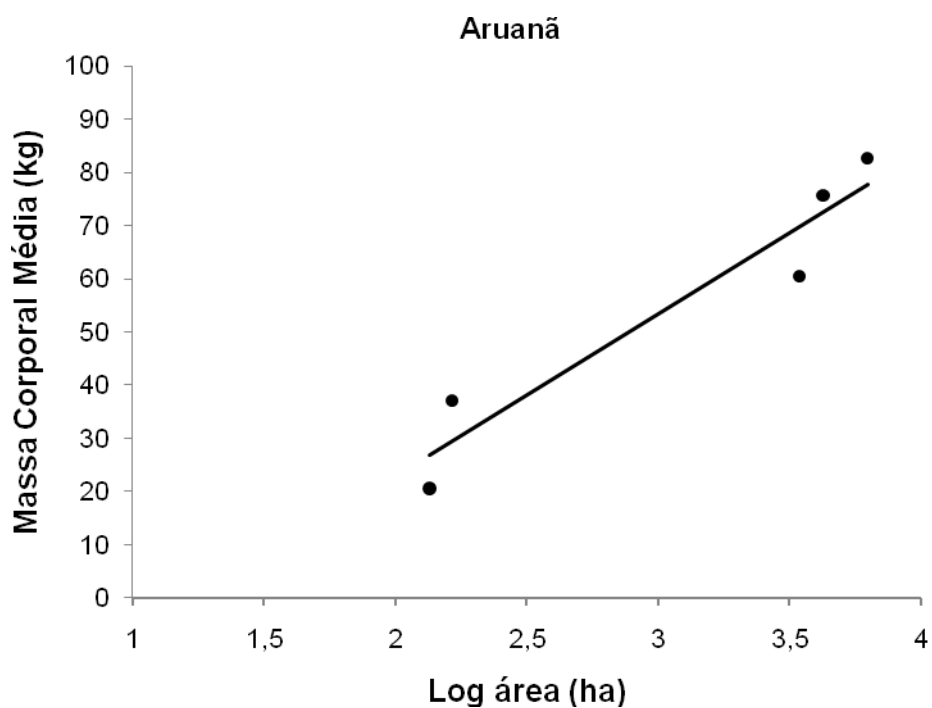
Analisando os estudos em separado, também se verifica relação positiva e significativa para São Miguel do Araguaia ( $R^2 = 0,752$ ;  $p < 0,003$ ;  $n = 9$ ; figura 7) e Aruanã ( $R^2 = 0,92$ ;  $p < 0,01$ ;  $n = 5$ ; figura 8).



**Figura 6** Regressão linear entre Massa Corporal Média e a área dos fragmentos para São Miguel do Araguaia e Aruanã ( $R^2 = 0,692$ ;  $p < 0,0003$ ;  $n = 14$ ).



**Figura 7** Regressão linear entre Massa Corporal Média e a área dos fragmentos para São Miguel do Araguaia ( $R^2 = 0,752$ ;  $p < 0,003$ ;  $n = 9$ ).



**Figura 8** Regressão linear entre Massa Corporal Média e a área dos fragmentos para Aruanã ( $R^2 = 0,92$ ;  $p < 0,01$ ;  $n = 5$ ).

O resultado da Massa Corporal Média para todos os fragmentos de São Miguel do Araguaia foi de 66,53 kg, calculado a partir de 684 registros em um esforço amostral de 3.082 câmeras-dia (0,221 fotografias por câmera-dia) em um total de 7.725 ha de área de vegetação nativa amostrados. O resultado para Aruanã foi de 60,86 kg calculado a partir de 315 registros em um esforço amostral de 2901 câmeras-dia (0,108 fotografias por câmera-dia) em um total de 15.401 ha de área de vegetação nativa amostrados. Este maior valor de Massa Corporal Média e maior sucesso de captura das armadilhas fotográficas (fotografias / câmeras-dia) em uma menor área total amostrada podem indicar uma maior integridade ambiental, histórico de fragmentação mais recente e ou menor atividade de caça na região de São Miguel do Araguaia em relação à Aruanã.

Tabela 1 Abundâncias relativas das espécies, calculadas a partir dos registros fotográficos obtidos em cada fragmento.

| TÁXON e MASSA CORPORAL<br>MÉDIA (Kg)  | FRAGMENTOS DE SÃO MIGUEL DO ARAGUAIA |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |        | FRAGMENTOS DE ARUANÃ |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |        |        |
|---------------------------------------|--------------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|--------|----------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|--------|--------|
|                                       | 1                                    | 2     | 3     | 4     | 5     | 6     | 7     | 8     | 9     | 10    | 11    | 12    | TODOS  | 1                    | 2     | 3     | 4     | 5     | 6     | 7     | 8     | 9     | 10    | 11    | 12    | 13     | TODOS  |
| PILOSA                                |                                      |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |        |                      |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |        |        |
| <i>Myrmecophaga tridactyla</i> (31)   | 0,25                                 | 0,05  |       | 0,042 |       | 0,074 | 0,03  | 0,098 | 0,036 |       | 0,037 | 0,005 | 0,0321 | 0,25                 |       | 0,333 | 0,25  | 0,105 |       | 0,16  | 0,034 |       | 0,143 | 0,013 |       |        | 0,0413 |
| <i>Tamandua tetradactyla</i> (6)      |                                      |       |       |       | 0,033 |       |       | 0,02  |       | 0,025 |       | 0,005 | 0,0058 |                      |       |       |       |       |       |       |       |       |       | 0,023 |       |        | 0,0032 |
| CINGULATA                             |                                      |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |        |                      |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |        |        |
| <i>Cabassous unicinctus</i> (3,25)    |                                      |       |       |       | 0,033 |       |       |       |       |       | 0,009 |       | 0,0029 |                      |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |        |        |
| <i>Dasypus novemcinctus</i> (4,4)     |                                      | 0,05  |       |       |       |       |       |       | 0,018 | 0,025 | 0,019 | 0,005 | 0,0088 |                      |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |        |        |
| <i>Priodontes maximus</i> (45)        |                                      |       |       | 0,042 |       |       |       |       | 0,018 |       | 0,009 |       | 0,0044 |                      |       |       |       |       |       |       |       |       |       | 0,07  |       |        | 0,0095 |
| PRIMATES                              |                                      |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |        |                      |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |        |        |
| <i>Cebus libidinosus</i> (3,1)        |                                      | 0,05  |       | 0,083 |       | 0,093 | 0,03  | 0,02  | 0,071 | 0,1   | 0,047 | 0,037 | 0,0468 | 0,25                 |       |       |       |       | 0,083 | 0,08  |       |       |       |       | 0,081 | 0,0349 |        |
| CARNIVORA                             |                                      |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |        |                      |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |        |        |
| <i>Cerdocyon thous</i> (6,5)          |                                      |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       | 0,019 | 0,0058 |                      |       |       |       | 0,053 |       |       |       |       |       |       |       |        | 0,0032 |
| <i>Eira barbara</i> (4,85)            |                                      |       |       | 0,042 | 0,033 | 0,037 | 0,03  | 0,196 |       |       | 0,028 | 0,019 | 0,0336 |                      |       |       |       | 0,105 |       | 0,172 |       |       | 0,103 |       | 0,035 | 0,0571 |        |
| <i>Procyon cancrivorus</i> (5,5)      |                                      |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |        |                      |       | 0,167 |       |       |       |       |       |       | 0,026 |       |       |        | 0,0095 |
| <i>Nasua nasua</i> (5,25)             | 0,25                                 | 0,3   | 0,091 |       | 0,167 | 0,148 | 0,149 | 0,137 |       | 0,225 | 0,084 | 0,051 | 0,0994 |                      | 0,5   | 0,5   |       | 0,421 | 0,083 | 0,44  | 0,31  |       | 0,286 | 0,077 | 0,116 | 0,105  | 0,1746 |
| <i>Leopardus pardalis</i> (11,5)      |                                      |       |       |       |       |       |       |       |       | 0,025 |       | 0,009 | 0,0044 | 0,25                 |       |       |       | 0,053 | 0,417 |       | 0,069 |       |       | 0,051 | 0,047 | 0,07   | 0,0667 |
| <i>Leopardus wiedii</i> (6)           |                                      |       |       | 0,042 |       |       |       | 0,02  | 0,018 |       |       | 0,005 | 0,0058 |                      |       |       |       |       |       |       |       |       |       | 0,013 |       |        | 0,0032 |
| <i>Panthera onca</i> (90)             |                                      |       |       |       |       | 0,019 |       |       |       |       |       | 0,028 | 0,0102 |                      |       |       |       |       |       | 0,034 |       |       | 0,013 | 0,07  | 0,047 | 0,0286 |        |
| <i>Puma concolor</i> (75)             |                                      |       |       |       |       |       |       | 0,018 |       |       |       | 0,042 | 0,0146 |                      |       |       |       |       |       |       |       |       | 0,013 |       | 0,035 | 0,0127 |        |
| <i>Puma yagouaroundi</i> (6,5)        |                                      |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       | 0,005 | 0,0015 |                      |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |        |        |
| PERISSODACTYLA                        |                                      |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |        |                      |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |        |        |
| <i>Tapirus terrestris</i> (225)       |                                      | 0,1   | 0,364 | 0,083 | 0,133 | 0,148 | 0,209 | 0,235 | 0,196 | 0,05  | 0,187 | 0,352 | 0,2266 |                      | 0,5   |       | 0,25  | 0,263 |       | 0,04  | 0,103 |       | 0,143 | 0,205 | 0,233 | 0,291  | 0,2    |
| ARTIODACTYLA                          |                                      |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |        |                      |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |        |        |
| <i>Pecari tajacu</i> (23,5)           | 0,125                                | 0,1   |       | 0,5   | 0,467 | 0,056 | 0,388 | 0,137 | 0,518 | 0,35  | 0,131 | 0,106 | 0,212  |                      |       |       |       | 0,25  | 0,16  |       |       |       | 0,064 | 0,279 | 0,163 | 0,1206 |        |
| <i>Tayassu pecari</i> (32,5)          |                                      |       |       | 0,125 |       |       |       |       | 0,054 |       | 0,131 | 0,032 | 0,0395 |                      |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |        |        |
| <i>Mazama americana</i> (37)          | 0,125                                | 0,1   |       |       | 0,074 | 0,075 |       |       |       |       | 0,234 | 0,167 | 0,1067 |                      |       | 0,5   |       |       |       | 0,138 |       |       | 0,192 | 0,163 | 0,116 | 0,1206 |        |
| <i>Mazama gouazoubira</i> (18)        | 0,25                                 | 0,05  | 0,273 |       | 0,033 | 0,037 |       | 0,078 |       | 0,025 | 0,019 | 0,046 | 0,038  |                      |       |       |       |       |       |       |       | 0,429 | 0,051 |       | 0,023 | 0,0286 |        |
| RODENTIA                              |                                      |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |        |                      |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |        |        |
| <i>Cuniculus paca</i> (9)             |                                      |       |       |       |       | 0,093 |       | 0,039 | 0,018 |       |       | 0,019 | 0,0175 | 0,25                 |       |       |       |       |       | 0,138 |       |       |       |       |       |        | 0,0159 |
| <i>Dasyprocta azarae</i> (2,85)       |                                      | 0,2   | 0,273 | 0,042 | 0,1   | 0,222 | 0,09  | 0,02  | 0,036 | 0,175 | 0,065 | 0,042 | 0,0804 |                      |       |       |       |       |       | 0,12  |       |       | 0,179 |       | 0,035 | 0,0635 |        |
| <i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> (50) |                                      |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |        |                      |       |       |       | 0,167 |       |       |       |       |       |       |       |        | 0,0063 |
| MASSA CORPORAL MÉDIA                  |                                      |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |        |                      |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |        |        |
| 21,13                                 | 33,52                                | 87,98 | 38,56 | 43,2  | 44,72 | 61,1  | 43,2  | 62,03 | 22,46 | 60,97 | 96,59 | 66,53 | 13,65  | 115,1                | 13,88 | 82,5  | 66,14 | 19,7  | 20,62 | 37,05 | 0     | 45,79 | 60,43 | 75,61 | 82,63 | 60,86  |        |
| TOTAL DE REGISTROS <sup>1</sup>       |                                      |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |        |                      |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |        |        |
| 8                                     | 20                                   | 11    | 24    | 30    | 54    | 67    | 51    | 56    | 40    | 107   | 214   | 682   | 4      | 2                    | 6     | 4     | 19    | 12    | 25    | 29    | 0     | 7     | 78    | 43    | 86    | 315    |        |
| ÁREA DO FRAGMENTO(ha)                 |                                      |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |        |                      |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |        |        |
| 13                                    | 15                                   | 42    | 167   | 186   | 309   | 333   | 334   | 326   | 595   | 1088  | 4317  | 7725  | 7      | 56                   | 63    | 69    | 114   | 116   | 135   | 164   | 211   | 530   | 3438  | 4242  | 6256  | 15401  |        |
| ESFORÇO AMOSTRAL <sup>2</sup>         |                                      |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |        |                      |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |        |        |
| 92                                    | 92                                   | 92    | 92    | 91    | 243   | 270   | 243   | 185   | 240   | 368   | 1074  | 3082  | 76     | 76                   | 58    | 54    | 136   | 117   | 76    | 207   | 75    | 126   | 388   | 351   | 1161  | 2901   |        |

<sup>1</sup> Registros representados por número de fotografias

<sup>2</sup> Esforço amostral medido em câmeras-dia

## 4. DISCUSSÃO

### Aplicabilidade da análise

A vantagem da análise proposta se dá pelo fato de que ela sintetiza aspectos importantes das respostas dos mamíferos em relação à fragmentação de uma paisagem. Além disso, ela é focada no grupo com maior exigência ambiental e ao mesmo tempo é simples e utiliza medidas que são comumente obtidas através de levantamentos rápidos de mamíferos, fazendo com que possa se tornar uma importante ferramenta no direcionamento de ações conservacionistas.

Se tentarmos analisar as distribuições de abundância relativa sem o cálculo da Massa Corporal Média, precisaríamos classificar as espécies da comunidade em classes de tamanho corporal e analisar separadamente a variação de suas abundâncias relativas a fim de verificar o aumento das abundâncias das espécies classificadas arbitrariamente como sendo de “grande porte”. Além disso, teríamos de incorporar na avaliação funções de incidência das espécies, que consideram apenas a frequência de ocorrência das espécies em fragmentos com tamanhos diferentes, ignorando em que proporções as espécies ocorrem nos mesmos (Hanski, 1994). A Massa Corporal Média fornece uma avaliação mais relevante, pois analisa conjuntamente estas duas medidas, ou seja, quanto maior a frequência de ocorrência e abundância relativa das espécies de maior porte em determinado fragmento, maior será o valor obtido.

Considerando os fragmentos de uma paisagem, temos como premissa que fragmentos maiores são melhores do que fragmentos menores, e esta é uma boa generalização. Porém, não sabemos o quão melhores são estes fragmentos quando comparados entre si e, portanto, outras medidas, além da área de cobertura vegetal nativa, devem ser utilizadas na comparação de áreas ou fragmentos. Entre essas medidas, podemos citar a riqueza e diversidade de espécies, a densidade de indivíduos, a presença de espécies indicadoras de integridade ambiental (como os pequenos felinos) e também a Massa Corporal Média dos indivíduos.

Considerando algumas comparações hipotéticas, que podem ser feitas entre diferentes fragmentos e diferentes paisagens, é possível visualizar melhor a utilidade da análise como ferramenta conservacionista.

## **Cenário 1**

A fim de se definir o direcionamento de esforços conservacionistas entre dois fragmentos de uma mesma paisagem, com área total de vegetação nativa bem próxima, riqueza e densidade de indivíduos também equivalentes, podemos analisar as abundâncias relativas de suas espécies através do cálculo da Massa Corporal Média e indicar qual possui maior integridade ambiental e a partir disto direcionar o esforço conservacionista. Se o objetivo for recuperar áreas, o fragmento com menor valor de Massa Corporal Média é o indicado, se a intenção for criar uma Unidade de Conservação, o fragmento com maior valor de Massa Corporal Média seria o mais indicado.

## **Cenário 2**

Com o objetivo de identificar os fragmentos mais afetados por ação antrópica ou por isolamento excessivo em uma região ou paisagem, é possível, após um levantamento da comunidade de mamíferos com armadilhamento fotográfico, realizar uma regressão linear entre a área dos fragmentos amostrados e a Massa Corporal Média calculada para cada um deles. Através disto, pode-se verificar quais fragmentos apresentam grandes variâncias, distanciando-se muito da reta de regressão. Os fragmentos que apresentarem um valor acima do esperado podem estar sob efeito de uma saturação de indivíduos vindos de regiões próximas que foram recentemente desmatadas ou estarem bastante próximos de um fragmento grande da paisagem. Enquanto que os fragmentos que apresentarem valores abaixo do esperado podem estar sofrendo efeito de caça de espécies de maior porte, corte seletivo de árvores em seu interior, que eventualmente sejam utilizadas como fonte de alimento por espécies herbívoras de médio e grande porte, ou ainda, podem estar muito isolados do restante da paisagem impedindo que até mesmo as espécies de maior massa corporal consigam utilizá-lo. Ou seja, podem estar sofrendo outros efeitos negativos que não os relacionados puramente ao tamanho de sua área. Este exemplo de aplicação da análise pôde ser comprovada na paisagem de São Miguel do Araguaia, em que temos o fragmento 10 apresentando Massa Corporal Média muito abaixo do esperado, considerando seu tamanho. Este resultado é devido ao efeito de intensa caça e corte seletivo de árvores em seu interior, o que faz com que, mesmo com uma área

razoavelmente grande, o fragmento apresente baixo valor de Massa Corporal Média de seus indivíduos.

### **Cenário 3**

A fim de se definir a partir de qual tamanho de fragmento os efeitos de área reduzida deixam de influir negativamente nas espécies de maior porte, pode se amostrar um grande número de fragmentos, com tamanhos progressivamente maiores, e através do cálculo da Massa Corporal Média, averiguar quando este valor deixa de aumentar e atinge uma assíntota na sua correlação com a área dos fragmentos. Este valor máximo atingido pela Massa Corporal Média irá então indicar qual o tamanho ideal que um fragmento precisa ter para a conservação mais efetiva possível da comunidade de mamíferos. Fragmentos menores do que o indicado podem limitar a abundância relativa de espécies de maior porte e fragmentos maiores do que o indicado podem não ser tão eficientes, e os recursos que fossem destinados à conservação da região poderiam ser investidos no incremento de área de outros fragmentos, ou então investidos no incremento da conectividade da paisagem através da criação de corredores ou melhoramento da matriz.

### **Cenário 4**

Através da análise, podemos também averiguar o efeito da conectividade da paisagem sobre a comunidade de mamíferos. Obtendo o valor de Massa Corporal Média para duas paisagens com mesma área total de vegetação nativa (somando se a área de todos os fragmentos existentes), mas com configurações diferenciadas (diferentes distâncias entre os fragmentos, diferentes distribuições de área entre os fragmentos e matriz diferente), podemos comparar estes valores e indicar a configuração mais adequada. Uma paisagem com fragmentos mais próximos entre si e com área total dividida entre um pequeno número de fragmentos (poucos fragmentos grandes) irá apresentar maior Massa Corporal Média em relação a uma outra paisagem com mesma área total de vegetação nativa, mas que tenha seus fragmentos mais isolados entre si e com a vegetação nativa dividida em um maior número de fragmentos (muitos fragmentos pequenos). A partir desta mesma idéia, poderiam ser comparadas duas paisagens com matriz diferente entre os fragmentos. A paisagem

com maior Massa Corporal Média irá indicar qual matriz é mais permeável às espécies de mamíferos.

Estes cenários demonstram como a análise de distribuições de abundâncias relativas através do cálculo de Massa Corporal Média pode ser utilizada como ferramenta prática em planejamentos conservacionistas. E por focar no grupo dos mamíferos, que possui as espécies com as maiores necessidades de área de vida e consideradas espécies guarda-chuva, as paisagens projetadas para garantir eficiente proteção do grupo, podem ser o primeiro passo para conservação da biodiversidade geral dentro de uma paisagem.

### **São Miguel do Araguaia e Aruanã**

Nas duas áreas de estudo podemos verificar um isolamento moderado, pois várias espécies de maior porte, como a anta (*Tapirus terrestris*, 225 kg), veado-mateiro (*Mazama americana*, 37 kg), tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*, 31 kg) e o cateto (*Pecari tajacu*, 23,5 kg) estavam presentes desde os fragmentos muito pequenos até os maiores. A partir disto, podemos esperar que, se continuássemos amostrando todos os fragmentos das duas paisagens por um tempo bastante longo, é esperado, segundo o modelo de utilização da paisagem adotado, que até mesmo os menores fragmentos alcançariam uma riqueza muito próxima à dos fragmentos grandes, pois se espera que os fragmentos pequenos mantenham populações estáveis de grande parte das espécies pequenas, ao mesmo tempo em que podem ser utilizados pelas espécies de maior porte, mesmo que por pouco tempo e com baixa frequência. A diferença de riqueza entre os maiores e menores fragmentos seria provavelmente em relação às espécies de pequenos felinos (grande necessidade de área de vida e baixa capacidade de deslocamento). Porém, mesmo com uma riqueza bem próxima à dos fragmentos grandes, os fragmentos menores apresentariam Massa Corporal Média muito inferior, justamente pelas diferenças nas abundâncias relativas das espécies de maior e menor porte.

Os resultados da análise de regressão linear nas duas áreas de estudo comprovam o padrão previsto de utilização diferenciada da paisagem por espécies de

diferentes tamanhos corporais. Além disso, comprova a utilidade da análise na comparação entre os fragmentos de uma mesma paisagem e entre diferentes paisagens com mesma composição de espécies. Em São Miguel do Araguaia, foi possível verificar o efeito de caça e corte seletivo de árvores no interior do fragmento 10. Enquanto que comparando a paisagem de São Miguel do Araguaia com a de Aruanã, foi possível verificar que, mesmo com uma área total amostrada muito maior em Aruanã, a Massa Corporal Média da paisagem foi inferior a de São Miguel do Araguaia. A explicação mais plausível seria a de que São Miguel do Araguaia possui um histórico de fragmentação mais recente do que Aruanã e, portanto, ainda não houve tempo suficiente para que a comunidade de mamíferos tenha sido impactada pelos efeitos da redução de área e isolamento de seus fragmentos, já que estes efeitos demoram um tempo considerável para que causem extinções de espécies e diminuição da abundância de seus indivíduos na paisagem (Hanski, I. & O. Ovaskainen, 2002; Kuussaari, 2009).

### **Incorporando realidade e precisão à análise**

A maneira mais simples de se aumentar a precisão da análise seria através de um maior esforço amostral nos fragmentos através de um maior número de câmeras-dia e, principalmente, através de um período mais longo de amostragem. Amostrando por mais tempo cada fragmento, serão maiores as chances de se obter registros de todas as espécies de maior porte que utilizam o fragmento temporariamente, já que pode existir um intervalo consideravelmente longo entre uma “visita” e outra das espécies de maior porte. Enquanto que maior esforço em câmeras-dia irá proporcionar um resultado mais preciso dos valores de abundância relativa das espécies do fragmento, principalmente se a espécie mais rara for amostrada pelo menos uma vez, pois se espera que, a partir disso, maior esforço amostral não irá influenciar nos valores de abundâncias relativas das espécies, pois se espera que a proporção de registros das espécies seja mantida. Uma boa medida seria buscar atingir uma estabilização da curva do coletor para todos os fragmentos amostrados. O que não ocorreu neste estudo, mas que não impediu a constatação da relação entre Massa Corporal Média e área dos fragmentos.

Por agrupar uma grande faixa de valores de isolamento (distância entre fragmentos) em uma categoria arbitrária de “isolamento moderado” a análise sacrifica o realismo em seus resultados. Porém, como verificado pelos resultados das regressões lineares, o tamanho do fragmento explicou grande parte das variações nas abundâncias relativas das espécies, mostrando que o isolamento é um fator de menor importância. Uma maneira simples de se contornar o problema da não utilização de muitas métricas da paisagem seria relacionar simplesmente área de fragmentos e Massa Corporal Média e *a posteriori*, identificar os fragmentos que se distanciam do padrão esperado e procurar avaliar os motivos deste desvio do padrão. Poderia se averiguar, para cada fragmento, quais os motivos de sua variância elevada, onde os principais suspeitos seriam baixa integridade ambiental, distância muito grande em relação aos outros fragmentos da paisagem ou efeitos relacionados à atividade de caça.

A partir deste trabalho, que se baseou num modelo conceitual simples de dinâmica de utilização da paisagem, poderão ser desenvolvidos modelos e análises mais complexas a partir da Massa Corporal Média como medida de resposta da comunidade de mamíferos à fragmentação do habitat. Incorporar mais métricas da paisagem como as demonstradas por alguns trabalhos (Tischendorf & Fahrig, 2000; Metzger, 2006b; Kindlmann & Burel, 2008) podem incorporar mais realismo e precisão à análise, porém, por incorporarem efeitos de matriz e características das espécies concernentes à sua capacidade de dispersão, irão exigir grande quantidade de dados, dificultando, assim, sua utilização em ações e práticas conservacionistas e se tornando cada vez mais específicas para determinada paisagem e determinado grupo de espécies. Apesar disso, estes modelos e análises mais complexas poderão contribuir imensamente para um avanço do conhecimento teórico da Ecologia de Paisagens, esclarecendo mais detalhadamente as relações entre causas e efeitos nas dinâmicas de utilização da paisagem.

Mais levantamentos de campo, considerando fragmentos de diferentes fitofisionomias e paisagens localizadas em outros biomas, serão necessários para avaliar o grau de generalização da análise de distribuições de abundâncias relativas através do cálculo de Massa Corporal Média. Além disso, estudos feitos em maiores

escalas espaciais e temporais e com amostragens mais intensas, serão importantes para consolidar a utilidade da análise proposta como uma ferramenta de avaliação e planejamento de paisagens.

## **5. Referências bibliográficas**

Andreasen, J. K., R. V. O'Neill, R. Noss, & N. C. Slosser. 2001. Considerations for the development of a terrestrial index of ecological integrity. *Ecological Indicators* 1: 21–35.

Barea-Azcón, J. M., E. Virgos, E. Ballesteros-Duperon, M. Moleon, and M. Chirisa. 2007. Surveying carnivores at large spatial scales: a comparison of four broad-applied methods. *Biodiversity and Conservation* 16: 1213-1230.

Blueweiss, L., H. Fox, V. Kudzma, D. Nakashima, R. Peters, & S. Sams. 1978. Relationships between body size and some life history parameters. *Oecologia* 37: 257–272.

Calaça, A. M. 2009. A utilização da paisagem fragmentada por mamíferos de médio e grande porte e sua relação com a massa corporal na região do entorno de Aruanã, Goiás. 110p. Dissertação apresentada no Programa de Pós-graduação em Ecologia e Evolução da Universidade Federal de Goiás. Goiânia, 2009.

Cardillo, M. 2003. Biological determinants of extinction risk: why are smaller species less vulnerable? *Animal Conservation* 6: 63–69.

Costa, L. P., Y. L. R. Leite, S. L. Mendes, A. D. Ditchfield. 2005. Mammal Conservation in Brazil. *Conservation Biology* 19: 672-679.

Debinski, D. M., & R. D. Holt. 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology* 14: 342–355.

Ewers, R. M. & R. Didham. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews* 81: 117-142.

Fahrig, L. 1997. Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. *Journal of Wildlife Management* 61: 603–610.

Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* 34: 487-515.

Fazey, I., J. Fischer, & D. B. Lindenmayer. 2005. What do conservation biologists publish? *Biological Conservation*. 124: 63–73.

- Foley, J. A. et al. 2005. Global consequences of land use. *Science* 309: 570–574.
- Fragoso, J. M. V. 1998. Home range and movement patterns of Whit-lipped Peccary (*Tayassu pecari*) herds in the northern brazilian amazon. *Biotropica* 30: 458-469.
- Franklin, A. B., B. R. Noon, & T. L. George. 2002. What is habitat fragmentation? *Studies in Avian Biology* 25: 20-29.
- Gittleman, J. L. & P. H. Harvey. 1982. Carnivore home-range size, metabolic needs and ecology. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 10: 57– 83.
- Haila, Y. 2002. A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. *Ecological Applications* 12: 321–334.
- Hanski, I. 1994. A practical model of metapopulation dynamics. *Journal of Animal Ecology* 63: 151-162.
- Hanski, I. 1998. Metapopulation Dynamics. *Nature* 396: 41-49.
- Hanski, I. & O. Ovaskainen. 2002. Extinction debt at extinction threshold. *Conservation Biology* 16: 666–673.
- Kindlmann, P. & F. Burel. 2008. Connectivity measures: a review. *Landscape ecology* 23: 879-890.
- Kuussaari, M., R. Bommarco, R. K. Heikkinen, A. Helm, K. Krauss et al. 2009. Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 24: 564–571.
- Lambeck, R. J. 1997. Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation. *Conservation Biology* 11: 849–856.
- Law, B. S. & C. R. Dickman. 1998. The use of habitat mosaics by terrestrial vertebrate fauna: implications for conservation and management. *Biodiversity and Conservation* 7: 323-333.
- Levins, R. 1966. The Strategy of Model Building in Population Biology. *American Scientist* 54: 421-431.
- Lindenmayer, D. B. & Fischer, J. 2007. Tackling the habitat fragmentation panchreston. *Trends Ecol. Evol.* 22: 127–132
- Lindstedt, S. L., B. J. Miller, & S. W. Burskirk. 1986. Home range, time and body size in mammals. *Ecology* 67: 413–417.
- Marinho-Filho, J., F. H. G. Rodrigues & K. M. Juarez. 2002. The Cerrado mammals: diversity, ecology, and natural history. In: P. S. Oliveira & R. J. Marquis (eds.). *The*

Cerrados of Brazil: Ecology and natural history of a neotropical savanna. pp. 266-284. Columbia University Press, New York.

McGarigal, K. & S. A. Cushman. 2002. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. *Ecological Applications* 12: 335-345.

Metzger, J. P. 2006a. Delineamento de experimentos numa perspectiva de ecologia da paisagem. In: Cullen, L., C. Valladares-Padua, R. Rudran (eds.). *Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre*. PP. 525-541. Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

Metzger, J. P. 2006b. Estrutura da paisagem: o uso adequado de métricas. In: Cullen, L., C. Valladares-Padua, R. Rudran (eds.). *Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre*. PP. 423-451. Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

Metzger, J. P., M. A. Fonseca, F. J. B. Oliveira-Filho, A. C. Martensen. 2007. O uso de modelos em ecologia de paisagens. *Megadiversidade* 3: 64-73.

Medri, I. M., G. Mourão. 2005. Home range of giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*) in the Pantanal wetland, Brazil. *J. Zool. London* 266: 365-375.

Oliveira, T. G. 1998. *Leopardus wiedii*. *Mammalian species* 579: 1-6.

Redford, K. H. 1992. The empty forest. *Bioscience* 42: 412-422.

Reiss, M. 1988. Scaling of home range size: body size, metabolic needs and ecology. *Trends Ecol. Evol.* 3: 85-88.

Ribeiro, J. F. & B. M. T. Walter. 2008. As Principais Fitofisionomias do Bioma Cerrado. In: Sano, S. M., S. P. Almeida & J. F. Ribeiro (Eds). *Cerrado: Ecologia e Flora*. Vol 1. Embrapa Cerrados. Brasília, DF.

Roberge, J.M., P. Angelstam. 2004. Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool. *Conservation Biology* 18: 76-85.

Rowcliffe, J. M. & C. Carbone. 2008. Surveys using camera traps: are we looking to a brighter future? *Animal Conservation* 11: 185-186.

Saunders, D. A., R. J. Hobbs & C. R. Margules. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5: 18-32.

Silveira, L., A. T. A. Jácomo, J. A. F. Diniz-Filho. 2003. Camera-trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation* 114: 351-355.

Silveira, L. 2004. *Ecologia Comparada e Conservação da Onça-Pintada (Panthera onca) e Onça-Parda (Puma concolor)*, no Cerrado e Pantanal. 240p. Tese apresentada ao

Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal da Universidade de Brasília. Brasília, 2004.

Swihart, R. K., N. A. Slade, & B. J. Bergstrom. 1988. Relating body size to the rate of home range use in mammals. *Ecology* 69: 393-399.

Tilman, D., R. M. May, C. L. Lehman & M. A. Nowak. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371: 65-66.

Tischendorf, L. & L. Fahrig. 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* 90: 7-19.

Tobler, M. W., S. E. Carrillo-Percegué, R. Leite Pitman, R. Mares & G. Powell. 2008. An evaluation of camera traps for inventorying large and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation* 11: 169 – 178

Trolle, M. & M. Kéry. 2005. Camera-trap study of ocelot and other secretive mammals in the northern Pantanal. *Mammalia* 69: 405-412.

Wiegand, T., E. Revilla, K. A. Moloney. 2005. Effects of habitat loss and fragmentation on population dynamics. *Conservation Biology* 19: 108-121.

With, K. A., & T. O. Crist. 1995. Critical thresholds in species' responses to landscape structure. *Ecology* 76: 2446–2459.