



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



Analice Maria Calaça

**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**

Orientador: Fabiano Rodrigues de Melo

Co-orientador: Paulo De Marco Júnior

GOIÂNIA – GO
FEVEREIRO– 2009

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

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

Analice Maria Calaça

**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**

Orientador: Fabiano Rodrigues de Melo

Co-orientador: Paulo De Marco Júnior

Dissertação apresentada ao Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Goiás, como parte dos requisitos para obtenção do título de mestre em Ecologia e Evolução.

GOIÂNIA - GO
FEVEREIRO– 2009

ANALICE MARIA CALAÇA

**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**

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 *Magister Scientiae*.

APROVADA: 25 de Fevereiro de 2009.

Marlon Zortéa

Nome do integrante da banca

Daniel Brito

Nome do integrante da banca

Fabiano Rodrigues de Melo
(Orientador)

Paulo De Marco Júnior
(Co-orientador)

Dedico este trabalho à minha família cujo apoio foi imprescindível para que eu chegasse até aqui e aos meus amigos do programa de Pós-graduação em Ecologia e Evolução que acompanharam e sofreram junto comigo a cada novo passo errado.

“Era um encantamento observar tantos bichos e pássaros, em plena natureza selvagem, povoando aquelas solidões de praias, campinas e florestas verdadeiro Éden, hoje perdido, destruído pela civilização que acabou com tudo.”

Eduardo Guedes de Amorim no livro Aruanã.

AGRADECIMENTOS

O prospecto dessa dissertação iniciou e amadureceu depois de outras tentativas centradas na idéia de corredores ecológicos cujo tempo e inviabilidade não permitiram que os projetos fossem postos em prática. Como nas idéias iniciais, o trabalho com fragmentação foi aos poucos sendo consolidado e amadurecido, novas temáticas surgiram, outras tiveram que ser descartadas e esse é o resultado. Eu não poderia deixar de agradecer primeiramente a Deus, que me deu saúde, acima de tudo, para conduzir o trabalho e força para suportar todas as adversidades.

Aos meus orientadores Fabiano e Paulo por inúmeras horas de discussões e amadurecimento. O primeiro muito prático, o segundo bastante teórico. Eu me tornei a soma dos dois e digo que fui muito agraciada por ter tido a oportunidade de poder conseguir enxergar e entrelaçar esses dois lados da ciência. Com certeza, uma experiência única.

A Universidade Federal de Goiás - Campus Jataí - pelo apoio concedido com diária e combustível do veículo que foi utilizado durante o trabalho de campo através do edital Proapi CAJ.

Ao CECO (Centro de Estudos Ecológicos e Educação Ambiental) pelo aporte financeiro inicial que garantiu a compra dos materiais e a primeira campanha, essencial para o desenvolvimento do trabalho.

Ao Instituto Onça-Pintada e em especial a Natália Torres que me apresentou à equipe e ao Leandro Silveira e Anah Jácomo pela confiança em mim depositada e o apoio através das câmeras sem o qual talvez esse trabalho não pudesse ter sido feito. Também a todos aqueles que fazem parte da Instituição principalmente pelas longas discussões, sugestões e ensinamentos práticos que foram cruciais para o sucesso no campo.

E por falar em campo, essa parte foi realmente uma grande experiência. Talvez tenha gerado alguns traumas e seqüelas, milhões de marcas de carrapatos, alguns arranhões, mas o aprendizado, sem dúvida alguma, foi o principal legado. Sarinha, Zaca, Kauê, Paulo, Neto e Diego a vocês o meu muito obrigado. Esses foram companheiros de longas jornadas, de trabalhos intensos, de frustrações, de alegrias, de surpresas que deixaram a rotina de trabalho mais aconchegante e menos árdua. Cada qual com sua personalidade, com suas limitações, com suas experiências cuja soma foi positiva e com certeza contribuiu para o todo. Agradeço muito.

Também agradeço ao Seu Divino, motorista da UFG, e a esposa por momentos agradáveis e em algumas ocasiões seu Divino acompanhou o trabalho de perto, participando de quase todos os eventos de checagens.

Aos proprietários e gerentes das fazendas Santa Mônica, Boca da Mata, Jaçanã, Remanso Dourado, São Pedro, Casa Branca e Aricá e em especial ao Padinha por ter permitido nossa permanência na fazenda Santa Mônica durante o período das instalações e checagens das câmeras e principalmente ao Leomar e Cleonice pela grande receptividade. Sou muito grata também a Bete e Marcelo, gerente da fazenda Aricá pela boa recepção, pelo cafezinho, pelas comidas deliciosas depois de um longo dia de campo e pelas conversas sempre tão animadas.

Ao Neto, por tantas horas despendidas e até inoportunas por se dedicar completamente no tão complicado ramo de sistemas de informações geográficas, em baixar imagens, recortar, calcular, errar, acertar, no fazer de novo, no aprender. Sua ajuda foi essencial, Neto. Obrigada!

Aos meus amigos de mestrado e doutorado Leandro cara de caruncho, Heury, Lara, Miriam e Marina pela ajuda na tão temida e essencial estatística e nos programas de imagens. Detalhes que fizeram toda a diferença. O Leandro em especial, foi bastante prestativo e com ele aprendi muita coisa. A você, Lê, o meu muito obrigado!

Por fim, àqueles que fazem parte do meu cotidiano, amigos, família, namorado. Essas são pessoas que apenas a presença por si só já conforta, emitem palavras de incentivo e ajudam de forma direta ou mesmo indireta. Rodrigo, em especial, e tia Val pelo apoio de sempre na compra dos filmes, no transporte de materiais até a rodoviária e apoios de caráter logístico que foram essenciais.

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

RESUMO

As espécies se comportam de maneiras diferentes ao processo de fragmentação e esse comportamento dependerá da relação entre traços comportamentais, morfológicos e ecológicos com os atributos físicos da paisagem. O tamanho corporal é um dos principais fatores ecológicos e algumas relações são feitas entre tamanho e habilidade de dispersão, capacidade de percepção do ambiente e probabilidade de ocorrência. Nesse sentido, o objetivo do trabalho foi avaliar como ocorre a distribuição de mamíferos na paisagem fragmentada da região de Aruanã, Goiás testando as seguintes hipóteses: 1) Fragmentos maiores e menos isolados possuem maior riqueza de mamíferos; 2) Espécies de maior massa corporal são menos afetadas pela fragmentação por possuírem maior habilidade de dispersão e 3) Espécies de maior massa corporal estão distribuídas de forma mais homogênea na paisagem. Foram registradas 19 espécies de mamíferos e a área, mas não isolamento, foi um preditor significativo para explicar a variação da riqueza de espécies de mamíferos. Espécies de maior tamanho corporal foram sensíveis ao efeito da área e conseqüentemente ao efeito da fragmentação, o que não corroborou a segunda hipótese, mas não estiveram restritas apenas às maiores áreas, sendo encontradas também em pequenos fragmentos que são utilizados como fonte temporária de recursos. A onça-parda foi a única espécie a apresentar relação incidência-isolamento significativa. Não foi verificado um padrão de distribuição homogêneo, mas para a anta, com maior massa corporal registrada, os resultados foram exatamente o oposto do que se observou. A área mínima estimada para que 50% ou mais das populações de espécies sensíveis incidam na paisagem fragmentada foi de 520 hectares. Esses resultados reforçam a importância da manutenção de fragmentos florestais, praticamente todos pertencentes a propriedades particulares, na conservação das espécies.

Palavras-chave: fragmentação de habitat, cerrado, mamíferos, habilidade de dispersão.

THE UTILIZATION OF LANDSCAPE FRAGMENTED FROM MAMMALS OF
MEDIUM AND LARGE SIZE AND THEIR RELATIONSHIP WITH BODY MASS
IN THE AREA SURROUNDING OF ARUANA, GOIÁS

ABSTRACT

The species are behaving differently to the process of fragmentation and this behavior will depend on the relationship between behavioral, morphological and ecological traits with the physical attributes of the landscape. The body size is a major ecological factors and some links are made between the size and dispersal ability, capacity for perception of the environment and likelihood of occurrence. In this way, the objective was evaluate as is the distribution of mammals in fragmented landscape of Aruanã, Goiás, Brazil testing the following hypotheses: 1) Fragments larger and less isolated have high species richness, 2) species of greater body mass are less affected by fragmentation due to greater dispersal ability; 3) species of greater body mass are distributed more homogeneous in the landscape. We recorded 19 species of mammals, the area but not isolation, was a significant predictor to explain variation in species richness of mammals with larger areas being richer than smaller areas. Large species like jaguar and puma, red brocket deer and gray brocket deer, collared peccary, ocelot and agouti were sensitive to the effect of the area and therefore the effect of fragmentation, which is not confirmed the second hypothesis. However, these species were not restricted only to larger areas, being found also in small fragments used as a temporary source of resources. The puma was the only species that showed significant incidence-isolation relationships. There was no pattern of a homogeneous distribution for these species, but for the tapir, with higher body mass recorded, the results were exactly the opposite of what was observed. The minimum area estimated that 50% or more of the populations of sensitive species occurs in fragmented landscape was 520 hectares. These results reinforce the importance of maintaining forest fragments, almost all belonging to private lands in the conservation of species.

Keywords: habitat fragmentation, mammals, dispersal ability.

SUMÁRIO

	Página
RESUMO	<i>i</i>
ABSTRACT	<i>ii</i>
SUMÁRIO	<i>iii</i>
LISTA DE FIGURAS	<i>iv</i>
LISTA DE TABELAS	<i>v</i>
1. INTRODUÇÃO	14
2. OBJETIVOS	27
2.1. Objetivo geral	27
2.2. Objetivos Específicos	27
3. MATERIAL E MÉTODOS	28
3.1 Caracterização da área de estudo	28
3.2. Escolha dos elementos da paisagem	31
3.3. Atributos analisados	31
3.3.1. Atributos espaciais	31
3.3.2. Atributos das espécies	34
3.4. Levantamento das espécies de mamíferos	36
3.4.1. Armadilhas fotográficas	36
3.5. Padrão de Atividade	37
3.6. Análise dos dados	37
4. RESULTADOS	39
4.1. Espécies registradas por meio de armadilhas fotográficas na paisagem de Aruanã	39
4.2. Avaliação da riqueza de espécies	42

4.3. Padrões e processos ecológicos ocorrendo na paisagem fragmentada de Aruanã	44
5.DISSCUSSÃO	57
5.1. Características estruturais dos fragmentos amostrados	57
5.2. Eficiência da amostragem e padrões de atividade	60
5.3. Atributos ecológicos e biológicos das espécies de mamíferos	61
5.4. Áreas mínimas para a incidência de mamíferos sensíveis no Cerrado	76
5.5. A importância de propriedades particulares e da implantação do corredor Araguaia para a conservação de mamíferos no Cerrado	78
6. CONCLUSÃO	82
ANEXO	84
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	86

LISTA DE FIGURAS

	Página
Figura 1 -Paisagem de estudo mostrando as classes de uso e cobertura do solo e os 13 fragmentos amostrados no município de Aruanã, Goiás.	29
Figura 1 -Imagem de dois dos fragmentos estudados (D e J1) em Aruanã- GO.	30
Figura 3 -Registros de espécies de mamíferos ameaçados de extinção obtidos durante a amostragem em Aruanã, Goiás - da esquerda para a direita: onça-pintada e melânica (<i>Panthera onca</i>), onça-parda (<i>Puma concolor</i>), tatu-canastra (<i>Priodontes maximus</i>), tamanduá-bandeira (<i>Myrmecophaga trydactyla</i>), jaguatirica (<i>Leopardus pardalis</i>) e gato-maracajá (<i>Leopardus wiedii</i>).	40
Figura 4 -Alguns outros mamíferos registrados na região de Aruanã, Goiás - da esquerda para a direita: anta (<i>Tapirus terrestris</i>), veado-mateiro (<i>Mazama americana</i>), cateto (<i>Pecari tajacu</i>), capivara (<i>Hydrocaeris hydrocaeris</i>), irara (<i>Eira barbara</i>), cutia (<i>Dasyprocta azarae</i>), tamanduá-mirim (<i>Tamandua tetradactyla</i>) e mão-pelada (<i>Procyon cancrivorus</i>).	41
Figura 5 -Padrão de atividades das espécies de mamíferos registradas em Aruanã, Goiás.	42
Figura 6 -Relação entre a área dos fragmentos e a riqueza de espécies de mamíferos para a região de Aruanã (GO), mostrando que as três maiores áreas representadas pelo corredor e fragmentos G e H foram as que tiveram maior número de espécies.	43
Figura 7 -Relação entre o isolamento dos fragmentos e a riqueza de mamíferos para a região de Aruanã, Goiás.	43
Figura 8 -Relação incidência-área de espécies de mamíferos registradas na paisagem de Aruanã, Goiás. A-Onça-pintada; B-Onça-parda; C-Veado-	47

mateiro; D-Cateto; E-Veado-catingueiro; F-Jaguatirica e G-Cutia.

- Figura 9**-Relação incidência-isolamento da onça-parda, única relação significativa ($p=0.042$) na área amostrada. 49
- Figura 10**-Relação entre proporção de ocorrência (números de fragmentos que as espécies ocorreram) e a massa corporal das espécies registradas em Aruanã, Goiás. 50
- Figura 11**-Relação entre a massa corporal e a extensão de ocorrência (maior área-menor área de ocorrência) das espécies registrada em Aruanã, Goiás. 51
- Figura 12**-Relação entre a massa corporal e a extensão de isolamento (fragmento mais isolado-fragmento menos isolado) das espécies registradas em Aruanã, Goiás. 52
- Figura 13**-Relação entre massa corporal máxima de espécies registradas e a área dos fragmentos em que elas ocorreram. 53
- Figura 14**-Relação entre massa corporal máxima de espécies registradas e a medida do isolamento dos fragmentos em que elas ocorreram. 54
- Figura 15**-Relação entre a massa corporal máxima das espécies e a área do fragmento excluindo a anta da análise. 55
- Figura 16**-Relação entre massa corporal máxima das espécies e isolamento dos fragmentos excluindo a anta da análise. 56

LISTA DE TABELAS

	Página
Tabela 1 -Características físicas dos fragmentos estudados na paisagem de Aruanã.	33
Tabela 2 – Massa corporal dos mamíferos registrados na paisagem de Aruanã retirados da literatura.	35
Tabela 3 -Parâmetros para análise da relação incidência-área obtidos através de regressão logística.	45
Tabela 4 -Parâmetros para análise da relação incidência-isolamento obtidos através da regressão logística entre dados de presença/ausência da espécie e o isolamento.	48
Tabela 5 -Área mínima requerida para que haja 50% de chance das espécies incidirem sobre os fragmentos na paisagem de Aruanã, Goiás.	77

1. INTRODUÇÃO

A fragmentação de habitat vem ocorrendo no mundo inteiro de maneira sem precedentes (Foley *et al.*, 2005). Mesmo não sendo um fenômeno estritamente de caráter antropogênico, ocorrendo naturalmente no ambiente, a fragmentação promovida por ações humanas diretas e indiretas tem sido apontada como a principal direcionadora do processo de extinção em massa presenciado atualmente (Cuarón, 2000; Sala *et al.*, 2000; Jenkins, 2003). Além da expansão da agricultura, da mineração e do corte raso de árvores, alguns dirigentes contemporâneos têm contribuído para o aumento de sua intensidade como as mudanças climáticas antrópicas e o êxodo urbano (Fleishman & Mac Nally, 2007).

O processo de fragmentação possui dois componentes, a perda de habitat e mudanças de configuração promovidas por um incremento no número de fragmentos, decréscimo na área dos mesmos e incremento no isolamento (Fahrig, 2003). Por se tratarem de fenômenos distintos, perda e fragmentação de habitat produzem respostas variadas, com a perda de habitat sendo mencionada como o principal fator de ameaça à biodiversidade (Turner, 1996; Pimm & Raven, 2000). Trabalhos empíricos têm sugerido que ela gera respostas muito mais consistentes quando comparada com mudanças de configuração (Fahrig, 1999; Fahrig, 2003; Bennett *et al.*, 2006). Devido a essas diferentes respostas, muitos trabalhos consideram como fragmentação o que na verdade é o resultado da perda de habitat, gerando ambigüidade na interpretação dos dados e ações de conservação mal sucedidas (Fahrig, 1999; Haila, 2002; Fahrig, 2003). Para Boutin & Hebert (2002), pessoas que trabalham diretamente com o manejo de habitats podem alcançar uma maior efetividade nos projetos de manejo caso reconheçam e façam distinções entre esses dois processos, atentando principalmente para a perda de habitat que pode ser considerada a direcionadora dessas ações justamente por gerar respostas mais fortes.

Frente a essas confusões de distinção, alguns autores sugerem que o termo fragmentação seja utilizado apenas para se referir a mudança de configuração ou o que eles chamam de “quebra em pedaços”, enquanto que a perda de habitat seja denominada como perda de habitat propriamente dita (Collinge & Forman, 1998; Fahrig, 2003). No entanto, mesmo que essas distinções sejam feitas, confusões ainda permanecem uma vez que separar o efeito atribuído a um componente ou outro ainda é bastante difícil

(Boutin & Hebert, 2002; Fahrig, 2003).

A idéia de conduzir estudos sobre fragmentação só se tornou evidente a partir da Teoria do Equilíbrio de Biogeografia de Ilhas de MacArthur & Wilson (1967), cujos pressupostos são de que o número de espécies em uma ilha consiste em um equilíbrio dinâmico entre o número de espécies que a colonizam e o número de espécies que se extinguem. Ainda, ilhas maiores possuem mais espécies assim como aquelas mais próximas do continente, que atua fornecendo indivíduos para a colonização. Dessa forma, área e isolamento são os maiores preditores para explicar a variação da riqueza. Esses pressupostos, fundamentados em ilhas oceânicas, posteriormente puderam ser extrapolados para o continente nas chamadas “ilhas de florestas”. Essas extrapolações se revelariam, posteriormente, como altamente perigosas (Zimmerman & Bierregaard, 1986).

A maioria dos trabalhos envolvendo a fragmentação em ambientes terrestres que se iniciaram a partir do embasamento nessa teoria, utilizou área e isolamento para a explicação de papéis e padrões que estavam ocorrendo no ambiente em processo de fragmentação. Vários desses trabalhos obtiveram resultados não satisfatórios com o que condiz a Teoria do Equilíbrio de Biogeografia de Ilhas, sendo que muitos deles não conseguiram explicar o “turnover” de espécies ou o fizeram de forma incorreta, gerando motivo de controvérsias (Laurance, 2008).

Assim, muitas evidências têm levado os ecólogos a questionarem a permanência da teoria como um paradigma útil para a biogeografia moderna, principalmente para ecossistemas terrestres. Isto tem sido demonstrado em vários estudos recentemente publicados (Brown & Lomolino, 2000; Fox & Fox, 2000; Heaney, 2000; Lomolino, 2000a, Lomolino, 2000b; Kalmar & Currie, 2006) onde são discutidas várias questões não resolvidas pelo simples modelo da Teoria do Equilíbrio (Walter, 2004). Laurance (2008) menciona uma série de limitações que a teoria possui para estudar a fragmentação de habitat terrestre como a não incorporação do efeito de borda e da matriz sobre os fragmentos, o tratamento das espécies como entidades que não se interagem, fatores além do simples tamanho e isolamento que se adicionam e sinergisticamente atuam ao lado da fragmentação e vários outros. Por fim, ele conclui que a teoria é elegante e simples, que exerceu grande influência, ajudando a elucidar várias questões nos primeiros trabalhos de fragmentação, mas que atualmente ela é simples demais e falha em endereçar alguns dos mais importantes fenômenos das paisagens fragmentadas. Zimmerman & Bierregaard (1986) também ressaltam a

importância de se diferenciar as ilhas terrestres das oceânicas, particularmente com respeito a barreiras de dispersão e efeito de borda, atributos de ambientes terrestres que são fracamente explicados pela teoria, o que limita sua aplicação para esses ecossistemas.

Porém, mesmo frente a todas essas críticas, é necessário ressaltar que modelos são simplificações da realidade e que nem sempre é possível incluir todos os aspectos. Dessa forma, é inquestionável o papel que a Teoria representou para o estabelecimento de várias disciplinas incluindo a estruturação da Biogeografia recente, Ecologia de Comunidades e Biologia da Conservação (With, 1997; Whittaker, 2001), tendo estimulado desde o seu surgimento centenas de estudos sobre padrões de riqueza de espécies de uma grande variedade de ecossistemas. Harrison & Bruna (1999) também ressaltam que a teoria mudou pensamentos ecológicos por identificar a configuração espacial de habitats como uma importante influência sobre populações e comunidades. Como uma grande herança, os pressupostos da Teoria do Equilíbrio são amplamente utilizados em Biologia da Conservação, podendo ser empregados no planejamento de reservas naturais (refúgios) por predizerem o número de espécies a serem preservadas em uma dada área de conservação, gerando um foco na incrementação da área do habitat e decréscimo do isolamento por meio da conectividade (Diamond, 1975; Wilson & Willis, 1975). Alguns legados como a metáfora do refúgio como uma ilha, o interesse na fragilidade da biota de refúgios individuais e as regras do designer do refúgio também podem ser pontuados (Hanski & Simberloff, 1997).

Por outro lado, mesmo tendo forte influência na solidificação de algumas ferramentas para a conservação, hoje a teoria possui interesse prático limitado para pessoas que se destinam ao manejo de habitats (Simberloff & Abele, 1976; Zimmerman & Bierregaard, 1986) e vários debates levantados a partir dela como a idéia de que uma única área grande preserva mais espécies do que várias áreas de tamanho menor, batizada como SLOSS (“single large or severe small reserves”) já não são mais aplicados. Para Hanski & Simberloff (1997), apesar da importância para a conservação, uma mudança de paradigma com um foco antes voltado para a Teoria do Equilíbrio está sendo agora dirigido para a Teoria de Metapopulação, de Richard Levins (1969), proposta para explicar a distribuição das espécies em paisagens fragmentadas. A diferença dessa teoria com a primeira é um foco maior na dispersão das espécies entre redes de pequenos fragmentos (Harrison & Bruna, 1999) e uma de escala.

Depois da apresentação da teoria, o grande interesse em realizar estudos

envolvendo a fragmentação aumentou na década de 70, com o chamado “despertar ambiental”, quando houve uma tomada de consciência de que as atividades humanas estariam prejudicando o meio ambiente (Haila, 2002). Atualmente, devido a sua ubiquidade, a fragmentação é o maior assunto tratado dentro do campo da Biologia da Conservação (With, 1997; Fazey *et al.*, 2005) e devido ao número crescente de trabalhos envolvendo essa temática, várias estratégias começam a ser discutidas e implantadas como ferramentas visando mitigar o problema da perda das espécies (e.g. corredores ecológicos).

Além de mudanças na estrutura física da paisagem exercida pela fragmentação, ocorrem também alterações microclimáticas na intensidade de penetração da radiação solar, na velocidade do vento e no regime de água dentro e ao redor dos fragmentos. Essas alterações têm sido apontadas como de grande influência no estabelecimento e manutenção de populações (Saunders *et al.*, 1991; Laurance *et al.*, 1997; Gascon *et al.*, 2000). Laurance *et al.* (1998) e Laurance *et al.* (2000) demonstraram claramente que a dinâmica de comunidades de plantas sofreu profundas alterações estruturais após o processo de fragmentação, registrando uma alta mortalidade de árvores nas bordas. A invasão de lianas e espécies exóticas também tem sido registrada nas bordas indicando certo sinergismo entre fragmentação e invasão biológica (Hobbs, 2001; Tabarelli *et al.*, 2004).

Essas grandes modificações que ocorrem ao longo das bordas são consideradas como uma das principais conseqüências do processo de fragmentação, fato que tem sido denominado de “Efeito de Borda”. De acordo com Murcia (1995), o efeito de borda é o resultado da interação entre dois ecossistemas adjacentes, quando os dois são separados por uma transição abrupta chamada de borda. A fragmentação atua favorecendo o efeito de borda, possibilitando um aumento na proporção de borda em relação à área *core*. Esse tema tem sido um dos maiores tópicos de interesse nos estudos de padrões e processos de paisagens associados com a fragmentação durante as últimas décadas, principalmente devido à importância destes ambientes e à extensão em que eles ocorrem. Os estudos mostram a influência tanto de efeitos abióticos, que são fatores que envolvem mudanças nas condições físicas do ambiente (Camargo & Kapos, 1995; Sizer *et al.*, 2000; Newmark, 2001) quanto de efeitos biológicos diretos, que interferem na abundância e distribuição das espécies (Mills, 1995; Backer *et al.*, 2002; Belinchón *et al.*, 2007; Craig, 2007) e biológicos indiretos, que interferem nas relações entre as espécies (Restrepo *et al.*, 1999; Lahti, 2001; Urbas *et al.*, 2007). No entanto, devido aos

efeitos altamente variáveis dos organismos em termos de comportamento, tem-se criado a impressão de que as bordas estão associadas com respostas idiossincráticas (Murcia, 1995; Ries *et al.*, 2004), gerando, em decorrência disso, trabalhos pouco conclusivos.

Depois da perda de habitat e fragmentação, e sob intensa influência do efeito de borda, os fragmentos continuam a ser degradados por vários outros tipos de distúrbios humanos que contribuem aditivamente ou sinergisticamente para a sua deterioração como o fogo, a caça, a seca e mudanças climáticas (Laurance & Williamson, 2001; Peres, 2001; Michalski & Peres, 2007). A incursão do fogo, por exemplo, vindo da matriz circundante geralmente após a derrubada da vegetação para a formação de pastagens pode estar associada com a alta mortalidade nas bordas (Cochrane, 2001). O pasto queimado anualmente para evitar rebrota da vegetação cria áreas ainda mais propensas ao fogo, sendo considerado como um elemento mais inflamável do que a vegetação primária (Laurance & Williamson, 2001). A biomassa acumulada após a sua passagem incrementa ainda mais a vulnerabilidade dos remanescentes a uma nova queimada (Tabarelli *et al.*, 2004; Gascon *et al.*, 2000) realçando o efeito cascata que a fragmentação pode promover (Tabarelli *et al.*, 2004).

Particularmente, um assunto de grande relevância para discussões relacionadas à fragmentação é o problema do isolamento em si que ela proporciona. Áreas antes contínuas passam a ser reduzidas a pequenas manchas na maioria das vezes isoladas e as espécies que permanecem nos fragmentos correm sérios riscos de extinção devido aos problemas genéticos como a endogamia, trazidos pela redução no tamanho das populações em decorrência da ausência de fluxo gênico e a conseqüente redução da variabilidade genética (Young *et al.*, 1996; Couvet, 2002), a problemas demográficos (Jules, 1998), a escassez de recursos no interior dos fragmentos (Zanette *et al.*, 2000) ou ainda a distúrbios intensos e variados como o aumento da velocidade do vento, incursão de fogo, de rebanhos e de doenças (Gascon *et al.*, 2000; Cochrane, 2001; Hobbs, 2001; Laurance & Curran, 2008). A magnitude dessas mudanças está associada ao arranjo espacial dos fragmentos, sendo os menores, os mais suscetíveis (Laurance *et al.*, 1997; McIntyre & Hobbs, 1999). Com o intuito de mitigar esses grandes problemas de populações isoladas têm-se sugerido a implantação de elementos que possibilitem a conectividade, que é uma medida funcional da estrutura da paisagem e pode ser definida como “o grau em que a paisagem facilita ou impede o movimento de indivíduos entre os fragmentos” (Taylor *et al.*, 1993).

Sendo a dispersão um processo ecológico crucial para a sobrevivência das espécies, é interessante que a paisagem seja permeável e permita com que elas se movam de um fragmento a outro em busca de abrigo, alimento e local para reprodução. Os movimentos variam desde padrões de forrageamento diário até migrações sazonais de longas distâncias e a disposição das espécies para se movimentar declina conforme a perda de habitat é incrementada, num balanço entre custos de cruzar habitats que podem não ser favoráveis e benefícios de se alcançar outros habitats cujas condições são mais propícias para os requerimentos mínimos da espécie (Travis & Dytham, 1999). Perda de habitat, invasão de espécies exóticas e mudanças climáticas são fatores de grande influência na dispersão e podem ter conseqüências importantes inclusive de caráter evolutivo na expansão ou retração na área de distribuição das espécies (Kokko & Lopez-Sepulcre, 2006). Assim, a implantação ou manutenção de estruturas de conectividade, principalmente de corredores ecológicos, tem sido sugerida para facilitar a dispersão das espécies na paisagem fragmentada.

O conceito de corredores foi inicialmente proposto por Wilson & Willis (1975) como uma conseqüência da Teoria do Equilíbrio de Biogeografia de Ilhas de MacArthur & Wilson (1967). A idéia inicial herdada da teoria seria de que a matriz era inóspita para as espécies e, portanto, haveria uma necessidade de elementos que permitissem com que elas se dispersassem na paisagem. Diversos trabalhos, no entanto, demonstraram que a matriz não é tão inóspita como se supunham (Gascon *et al.*, 1999; Cook *et al.*, 2004; Driscoll, 2005), apresentando certa permeabilidade que é altamente espécie-específica e dependente da capacidade de dispersão da espécie-alvo (Ricketts, 2001). Franklin (1993) e Vandermeer & Perfecto (2007) sugerem que em um mundo cada vez mais fragmentado, onde a presença da matriz é certa, práticas de manejo adequado visando o aumento de sua permeabilidade é um tema central que pode ser implementado quanto se tem em vista a preservação das espécies.

Frente a todos esses fatores causados pelo efeito da fragmentação, um maior conhecimento de sua influência sobre as espécies é de grande importância para a conservação. Um grande problema, entretanto, é que estudos envolvendo esse tema são muito difíceis de serem realizados. Debinski & Holt (2000) avaliaram alguns artigos que conduziram trabalhos experimentais sobre fragmentação e perceberam ser consenso entre os pesquisadores que os principais problemas em se conduzir esse tipo de estudo estão no custo elevado e nas dificuldades de replicação em grandes fragmentos, além de problemas de identificação taxonômica. Harrison & Bruna (1999) citam a dificuldade de

se encontrar vários fragmentos de mesmo tamanho e forma, bem como a história, o tipo de habitat, proximidade a distúrbios humanos e várias outras estruturas que podem variar mesmo dentro de uma única região. A manutenção da área experimental também tem sido apontada como um grande problema, já que muitas vezes os experimentos são conduzidos em propriedades particulares, onde não existe garantia de manutenção da área (Debinski & Holt, 2000). McGarigal & Cushman (2002) também avaliaram trabalhos experimentais relacionados à fragmentação e perceberam três principais limitações quando os experimentos são manipulativos: requerem áreas muito grandes, o tempo de resposta da comunidade ou mesmo da população frente ao distúrbio pode ser muito longo e a ausência de réplicas e controle.

As escalas espaciais e temporais em que são realizados esses tipos de estudos também merecem atenção. A fragmentação pode operar em mais de uma escala e pode ser vista simplesmente como o rompimento da continuidade. Quando percebida dessa forma é possível entender melhor como o processo funciona em múltiplas escalas (Lord & Norton, 1990). A incorporação da escala em vários processos ecológicos tem-se revelado de grande importância e em estudos de fragmentação que avaliam principalmente como a biodiversidade pode ser afetada não é diferente (Bowers & Dooley Jr, 1999; Beever *et al.*, 2006). Mesmo que o fenômeno ocorra em escala da paisagem (McGarigal & Cushman, 2002), a maioria dos trabalhos é feita em escala de fragmento (McGarigal & Cushman, 2002; Fahrig, 2003), que é importante para entender os mecanismos pelo qual a fragmentação pode afetar as espécies (Fleishman & Mac Nally, 2007), mas não gera fortes inferências sobre causa e efeito, essencial para conhecer quais são as causas da fragmentação e para prever os efeitos futuros da mudança da paisagem sobre a biodiversidade (McGarigal & Cushman, 2002). A incorporação de múltiplas escalas nesses estudos pode contribuir para elucidar várias questões que permanecem sem respostas claras, e maior interesse ainda pode ser dado à incorporação de escala organismo-específica (Hamer & Hill, 2000), uma vez que as espécies percebem as estruturas da paisagem de maneira diferenciada e, assim, os fragmentos não podem ser considerados elementos fixos (Girvetz & Greco, 2007). Dos 54 estudos experimentais avaliados por McGarigal & Cushman (2002), apenas 5 % mediram o efeito da escala na perspectiva do organismo. Para Girvetz & Greco (2007), as inúmeras definições de fragmentos de habitat sugerem que a escala organismo-específica é que irá determinar a estrutura dos fragmentos na paisagem, ou seja, eles serão vistos não como estruturas físicas em si, mas como um conjunto de elementos

dependentes da capacidade perceptual e comportamental da espécie tratada em questão. A escala temporal também é importante em estudos de fragmentação. Debinski & Holt (2000) encontraram que, mesmo frente às dificuldades, os experimentos envolvendo a fragmentação têm aumentado nos últimos anos e têm sido feitos por espaços de tempo maiores, o que permite revelar processos que muitas vezes são obscurecidos quando observados em escalas de tempo menores.

Além dos problemas metodológicos, vários pesquisadores também se deparam com a ausência de informações para muitas espécies e ecossistemas em relação à fragmentação. Esse processo não é estudado de forma igual para as áreas e vegetações, ou mesmo para os taxa (Turner, 1996; Haila, 2002). MacGarigal & Cushman (2002) avaliando trabalhos experimentais sobre fragmentação, encontraram que o ecossistema mais bem estudado foi o de florestas temperadas, representando 37% de todos os estudos, seguido por florestas tropicais, com 13%. Em relação aos taxa, o grupo das aves é o mais estudado dentro da pesquisa do campo da fragmentação, seguido por mamíferos e plantas (Turner, 1996; Debinski & Holt, 2000; MacGarigal & Cushman, 2002). MacGarigal & Cushman (2002) questionam para o fato de as aves e mamíferos serem as mais bem representadas em estudos envolvendo a fragmentação, em contrapartida a outros grupos como os de invertebrados, répteis e anfíbios que são menos vágéis e percebem as variações do ambiente em uma escala de granulação mais fina, o que facilitaria a condução de pesquisas experimentais. De fato, trabalhos em biologia da conservação geralmente têm essa tendência em realizar pesquisas voltadas para vertebrados no geral (Fazey *et al.*, 2005) o que pode ser um viés no campo da conservação uma vez que financiamentos de pesquisa de conservação se destinam quase que exclusivamente para aves e mamíferos (Clark & May, 2002).

No Brasil, poucas são as pesquisas com fragmentação e praticamente elas se restringem aos biomas da Amazônia e Mata Atlântica (Chiarello, 1999; 2000a; Tabarelli *et al.*, 1999; Norris *et al.*, 2008; Mickalski & Peres, 2007). No Cerrado, um dos biomas mais ricos do mundo (Eiten, 1993) e também um dos mais ameaçados, levando-o inclusive a ser considerado como um dos *hotspots* mundiais para a conservação devido ao grande número de espécies endêmicas e extensa perda de habitat (Myers *et al.*, 2000), esse tipo de pesquisa é em número muito limitado (e.g. Marini, 2001; Colli, 2003; Lyra-Jorge *et al.*, 2008).

O bioma Cerrado é a segunda maior formação vegetacional do Brasil, perdendo apenas para a Amazônia em extensão, com uma área abrangendo basicamente o

Planalto Central estimada em dois milhões de km², o que equivale a cerca de 23% de todo o território brasileiro (Eiten, 1972; 1993; Ratter & Dargie, 1992). Mesmo possuindo certa uniformidade tanto em caráter geográfico quanto florístico (Goodland, 1971), é possível distinguir diferenças significativas nas suas formas de vegetações o que permite classificar o Cerrado em fitofisionomias que podem variar de acordo com gradientes contínuos de biomassa, apresentando-se como formações florestais (mata de galeira, mata seca e cerradão), formações savânicas (cerrado *sensu stricto*) e formações campestres (campo sujo, campo limpo e campo rupestre) (Goodland, 1971; Eiten, 1972; 1979; Ribeiro & Walter, 1998).

Dentre os vários problemas que ameaçam a sua integridade podem-se citar as diversas transformações que vêm ocorrendo como a invasão de espécies exóticas, erosão dos solos, poluições de aquíferos, degradação de ecossistemas, alterações nos regimes de queimadas, desequilíbrios nos ciclos de carbono e possivelmente modificações climáticas regionais (Klink & Machado, 2005; Durigan *et al.*, 2007). A fragmentação e perda de habitat, proporcionada principalmente pela agricultura mecanizada destinada a plantação de monoculturas, assim como pela formação de pastagens propícias a criação de gados, nos quais os cerrados detêm a maior quantidade de cabeças do país (Klink & Moreira, 2002) pode ser considerada a mais ameaçadora. Lyra-Jorge *et al.* (2008) estudaram a influência da fragmentação na distribuição de carnívoros em diferentes fisionomias do cerrado e não registraram algumas espécies esperadas, fato que pode ser atribuído principalmente à ausência de adaptação a intensos processos antropogênicos que leva algumas espécies a extinção local.

Sala *et al.* (2000) em um estudo de cenários sobre a biodiversidade global prevêm que as savanas serão um dos ecossistemas mais ameaçados para o ano de 2100, principalmente em termos de mudanças promovidas pelo o uso dos solos. No Cerrado, o processo de ocupação humana ocorrido principalmente após a implantação de políticas de incentivos à agricultura que se iniciaram na década de 70, é apontado como a principal causa da deterioração do bioma (Silva, 2000; Klink & Moreira, 2002). Hoje, 25% dos cereais do país são produzidos nos solos do cerrado (Silva, 2000), o que culminou nos quadros atuais de devastação a que se tem observado. Estimativas apontam uma perda de 50-60% da sua cobertura original (Mittermeier *et al.*, 1999) e o restante da região exhibe somente 7% da área com paisagem natural preservada em unidades de conservação (Dias, 1993).

Ao todo, são reconhecidas 194 espécies de mamíferos no Cerrado, fazendo deste bioma o terceiro mais rico do país, perdendo apenas para a Amazônia e Mata Atlântica (Marinho-Filho *et al.*, 2002). A lista de espécies de mamíferos ameaçadas de extinção divulgada pelo IBAMA em 2003 mostra que 12% das espécies do cerrado estão ameaçadas. Nos últimos anos, algumas ações para a conservação dessas espécies têm aumentado consideravelmente, mas devido ao crescente aumento das ameaças (principalmente a fragmentação), o fortalecimento da Biologia da Conservação deve ser feito para que os impactos possam, assim, serem minimizados (Costa *et al.*, 2005).

Os mamíferos de médio e grande porte exercem influente papel no ecossistema ao qual estão inseridos sendo considerados importantes agentes polinizadores (Mora *et al.*, 1999), dispersores (Fragoso & Huffman, 2000; Galetti *et al.*, 2001; Alves-Costa & Eterovick, 2007) e predadores (Bodmer, 1991; Weckel *et al.*, 2006; Pedó *et al.*, 2006), contribuindo para a manutenção do equilíbrio de populações e comunidades a eles associados (Asquith *et al.*, 1999; Herrerías-Diego *et al.*, 2008) sendo tratados como elementos vitais da cultura e da religião de vários povos, que utilizam peles, ossos e dentes para as mais variadas finalidades (Cuarón, 2000).

Com a significativa importância ecológica que essas espécies desempenham, surge a preocupação em relação às pressões antrópicas aos quais elas estão submetidas nos diferentes tipos de ambientes, principalmente por se tratarem de espécies bastante vulneráveis ao processo de caça (Cullen Jr *et al.*, 2000; Peres, 2000) que pode ser particularmente favorecida por diversos outros distúrbios, como a fragmentação (Peres, 2001) e por possuírem traços que os tornam mais sensíveis como o tamanho corporal e requerimentos específicos em termos de área de vida, comida, abrigo e reprodução (Wilcox & Murphy, 1985; Henle, *et al.*, 2004). Em vários locais também são responsáveis por prejuízos significativos aos animais domésticos, assim como lavouras e gêneros alimentícios estocados em forma de grãos e por isso muitas vezes são perseguidas como forma de retaliação (Gorman & Raffaelli, 2008). Dessa forma, estudos que demonstrem as principais respostas das espécies em relação à fragmentação da paisagem e outros distúrbios humanos são de importância fundamental para a conservação (Tutin *et al.*, 1997; Lindenmayer *et al.*, 2000), influenciando grandemente em ações de manejo (Boutin & Hebert, 2002).

O estudo desses animais envolve uma miríade de técnicas bastante diferenciadas que podem ser diretas ou indiretas. A evidência de mamíferos por meio de técnicas diretas muitas vezes torna-se inviável e de pouca acessibilidade por causa dos

hábitos crepusculares e noturnos desses animais. As indiretas (rastros, vocalizações e outros sons, ossadas e fezes), no entanto, são bastante utilizadas já que fornecem indicação precisa de mamíferos de médio e grande porte e de seu uso de habitats (Smallwood & Fitzhugh, 1993; Becker & Dalponte, 1999; Scoss *et al.*, 2004). Em um estudo visando testar a efetividade de diferentes métodos de amostragem para mamíferos do cerrado, Silveira *et al.* (2003) encontraram maior riqueza e abundância relativa utilizando amostragem indireta. Embora existam vários aspectos positivos como o baixo custo financeiro e a facilidade de se replicar (Kendall *et al.*, 1992), a utilização desse tipo de metodologia exige uma alta habilidade em detectar sinais no campo e as suas identificações (Smallwood & Fitzhugh, 1995; Silveira *et al.*, 2003). Fatores climáticos também podem limitar profundamente a capacidade de identificar os vestígios (Silveira *et al.*, 2003). Além desses estudos, aqueles que envolvem a biologia, ecologia e comportamento das espécies de fauna utilizando armadilhas fotográficas têm crescido nos últimos anos (Karanth & Nichols, 1998; Carbone *et al.*, 2001; Maffei *et al.*, 2004). Eles são importantes principalmente devido a natureza não invasiva para obter dados de riqueza e abundância (Silveira *et al.*, 2003; Silver, 2005; Srbek-Araujo & Chiarello, 2005; Kauffman *et al.*, 2007) e também permitem acessar padrões relacionados a densidade, atividade e o uso de habitat que são bastante importantes para a conservação (Karanth & Nichols, 1998; Carbone *et al.*, 2001; Santos-Filho & Silva, 2002; Di Bitetti *et al.*, 2006; Weckel *et al.*, 2006; Kauffman *et al.*, 2007). No entanto, possuem um custo extremamente elevado (Barea-Azcón *et al.*, 2007) e para algumas espécies, o método pode alterar as características comportamentais influenciando na taxa de registro (Larrucea *et al.*, 2007). Mesmo frente a essas críticas, sem dúvida alguma, este último método tem-se revelado um método de grande efetividade como pode ser visto nos trabalhos de McCain & Childs (2008) e Haines *et al.* (2006). Estes autores obtiveram registros de onça e jaguatirica, respectivamente, nos Estados Unidos onde se acreditavam que já estivessem extintas e que nunca puderam ser registradas por métodos convencionais anteriormente.

As espécies, no geral, se comportam de maneira diferente ao processo de fragmentação e esse comportamento irá depender da relação entre traços comportamentais, morfológicos e ecológicos com os atributos físicos da paisagem (Lima & Zollner, 1996; Henle *et al.*, 2004; Mech & Zollner, 2002; Henle *et al.*, 2004; Lomolino & Perault, 2007). De acordo com Ziv (2000), o tamanho corporal é o maior fator de influência nos processos e padrões ecológicos. E assim, vários traços

morfológicos, fisiológicos, comportamentais e ecológicos estão intimamente correlacionados com esse atributo (Brown, 1995). Existem relações entre o tamanho corporal e a densidade (Robinson & Redford, 1986; White *et al.*, 2007), diversidade taxonômica (Gittleman & Purvis, 1998; Gardezi & Silva, 1999), requerimentos energéticos (Carbone *et al.*, 1999), padrões de movimento (Swihart *et al.*, 1988), risco de extinção (Cardillo *et al.*, 2005) e vários outros traços de história de vida (Blueweiss *et al.*, 1978).

Em posição de destaque, cabe ressaltar as relações entre o tamanho corporal e a habilidade de dispersão (Swihart *et al.*, 1988; Swihart *et al.*, 2003), com animais maiores sendo mais hábeis a se dispersar na paisagem; o ‘range perceptual’, definido por Lima & Zollner (1996) como “a extensão em que um animal pode perceber um elemento da paisagem como tal”, onde animais maiores possuem uma maior facilidade em cruzar diferentes tipos de habitats devido a sua capacidade de melhor percepção do ambiente enxergando a matriz não como uma barreira e sim como parte da paisagem, sendo menos susceptíveis a predação (Mech & Zollner, 2002; Gehring & Swihart, 2003; Swihart *et al.*, 2003) e a incidência nos fragmentos (Biedermann, 2003), com relações positivas entre a massa corporal e a probabilidade de ocorrência nos fragmentos.

Essas relações demonstram a importância, no âmbito da conservação das espécies, de incorporar estudos envolvendo atributos físicos da paisagem, que possuem grande influência nos padrões e processos ecológicos (Fahrig & Merriam, 1994). Assim, com o intuito de avaliar como ocorre a distribuição das espécies em uma paisagem fragmentada do cerrado foram estudadas populações de mamíferos de médio e grande porte na região do entorno da cidade de Aruanã, no Estado de Goiás, utilizando para isso, armadilhas fotográficas.

Uma das hipóteses fundamentadas é que 1) áreas maiores e menos isoladas vão possuir uma maior riqueza de espécies uma vez que áreas maiores provêm maior quantidade de recursos e áreas menos isoladas permitem o intercâmbio de espécies entre um fragmento e outro, mitigando o problema da extinção local. Se espécies de maior massa corporal possuem maior habilidade de dispersão, uma outra hipótese é que 2) elas serão menos afetadas pela fragmentação, sendo capazes de evitar o processo de extinção ao colonizar fragmentos vacantes e abandoná-los quando os recursos se tornarem escassos. Nesse mesmo sentido, a terceira e última hipótese é a que, 3) por possuírem maior habilidade de dispersão, as espécies de maior massa corporal vão estar, então, distribuídas de forma mais homogênea na paisagem, incorporando vários fragmentos de

diferentes classes de tamanho que atuam como trampolins ecológicos, ou seja, são utilizados temporariamente como fonte de recursos dentro de sua área de vida, não significando que eles sejam necessariamente capazes de suportar populações viáveis de mamíferos de maior porte que requerem maior abundância de recursos.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

Avaliar como as espécies de mamíferos de médio e grande porte se distribuem na paisagem fragmentada na região do entorno de Aruanã, Goiás;

2.2. Objetivos Específicos

- i.* Determinar a riqueza de mamíferos de médio e grande porte nos fragmentos estudados na região do entorno de Aruanã, Goiás;
- ii.* Avaliar o padrão de atividade das espécies registradas;
- iii.* Constatar se atributos físicos da paisagem como área e isolamento influenciam nos padrões de distribuição das espécies registradas;
- iv.* Relacionar o tamanho corporal das espécies com a sua distribuição na paisagem.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Caracterização da área de estudo

A área de estudo localiza-se no entorno da cidade de Aruanã, distante 310 km de Goiânia, na região noroeste do estado de Goiás. A cidade, com 6.476 habitantes, é conhecida pelos turistas que freqüentam as praias do rio Araguaia, principalmente em época de temporada (Julho), sendo o turismo a principal fonte de renda da região (IBGE, 2007). O entorno da cidade é composto por fazendas com vários tipos de usos de solo, mas predominantemente pastagens, o que promove a fragmentação intensa da paisagem. Margeando o rio Araguaia, encontra-se uma área de vegetação onde se pretende implantar o corredor Araguaia, que liga o Parque Nacional das Emas, em Goiás, até Tucuruí no Pará (IOP, 2008).

Para o estudo, foram amostrados 13 fragmentos com medidas de tamanho e isolamento variáveis distribuídos em diferentes fazendas vizinhas (Figura 1 e 2). Desses 13 fragmentos, um foi escolhido numa faixa adjacente ao rio Araguaia dentro da fazenda Aricá em lado oposto ao dos outros fragmentos estudados. Nessa fazenda existe uma recém-criada Reserva Extrativista (RESEX) Federal denominada 'Lago do Cedro' com uma área de 17.337 ha onde parte da RESEX foi amostrada. Os fragmentos receberam denominações distintas de acordo com as letras do alfabeto e números (A a J1). O fragmento da fazenda Aricá, por fazer parte de um corredor ripário foi denominado de corredor.

Grande parte dos fragmentos amostrados possuem formações vegetacionais do tipo floresta semidecidual entremeadas por cerrado *sensu stricto*.

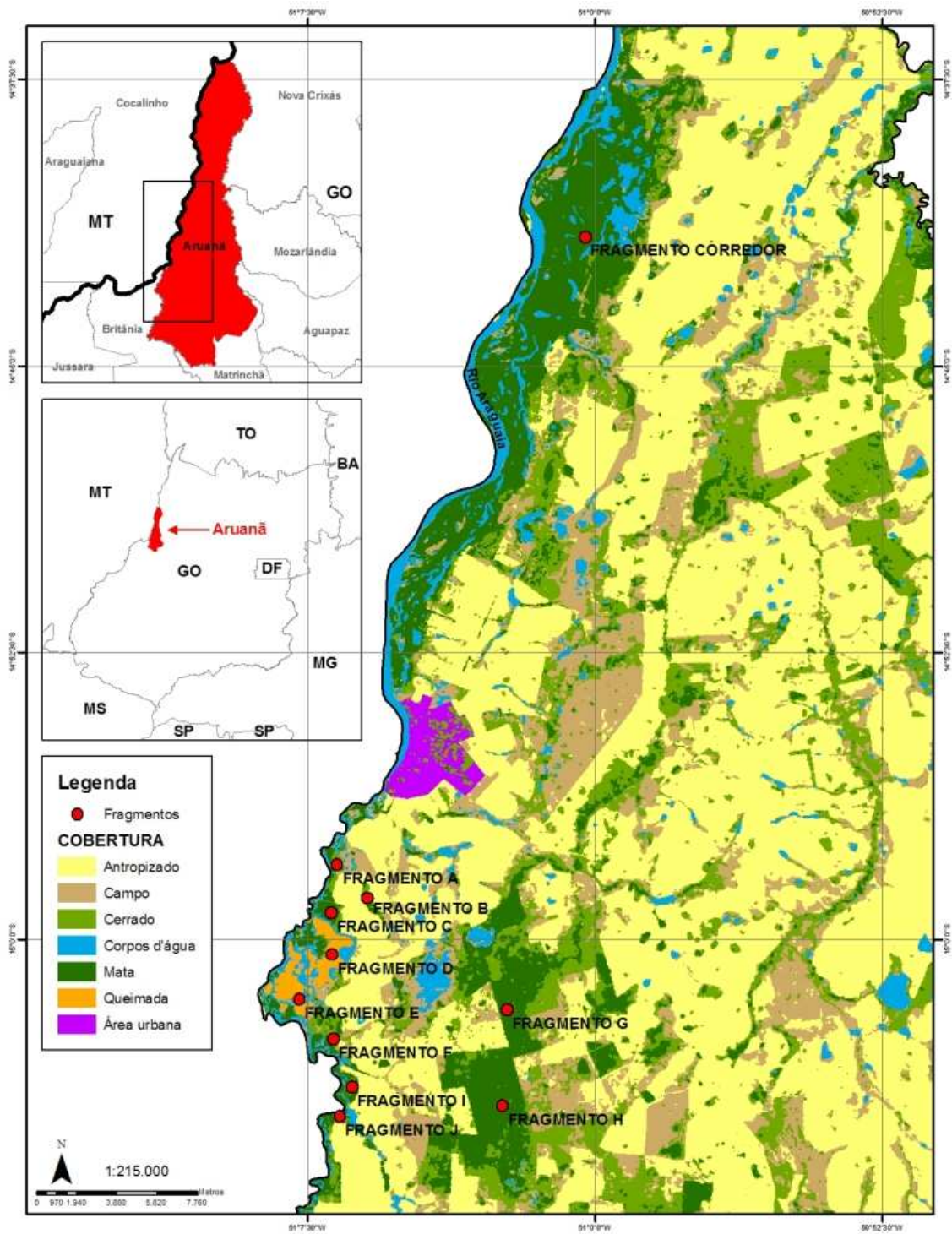


Figura 2-Paisagem de estudo mostrando as classes de uso e cobertura do solo e os 13 fragmentos amostrados no município de Aruanã, Goiás.



Figura 3-Imagem de dois dos fragmentos estudados (D e J1) em Aruanã- GO.

3.2. Escolha dos elementos da paisagem

Os elementos da paisagem avaliados foram escolhidos primariamente por meio de imagens obtidas do software gratuito Google Earth e através do uso de mapas da cobertura de toda a região de Aruanã por meio do programa ArcGIS. Essas imagens foram obtidas através do satélite Cbers 2 ccd 2005 disponibilizadas pelo SIEG e cartas topográficas 1:100000 do IBGE no sistema de coordenadas Geográficas, Datum - SAD69. Posteriormente foi gerado um mosaico e recortado o município de Aruanã à partir do qual foi possível fazer a classificação das imagens de forma não supervisionada. Com esse procedimento foi possível calcular as medidas de área e isolamento de cada fragmento.

3.3. Atributos analisados

3.3.1. Atributos espaciais

Para acessar o efeito da fragmentação sobre as populações de mamíferos foram utilizadas duas métricas: área do fragmento e isolamento. Essas métricas são centradas em uma escala de fragmento mais do que de paisagem e mesmo que o processo de fragmentação ocorra numa escala maior (MacGarigal & Cushman, 2002) esse tipo de estudo em pequena escala também é importante. Por restrições financeiras, principalmente, e por restrições metodológicas o estudo não pôde ser conduzido em escala de paisagem na qual a unidade amostral passa a ser a paisagem e não o fragmento. Esse tipo de estudo gera inferências mais robustas sobre o efeito da fragmentação (Fahrig, 1999), mas por problemas já citados anteriormente não pôde ser conduzido.

Foi tomada como medida de isolamento, a distância borda a borda entre um fragmento e o outro mais próximo em metros. A área foi medida em hectares. A distância foi medida através do ArcGIS e a área foi computada utilizando o Fragstats (versão 3.2: McGarigal & Marks, 1995). As medidas se encontram na Tabela 1. Como alguns fragmentos são bastantes próximos uns aos outros foi tomado como critério de

individualização entre um elemento e outro a presença de estradas, cercas, aceiros, lagos e rios entre eles.

Quando as câmeras foram instaladas e nos períodos subsequentes para checagem, cada fragmentado foi observado quanto ao grau de distúrbio e classificados de maneira qualitativa. As classificações foram baseadas nos principais distúrbios que os fragmentos de cerrado enfrentam tais como incursão de gado e fogo, invasão de gramíneas exóticas, caça e corte seletivo (Pivello, 2005; Durigan *et al.*, 2007). Cada fragmento foi classificado como possuindo alto, moderado ou baixo grau de distúrbio (Tabela 1) de acordo com o que foi observado subjetivamente (p.e., a combinação de dois ou mais distúrbios contribuíram para a classificação em alto grau de distúrbio). Essas características não entraram nas análises, mas foram essenciais para a discussão.

Tabela 2-Características físicas dos fragmentos estudados na paisagem de Aruanã.

Área de Estudo	Área do fragmento (ha)	Distância ao próximo fragmento (m) ^a	Nível de distúrbio ^b
Corredor	6.256,605	24.968,418	Baixo
Fragmento G	4.242,046	24.968,418	Baixo
Fragmento H	3.438,968	64,013	Baixo
Fragmento D	530,134	3.149,352	Alto
Fragmento E	211,99	735,111	Baixo
Fragmento F	164,932	3.585,595	Moderado
Fragmento C	135,109	116,767	Baixo
Fragmento J	116,943	5.983,163	Alto
Fragmento I	114,339	2.220,691	Alto
Fragmento A	69,377	1.650,151	Moderado
Fragmento B	63,862	1.282,427	Moderado
Fragmento C1	56,29	231,359	Moderado
Fragmento J1	7,149	195,238	Alto

a - Distância linear do fragmento mais próximo.

b - Os distúrbios incluem fogo, cortes seletivos, invasão de gramíneas exóticas e incursão de gado e foram observados durante a amostragem.

Em relação aos distúrbios, grande parte dos fragmentos são invadidos ou por gramíneas exóticas ou por gado, tendo o fogo também invadido parte de alguns deles no período de seca no ano anterior. Em relação ao gado, os fragmentos I, J e J1 são os mais perturbados. No fragmento I também foi presenciado o corte seletivo de uma espécie arbórea não identificada que o fazendeiro utiliza para construção de cercas. As gramíneas foram observadas invadindo pequena porção dos fragmentos G e H, principalmente nas bordas e o fogo atingiu drasticamente o fragmento D e parte do E. No H também foi observado uma pequena área queimada que favoreceu o estabelecimento de gramíneas. No corredor não houve vestígios de incursão de gados, mais uma pequena parte da área, principalmente às margens da estrada que corta a fazenda também sofreu ação do fogo.

No fragmento G, o de maior tamanho, uma das câmeras foi destruída por ação de caçadores, cuja presença é comum na região. No fragmento H e D foi presenciado, inclusive, instrumentos de caça, tais como girais de espera. No corredor também existe indícios de que caçadores utilizam a área.

3.3.2. Atributos das espécies

Depois de computadas foi possível verificar se existem relações entre as métricas da paisagem com a riqueza de espécies, ênfase muito utilizada em trabalhos de fragmentação e introduzida por MacArthur & Wilson (1967). A primeira hipótese foi testada a partir dessa relação entre estruturas físicas da paisagem, representada por área e isolamento e a riqueza estimada de espécies que foram registradas em Aruanã.

Padrões de ocupação de fragmentos, principalmente utilizados em modelos de Biogeografia de Ilhas e de Metapopulações, a partir da chamada função de incidência (Gilpin & Diamond, 1981; Hanski, 1994; Hanski *et al.*, 1996) também foram computados. Para todas as espécies foi calculada a função de incidência a partir de dados de presença e ausência que foram relacionados com as métricas. A função de incidência tem sido considerada um método de grande valor para acessar o efeito da área e do isolamento sobre a presença e ausência de populações locais em paisagens fragmentadas e pode ser usada para prever o efeito do habitat em constante mudança sobre a persistência dessas populações (ter Braak *et al.*, 1998).

Para testar a segunda hipótese, área e isolamento foram relacionados com a função de incidência a partir de dados individuais com o objetivo de verificar se espécies de tamanho corporal maior estavam presentes em áreas de diferentes classes de tamanho e isolamento ou se estavam restritas apenas a áreas maiores e menos isoladas. Esses resultados podem confirmar se maiores espécies são ou não afetadas pela fragmentação.

A última hipótese pôde ser testada com dados de proporção de ocorrência, ou seja, a quantidade de fragmentos que a espécie ocorreu relacionada com a massa corporal, cuja média foi retirada da literatura (Tabela 2). Esses dados permitem verificar se o padrão de distribuição é homogêneo, ou seja, se as maiores espécies estão presentes em fragmentos de variados tamanhos. Para confirmar o padrão de distribuição das

espécies, a extensão da área de ocorrência e isolamento também foram relacionadas com o tamanho corporal. Por fim, uma outra análise para verificar o padrão de distribuição de espécies maiores na paisagem foi realizada a partir da relação entre a maior massa corporal que ocorreu em cada fragmento com a área, no intuito de verificar se as espécies de maior tamanho estavam restritas a maiores áreas ou se estavam distribuídas de forma equitativa na paisagem.

Tabela 2 – Massa corporal dos mamíferos registrados na paisagem de Aruanã retirados da literatura.

Espécie	Massa corporal ^a
Anta	148,9
Onça-pintada	61,4
Onça-parda	39,2
Tamanduá-bandeira	32,9
Capivara	31,5
Veado-mateiro	28,9
Tatu-canastra	26,8
Cateto	19,5
Veado-catingueiro	16,3
Jaguaririca	11,0
Mão-pelada	8,8
Paca	8,2
Cachorro-do-mato	5,8
Tamanduá-mirim	5,1
Irara	3,9
Quati	3,9
Gato-maracajá	3,3
Macaco-prego	2,5
Cutia	2,2

a- A massa corporal corresponde ao peso médio de machos e fêmeas (em quilogramas).

Fonte: Robinson & Redford, 1986; Oliveira & Cassaro, 1997; Eisenberg & Redford, 1999.

3.4. Levantamento das espécies de mamíferos

A elaboração da lista de espécies de mamíferos foi feita por meio da identificação direta de exemplares através do registro com armadilhas fotográficas, método este, utilizado no cálculo da riqueza.

3.4.1. Armadilhas fotográficas

O sistema fotográfico utilizado no trabalho consistiu, basicamente, de uma câmera fotográfica comum, marca Leaf River, modelo C1-BU com disparo de *flash* e um sistema com sensor de raios infravermelhos (RIV) capazes de detectar o calor corporal irradiado e movimentos relativos ao fundo de dispersão dos RIV, acoplados a uma caixa protetora que previne a ação de intempéries do meio (chuva, umidade etc). As câmeras foram equipadas com impressão de dia e hora em que cada foto foi tirada. O tempo entre uma foto e outra foi regulado no próprio circuito temporizador, sendo tirada a cada 5 minutos. Caso o animal permanecesse sob o sensor neste intervalo de tempo continuava sendo fotografado. Foi utilizado como critério um tempo igual ou superior à 1h para que os registros de indivíduos de uma mesma espécie fossem considerados independentes.

Foram utilizados filmes ASA100 de 36 poses e baterias AA (para a câmera) e C (para o sensor). As câmeras foram distribuídas em estações já previamente marcadas nas áreas de estudo em transectos dispostos na maioria das vezes em direção ao maior eixo de cada fragmento, com possibilidade de readequação no campo caso alguma restrição física da paisagem não permitisse a colocação da câmera no ponto caracterizado (e.g. água, área queimada). Cada câmera foi instalada no ponto de amostragem a uma altura de 30 a 40 cm acima do solo em troncos de árvores. Depois de instaladas, todas as câmeras foram checadas mensalmente e os filmes foram retirados, trocados e revelados, bem como as baterias que estivessem fracas, iniciando um novo período de amostragem, que se estendeu por um período de dois meses e meio (Junho a início de Setembro/08).

Em cada fragmento amostrado, o número de câmeras instaladas variou de uma até seis câmeras por fragmento de acordo com o tamanho da área, totalizando 44

câmeras. Nos fragmentos onde havia mais de uma câmera a distância entre cada uma foi de cerca de 1 km. No Corredor, foram amostrados 18 estações com câmeras, dispostas em trincas no sentido perpendicular ao eixo do corredor, totalizando seis transectos com três câmeras cada, também distantes aproximadamente 1 km uma da outra. Para cada ponto de amostragem com as armadilhas fotográficas foram anotadas as coordenadas geográficas (GPS), a data da instalação e características peculiares do habitat. Os pontos receberam iscas de cheiro (*Bob Cat Scent*) que permitiram com que o animal parasse por mais tempo em frente à câmera e tivesse uma maior chance de ser fotografado.

O esforço amostral foi calculado seguindo a fórmula adotada por Srбек-Araujo & Chiarello (2005): número de armadilhas fotográficas X número de dias que as câmeras operaram (1d= 24h).

3.5. Padrão de Atividade

Á partir dos registros obtidos por meio das armadilhas fotográficas é possível avaliar o padrão de atividade das espécies através do horário em que elas foram registradas impresso nas fotos. Foi considerada como espécie de habito diurno aquela registrada no período de 05:01 á 17:00 e noturno a registrada entre 17:01 e 05:00.

3.6. Análise dos dados

Para a análise da relação entre riqueza de espécies com a área e isolamento, foi primeiro utilizado o método não-paramétrico Jackknife I para estimar a riqueza de espécies presentes na área. O método faz uma estimativa baseada na frequência de espécies raras observadas na amostra (Heltsh & Forrester, 1983). A riqueza foi estimada usando a rotina do programa EstimateS (Colwell, 2000). A partir da riqueza estimada obtida através do método foi possível testar a primeira hipótese através da regressão linear entre a área do fragmento (ha) e a riqueza. O mesmo procedimento foi feito para a medida de isolamento.

Para testar a segunda hipótese, envolvendo a relação incidência-área e incidência-isolamento, foi feita uma regressão logística considerando dados de presença/ausência para cada espécie e sua relação com a área e o isolamento do

fragmento. A própria relação gerada pela regressão é a função de incidência que varia de 1 (máxima probabilidade de ocorrência da espécie no fragmento) a 0 (nenhuma probabilidade de ocorrência). A função pode ser representada matematicamente por:

$$I = e^{bA+c} / 1 + e^{bA+c}$$

onde I é a incidência, A é a área do fragmento, b e c são coeficientes fornecidos pela regressão logística.

Para verificar se as espécies de maior massa estão distribuídas de forma homogênea na paisagem foi feita uma regressão linear entre o log da massa corporal média obtida da literatura e a proporção de ocorrência (número de fragmentos em que a espécie ocorreu). Para confirmar o padrão observado, a extensão da área de ocorrência (o maior fragmento menos o menor fragmento em que cada espécie foi registrada) e a extensão de isolamento (fragmento mais isolado menos o fragmento menos isolado que a espécie foi registrada) foram relacionados com o log da massa corporal.

Por fim, dando um peso maior à relação das espécies de maior tamanho corporal com a área e isolamento, foi calculada uma função potência semelhante à relação espécie/área expressa pela fórmula:

$$W = a A^z$$

onde W é a espécie, a e z são parâmetros e A é a área do fragmento. Posteriormente, a partir dessa função foi calculada uma regressão linear entre a massa corporal máxima das espécies registradas nos fragmentos e a área como intuito de verificar como ocorre a distribuição dessas espécies. O mesmo foi feito para o isolamento.

Todas as análises foram calculadas com 95% de intervalo de confiança e nível de significância de $p < 0,05$.

4. RESULTADOS

4.1. Espécies registradas por meio de armadilhas fotográficas na paisagem de Aruanã

Considerando o período de instalação até a retirada das câmeras, o esforço amostral obtido foi de 2.901 dias-câmeras ou 69.624 horas de câmeras operantes com 321 registros independentes. Os registros incluíram 19 espécies de mamíferos de médio e grande porte distribuídas em 6 ordens e 13 famílias. A lista de espécies se encontra em anexo e a classificação segue Wilson & Reeder (2005). Além destas, uma espécie pertencente ao grupo dos pequenos mamíferos (< 1kg) também foi registrada mais não foi incluída nas análises por não fazer parte do escopo do trabalho. A espécie, pertencente à ordem Didelphimorphia, foi identificada como *Philander opossum*. Registros de mamíferos ameaçados de extinção são mostrados na Figura 3 e na Figura 4 são mostrados outras espécies encontradas na região.

Além de pequenos, médios e grandes mamíferos, aves de grande tamanho corporal como a seriema (*Cariama cristata*), o mutum (*Crax fasciolata*) e o jacu (*Penelope superciliares*) e outras de pequeno porte também foram bastante registradas na região.

A espécie de maior ocorrência nos fragmentos amostrados foi o quati (*Nasua nasua*) que foi registrado em 10 dos 13 fragmentos, seguido da anta (*Tapirus terrestris*) que foi registrada em nove fragmentos, do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga trydactyla*) que apareceu em oito e a jaguatirica (*Leopardus pardalis*) que estava presente em sete (ANEXO). Dos 13 fragmentos, apenas o fragmento E não obteve registro de mamíferos.



Figura 3-Registros de espécies de mamíferos ameaçados de extinção obtidos durante a amostragem em Aruanã, Goiás - da esquerda para a direita: onça-pintada e melânica (*Panthera onca*), onça-parda (*Puma concolor*), tatu-canastra (*Priodontes maximus*), tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga trydactyla*), jaguatirica (*Leopardus pardalis*) e gato-maracajá (*Leopardus wiedii*).



Figura 4-Alguns outros mamíferos registrados na região de Aruanã, Goiás - da esquerda para a direita: anta (*Tapirus terrestris*), veado-mateiro (*Mazama americana*), cateto (*Pecari tajacu*), capivara (*Hydrocaeris hydrocaeris*), irara (*Eira barbara*), cutia (*Dasyprocta azarae*), tamanduá-mirim (*Tamandua tetradactyla*) e mão-pelada (*Procyon cancrivorus*).

De 278 registros nos quais foi possível avaliar a impressão das horas, 160 foram diurnos e 118 registros foram noturnos. A análise das espécies que tiveram dois ou mais registros indicou que o tatu-canastra, a paca (*Agouti paca*), a capivara e o macaco-prego foram registrados em um único período de atividade (os dois primeiros apresentaram padrão noturno e os dois últimos, diurno). Os padrões de atividade dessas espécies em que foi possível avaliar as horas se encontram na Figura 5.

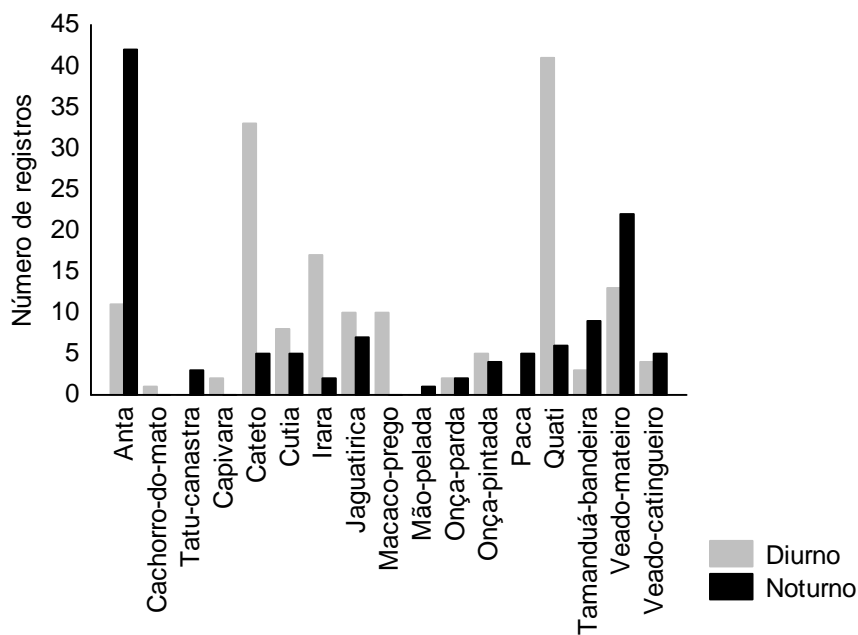


Figura 5-Padrão de atividades das espécies de mamíferos registradas em Aruanã, Goiás.

4.2. Avaliação da riqueza de espécies: área e isolamento

Como predito na Teoria do Equilíbrio de Biogeografia de Ilhas, a relação entre a área dos fragmentos e a riqueza de espécies de mamíferos foi positiva e significativa ($r^2 = 0.596$ e $p = 0.003$; Figura 6). Assim, fragmentos maiores como o corredor e os fragmentos G e H abrigam maior riqueza de mamíferos quando comparado com menores na paisagem de Aruanã.

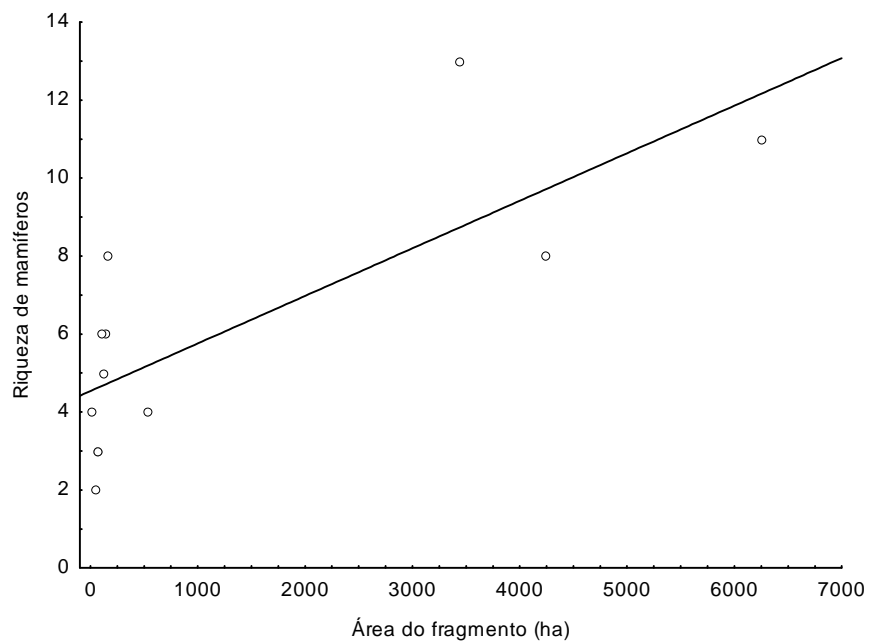


Figura 6-Relação entre a área dos fragmentos e a riqueza de espécies de mamíferos para a região de Aruanã (GO), mostrando que as três maiores áreas representadas pelo corredor e fragmentos G e H foram as que tiveram maior número de espécies.

No entanto, a relação entre a riqueza e o isolamento foi positiva, porém não significativa ($r^2 = 0.201$ e $p = 0.142$; Figura 7), indicando que o isolamento entre os fragmentos não exerce influência na riqueza. De fato, isso pode ter ocorrido pela proximidade entre a maioria dos fragmentos amostrados que podem não constituir total isolamento entre si.

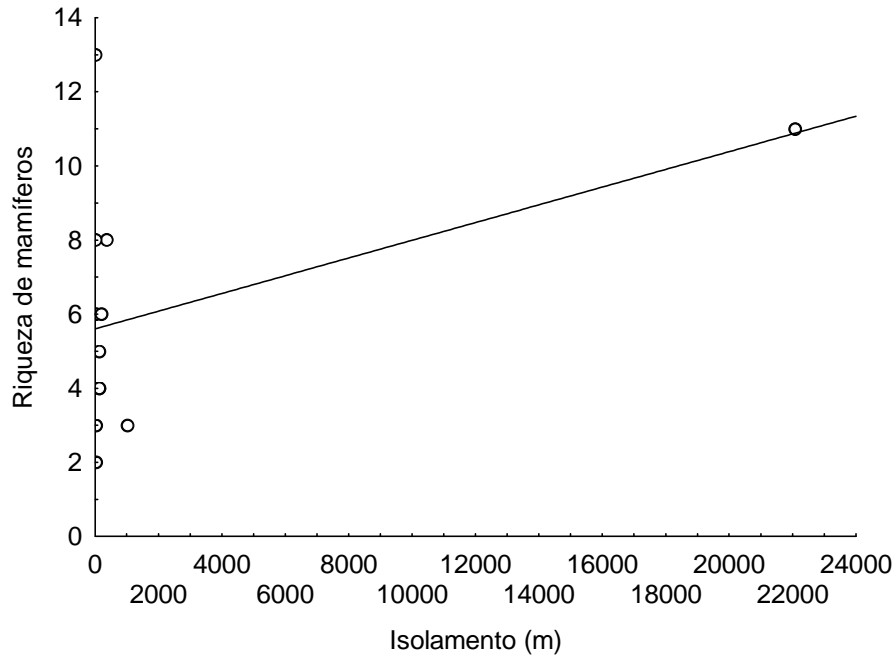


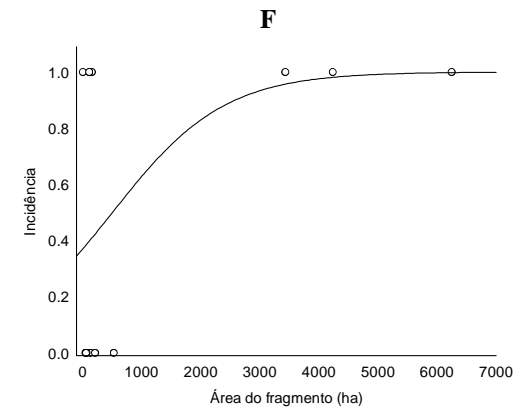
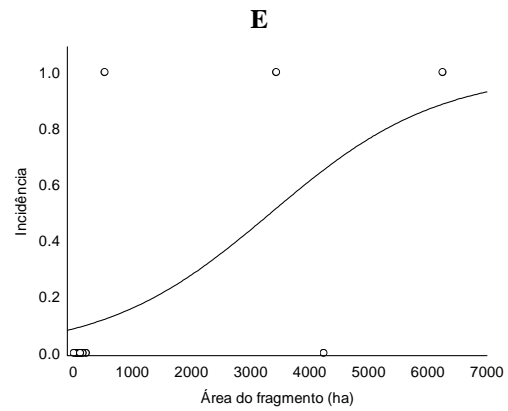
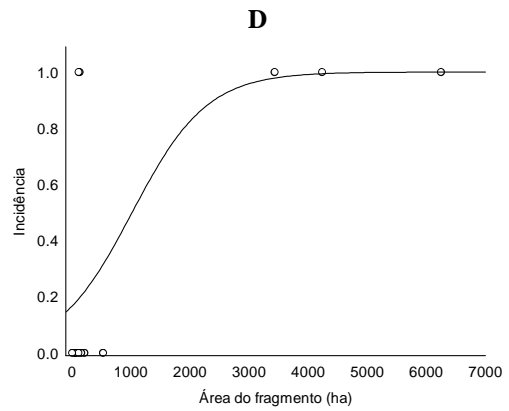
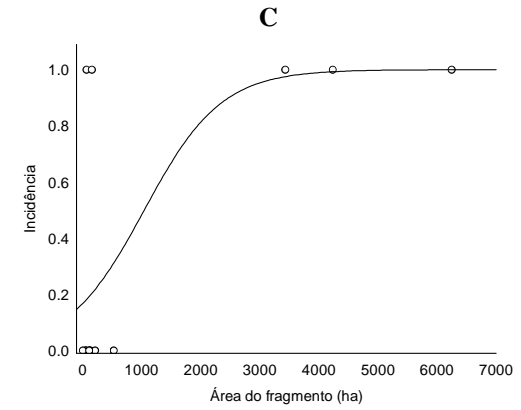
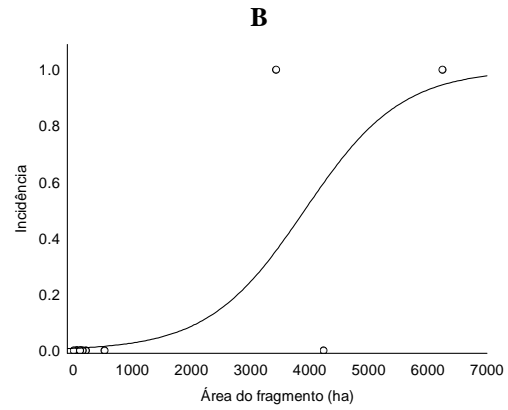
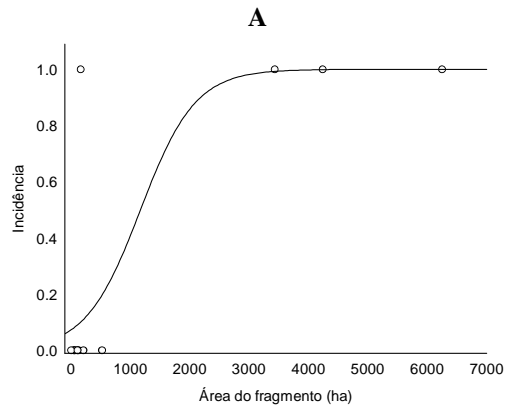
Figura 7-Relação entre o isolamento dos fragmentos e a riqueza de mamíferos para a região de Aruanã, Goiás.

4.3. Padrões e processos ecológicos ocorrendo na paisagem fragmentada de Aruanã

A influência da área dos fragmentos nos padrões de ocupação para as espécies de mamíferos revelou que apenas sete espécies das 19 registradas foram sensíveis ao efeito da área, representadas pela jaguatirica, onça-pintada, onça-parda, cateto, veado-mateiro, veado-catingueiro (*Mazama gouazoubira*) e cutia (Tabela 3), com uma probabilidade de ocorrência incrementalmente maior em fragmentos de maior área (Figura 8). Nesse aspecto, maiores espécies foram as mais sensíveis refutando a segunda hipótese.

Tabela 3-Parâmetros para análise da relação incidência-área obtidos através de regressão logística.

Espécie	b	c	χ^2	p
Anta	-3.519	0.005	3.506	0.061
Onça-pintada	-2.547	0.002	9.511	0.002
Onça-parda	-4.798	0.001	6.971	0.008
Tamanduá-bandeira	0.998	-0.44	2.047	0.152
Capivara	-1.904	-0.002	0.609	0.435
Veado-mateiro	-1.605	0.001	6.986	0.008
Tatu-canastra	-3.970	0.610	1.903	0.167
Cateto	-1.615	0.001	7.042	0.007
Veado-catingueiro	-2.366	0.706	4.392	0.036
Jaguatirica	-0.535	0.001	3.908	0.048
Mão-pelada	-1.909	0.147	0.174	0.675
Paca	-1.209	0.499	<0,001	0.985
Cachorro-do-mato	-1.876	-0.002	0.621	0.403
Tamanduá-mirim	-3.970	0.610	1.903	0.167
Irara	-1.453	0.472	2.383	0.122
Quati	0.113	0.005	2.567	0.109
Gato-maracajá	-3.403	0.442	1.061	0.302
Macaco-prego	-1.007	0.153	0.276	0.599
Cutia	-2.259	0.647	3.859	0.049



Continua...

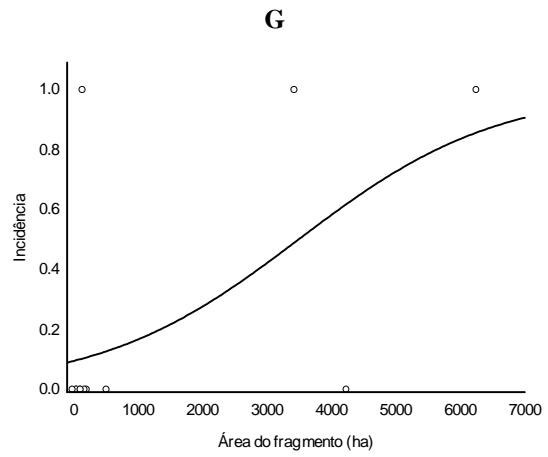


Figura 8-Relação incidência-área de espécies de mamíferos registradas na paisagem de Aruanã, Goiás. A-Onça-pintada; B-Onça-parda; C-Veadomateiro; D-Cateto; E-Veadocatingueiro; F-Jaguaririca e G-Cutia.

Já o isolamento exerceu influência significativa apenas para uma única espécie (Tabela 4) representada pela onça-parda (Figura 9).

Tabela 4-Parâmetros para análise da relação incidência-isolamento obtidos através da regressão logística entre dados de presença/ausência da espécie e o isolamento.

Espécie	b	c	χ^2	p
Anta	0.923	0.698	0.496	0.480
Onça-pintada	0.257	-1.150	2.411	0.120
Onça-parda	0.324	-2.467	4.130	0.042
Tamanduá-bandeira	-0.23	0.734	1.865	0.172
Capivara	-0.001	-2.129	0.272	0.601
Veado-mateiro	-0.732	0.215	1.838	0.175
Tatu-canastra	-0.033	-0.334	2.548	0.110
Cateto	0.193	-0.716	1.741	0.186
Veado-catingueiro	0.273	-1.665	3.053	0.080
Jaguatirica	0.190	-0.030	1.135	0.286
Mão-pelada	-0.94	-1.608	0.177	0.673
Paca	-0.64	-0.976	0.608	0.435
Cachorro-do-mato	-0.22	-2.357	0.159	0.689
Tamanduá-mirim	-0.033	-0.334	2.548	0.110
Irara	0.317	-1.162	2.518	0.112
Quati	0.891	0.932	0.657	0.417
Gato-maracajá	-0.033	0.334	2.548	0.110
Macaco-prego	0.240	-1.142	2.356	0.124
Cutia	0.256	-1.650	3.002	0.083

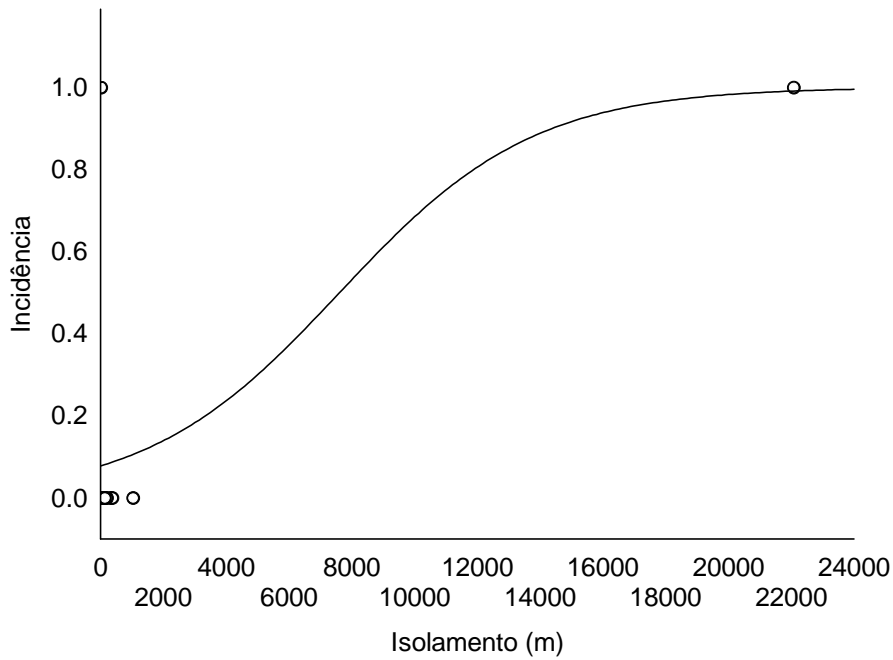


Figura 9-Relação incidência-isolamento da onça-parda, única relação significativa ($p=0.042$) na área amostrada.

A relação entre a proporção de fragmentos em que cada espécie ocorreu e a massa corporal foi positiva, porém não significativa ($r^2 = 0.059$; $p = 0.314$; Figura 10). Assim, esse resultado também não corrobora a terceira hipótese formulada em que espécies de massa corporal maior estão distribuídas de forma mais homogênea na paisagem.

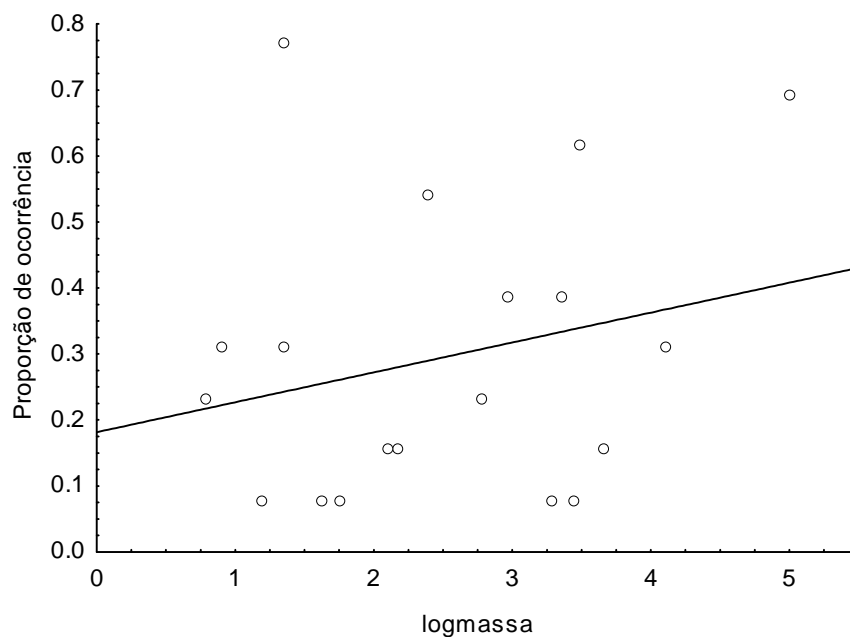


Figura 10-Relação entre proporção de ocorrência (números de fragmentos que as espécies ocorreram) e a massa corporal das espécies registradas em Aruanã, Goiás.

Para confirmar se esse padrão de distribuição não-homogêneo é verdadeiro e se espécies de maior tamanho realmente estão restritas a maiores áreas foi feita uma análise entre a extensão da área de ocorrência (o maior fragmento menos o menor fragmento em que cada espécie foi registrada) com a massa corporal (Figura 11). Porém os resultados não foram significativos ($r^2 < 0.001$; $p = 0.964$) indicando que as espécies de maior massa corporal estão presentes tanto em áreas pequenas quanto em áreas maiores, demonstrando exatamente o oposto das análises anteriores.

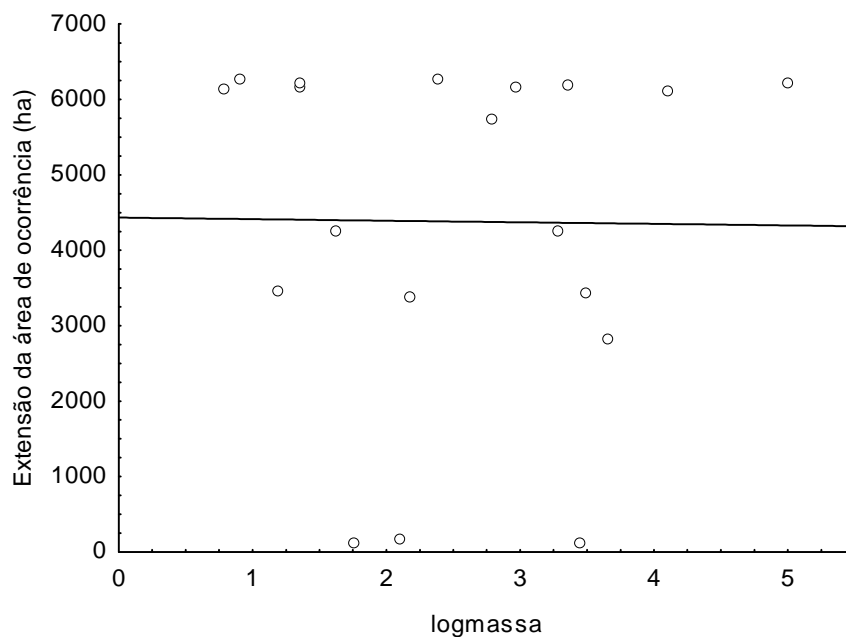


Figura 11-Relação entre a massa corporal e a extensão de ocorrência (maior área-menor área de ocorrência) das espécies registrada em Aruanã, Goiás.

Uma análise semelhante foi feita entre a extensão de isolamento (fragmento mais isolado que espécie ocorreu menos o fragmento menos isolado) com a massa corporal (Figura 12) com o intuito de avaliar a existência desse padrão não-homogêneo de distribuição em termos de isolamento. Os resultados também não foram significativos ($r^2 = 0.010$; $p=0.682$) indicando que espécies de maior tamanho corporal estão distribuídas tanto em fragmentos mais isolados quanto em fragmentos menos isolados.

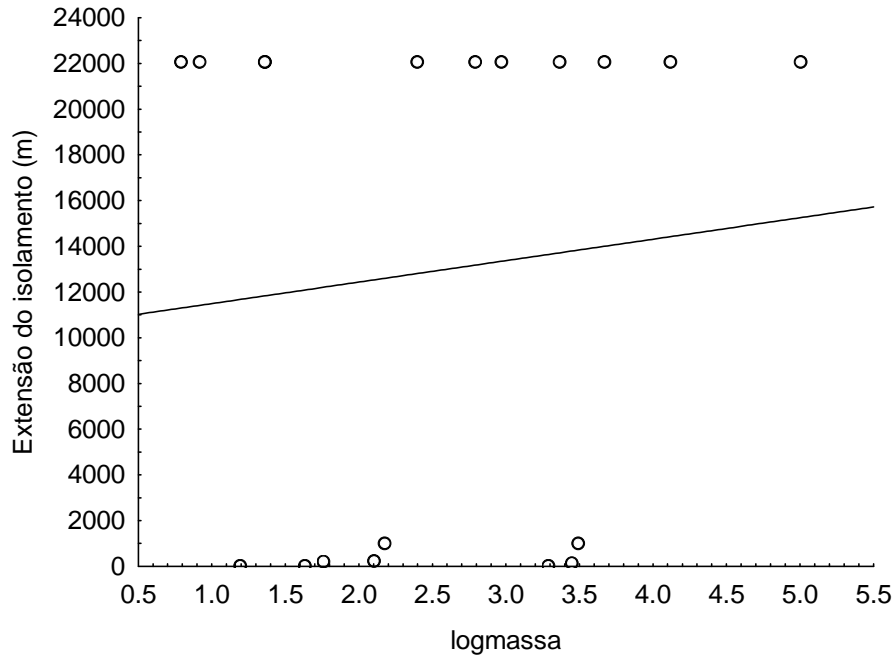


Figura 12-Relação entre a massa corporal e a extensão de isolamento (fragmento mais isolado-fragmento menos isolado) das espécies registradas em Aruanã, Goiás.

Quando se utilizou a massa corporal máxima das espécies que ocorrem em cada fragmento e a área, essa relação foi o oposto do que se observou através das relações incidência-área, sendo não significativa ($R= 0.456$; $p= 0.126$) e confirmando que não existe relação estrita entre requerimentos de maior área para espécies de maior massa (Figura 13).

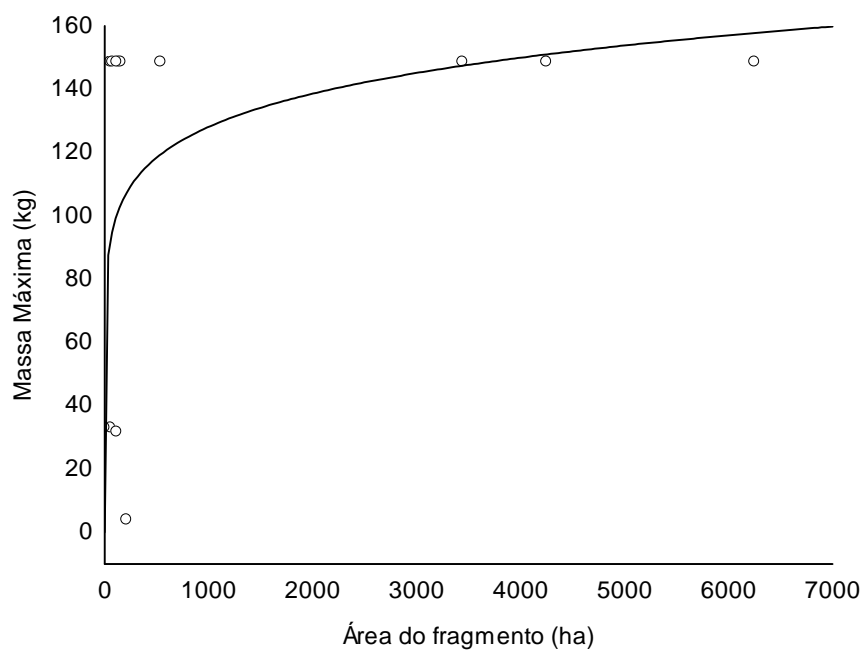


Figura 13-Relação entre massa corporal máxima de espécies registradas e a área dos fragmentos em que elas ocorreram.

A relação do isolamento com a massa também não foi significativa ($R=0.290$; $p=0.272$) quanto se utilizou a massa máxima das espécies que ocorreram em cada fragmento (Figura 14). Dessa forma, não há relação significativa entre maiores espécies e áreas mais isoladas.

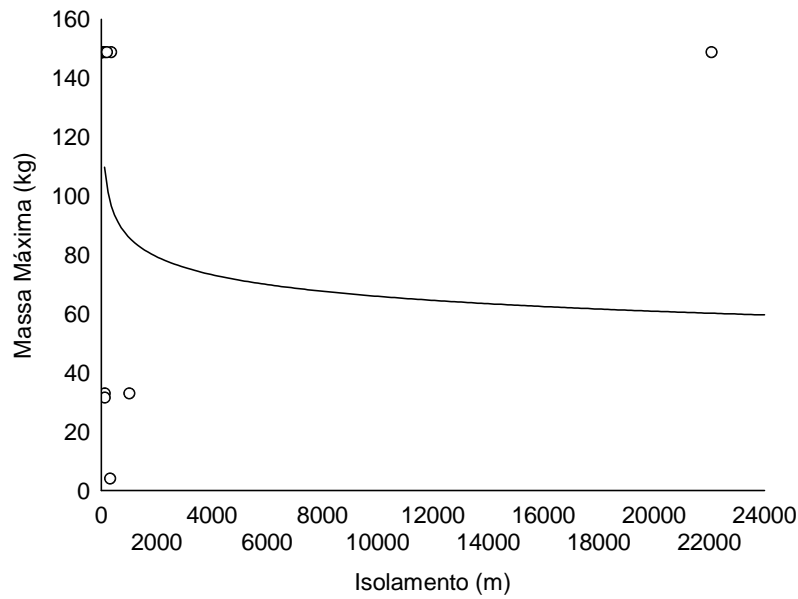


Figura 14-Relação entre massa corporal máxima de espécies registradas e a medida do isolamento dos fragmentos em que elas ocorreram.

Esse último resultado, entretanto, se aplica apenas a anta, que apresenta a maior massa corporal e a maior ocorrência registrada nos fragmentos. Devido à sua grande incidência, ela é responsável pela maior parte dos resultados e sua distribuição pode ser vista como homogênea, ocorrendo de maneira equilibrada em todos os fragmentos e não necessariamente restrita aos de maior tamanho. Dessa forma, as duas últimas hipóteses se aplicam inteiramente à anta, que possui a maior massa corporal com uma distribuição homogênea e que não foi sensível ao efeito da área e isolamento neste estudo.

Quando a anta foi retirada das análises os resultados corroboraram com a relação incidência-área verificada anteriormente com maiores espécies sendo sensíveis ao efeito da área (Figura 15; $p=0.010$ e $R=0.664$).

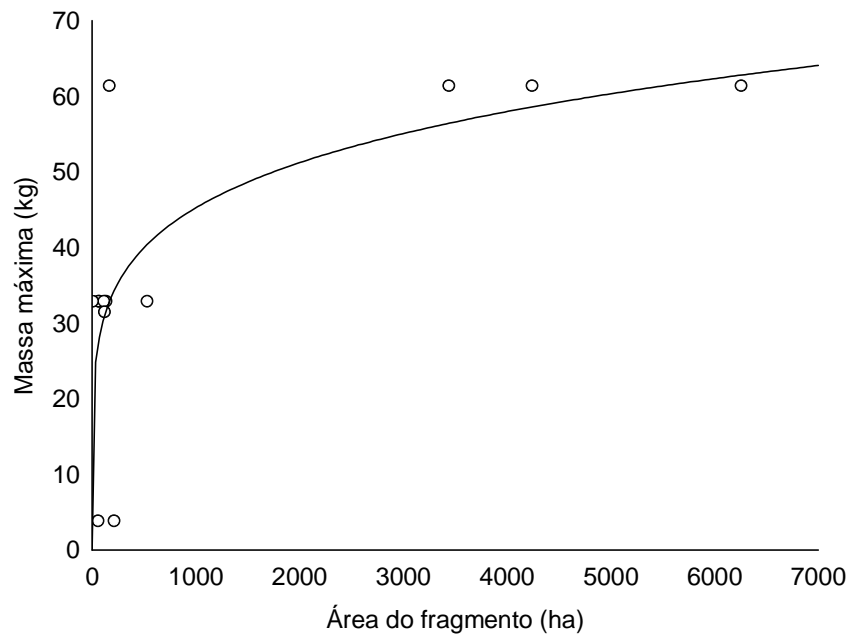


Figura 15-Relação entre a massa corporal máxima das espécies e a área do fragmento excluindo a anta da análise.

Porém, quanto ao isolamento esse resultado não foi significativo reforçando a pequena influência do isolamento sobre as espécies na paisagem estudada (Figura 16; $p= 0.491$ e $R= 0.168$).

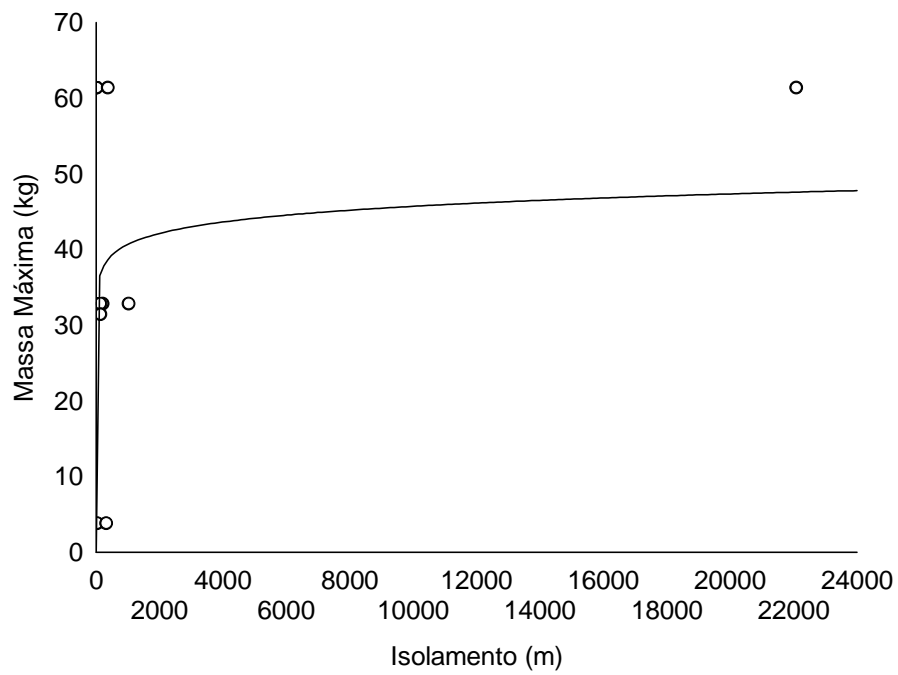


Figura 16-Relação entre massa corporal máxima das espécies e isolamento dos fragmentos excluindo a anta da análise.

5. DISCUSSÃO

5.1. Características estruturais dos fragmentos amostrados

A fragmentação de habitat na região de Aruanã é destinada principalmente à formação de pastagens propícias à criação de gado, sendo a matriz circundante a todos os fragmentos amostrados composta completamente por pasto. Esse tipo de matriz possui baixa biomassa e complexidade estrutural o que resulta em marcantes diferenças microclimáticas representada por uma alta radiação solar de dia e uma alta irradiação a noite comparada aos fragmentos que geralmente são mais escuros e úmidos (Murcia, 1995).

A matriz de pastagem também traz grandes problemas aos remanescentes de vegetação além daqueles sofridos pelo efeito da fragmentação por si, como a incursão de gados no interior dos fragmentos. Esses animais pastadores exercem uma grande influência sobre a estrutura do solo, principalmente os argilosos (Hobbs, 2001) como é o caso de Aruanã. A compactação promovida pelo pisoteio do gado impede o crescimento da raiz de plantas reduzindo a sua habilidade de adquirir água e nutrientes como consequência da reduzida taxa de infiltração do solo com óbvias implicações para o crescimento da planta, reprodução e recrutamento (Yates *et al.*, 2000). O gado também possui influência direta na interação com as sementes de invasoras, evidenciando as interações sinérgicas entre a fragmentação, pastagem de gados e invasões bióticas (Hobbs, 2001).

Na área amostrada, vários fragmentos foram invadidos por gado o que pode ter sido em decorrência, principalmente, da grande quantidade de lagoas e cursos d'água temporários ou permanentes utilizados constantemente para a dessedentação desses animais. Nesses locais, o solo compactado e a pequena quantidade de vegetação herbácea foram claramente perceptíveis.

Outro tipo de distúrbio presenciado na área foi o fogo, que também pode agir de maneira sinérgica com a fragmentação contribuindo significativamente para o empobrecimento da biota (Cochrane, 2001; Tabarelli *et al.*, 2004). O fogo é responsável por diversas mudanças estruturais na vegetação como o incremento na fratura da copa, alta taxa de queda de árvores, modificações na estratificação da densidade foliar e

incremento na quantidade de luz que penetra na floresta (Peres *et al.*, 2003) e quando atinge uma área, esta tem maior chance de fogo recorrente e os efeitos são potencialmente mais intensos e drásticos (Barlow & Peres, 2006). A magnitude de alcance do fogo no interior do fragmento que chega a atingir quilômetros dentro da área pode, inclusive, ser considerada um tipo de efeito de borda em maior escala (Laurance, 2000; Cochrane, 2001).

Peres *et al.* (2003) encontraram que uma das consequências do fogo na floresta Amazônica foi a redução do suplemento alimentar para vertebrados frugívoros tanto arbóreos quanto terrestres, uma vez que os frutos foram destruídos ou mesmo abortados pelo efeito da queimada. Algumas espécies como a anta, queixada, primatas e o tatu-canastra estavam completamente ausentes em áreas por onde o fogo se dissipou (Peres *et al.*, 2003). Embora o fogo seja um importante fator ecológico para o cerrado e sua vegetação esteja adaptada a queimadas sazonais, a constante queima pode reduzir drasticamente as populações animais e vegetais (Hoffmann & Moreira, 2002; Miranda *et al.*, 2002). O tamanduá-bandeira, por exemplo, é particularmente suscetível ao fogo e cachorros domésticos (Daily *et al.*, 2003; Michalski & Peres, 2007) e raramente persiste em áreas fragmentadas sob efeito desses distúrbios (Daily *et al.*, 2003). Por instância, Prada & Marinho-Filho (2004) não encontraram diferenças na abundância de *Xenarthra* entre áreas queimadas e não queimadas em Mato-Grosso e discutem que as espécies como tamanduá-bandeira e tatu-canastra utilizam áreas queimadas principalmente para obtenção de alimentos como cupins e formigas que não são afetados pelo fogo. Assim, o que se percebe é que tamanduás são particularmente suscetíveis ao fogo, mas utilizam áreas queimadas principalmente para adquirir recursos.

O Fragmento D, onde existe uma RPPN, foi o mais prejudicado pelo evento do fogo ocorrido em meados de setembro, sendo registradas apenas quatro espécies (anta, tamanduá-bandeira, veado-mateiro e quati). Parte do fragmento E também foi erodida pela ação do fogo, mas principalmente pela derrubada da vegetação para constituir pastagem. Nesse fragmento não foi registrada nenhuma espécie de mamífero por meio de armadilha fotográfica, o que pode ser mais um artefato da amostragem do que a ausência de espécies, visto que evidências indiretas por meio de pegadas constataram a presença de onça-pintada e de capivara.

A caça, embora proibida por lei federal, também tem sido apontada como uma das principais ameaças às populações de mamíferos (Cuarón, 2000). Nas áreas sob intensa pressão de caça, vários processos-chaves do ecossistema podem ser alterados,

especialmente a dispersão de sementes. Em locais onde grandes frugívoros são extirpados, por exemplo, várias espécies de plantas que possuem estreitas relações com os seus dispersores são igualmente afetadas, uma vez que as chances de recrutamento podem ser claramente diminuídas (Fragoso, 1997; Asquith *et al.*, 1999; Roldán & Simonetti, 2001). Asquith *et al.* (1999) avaliaram a eficiência das pacas como dispersores das sementes de uma espécie de jatobá (*Hymenaea courbaril*) e fizeram predições de que onde as pacas estavam presentes mais vagens poderiam ser removidas e onde estavam ausentes, mais vagens seriam retidas *in situ*. Eles obtiveram resultados significativos salientando a importância da presença desses animais para o incremento da probabilidade de sucesso no estabelecimento das sementes.

Na maioria das vezes, a caça é uma das principais fontes de subsistência e de acesso a proteínas para populações nativas (Cuarón, 2000) e trabalhos empíricos mostram que em ambientes fragmentados a pressão de caça é maior do que em áreas contínuas visto que o acesso a esses ambientes é mais fácil (Turner & Corllet, 1996; Peres, 2001). Cullen Jr *et al.* (2000) estudando o efeito da caça sobre populações animais na Mata de Planalto, no Estado de São Paulo encontraram que em áreas sob intensa pressão de caça a abundância de animais foi 37% menor quando comparada a áreas fracamente caçadas, sendo queixadas, catetos, veados, tatus, pacas, quatis e jacus as espécies mais procuradas como fonte de subsistência.

Na região de estudo foi possível identificar fragmentos onde a caça foi realizada por meio de vestígios indiretos tais como instrumentos representados por arapucas e girais de espera, prática comum entre os caçadores, principalmente utilizada à noite para a caça de pacas e veados (Chiarello, 2000b).

A proximidade com estabelecimentos humanos pode ser um fator determinante para o aumento da caça em vários ecossistemas. A maioria dos fragmentos amostrados se encontra distante da cidade de Aruanã aproximadamente 13 km e o crescimento dessa cidade como revelado pelo IBGE em 2007 pode contribuir de maneira drástica para o declínio da população de mamíferos particularmente vulneráveis a essa prática.

Lopes & Ferrari (2000) encontraram que distúrbios humanos foram o fatores mais importante em determinar a diferença de riqueza e abundância de mamíferos entre as áreas amostradas no leste da Amazônia. E assim, o que se observa é que o aumento da população humana promove a fragmentação excessiva de habitat e os fragmentos remanescentes ainda permanecem sendo alvos de distúrbios intensos e variados como a incursão de gado e outros animais domésticos que transmitem uma série de doenças à

fauna silvestre (Whitheman *et al.*, 2007), o fogo, na maioria das vezes vindo da matriz de pasto circundante que é altamente inflamável e alcança os fragmentos através das bordas (Laurance & Williamson, 2001) e a caça, cuja proporção é incrementada em áreas fragmentadas (Lopes & Ferrari, 2000). Com essa série de distúrbios, o destino da fauna, da flora e dos papéis e processos do ecossistema passam a ser obscuros.

5.2. Eficiência da amostragem e padrões de atividade

O registro de espécies de mamíferos por meio das armadilhas fotográficas demonstrou ser de grande efetividade, assim como em vários outros trabalhos para diferentes tipos de vegetação (Srbek-Araujo & Chiarello, 2005; Trolle & Kéry, 2005; Trolle *et al.*, 2007). Srbek-Araujo & Chiarello (2005) registraram três novas ocorrências de espécies de mamíferos através desse método (tatu-galinha, tatu-de-rabo-mole e jaguarundi) que são dificilmente detectadas por meio de outras metodologias para a Estação Biológica de Santa Lúcia, no Espírito Santo. A partir dos resultados ora apresentados foi possível estimar que 45% ou mais das espécies de mamíferos de médio e grande porte que ocorrem no cerrado foram detectadas na região de Aruanã por meio dessa metodologia. O número de espécies registradas através de armadilhas fotográficas na área de estudo foi maior do que aquele registrado na literatura para o cerrado (n=17; Silveira *et al.*, 2003 e n=15; Santos-Filho & Silva, 2002) embora não sejam possíveis comparações efetivas uma vez que o esforço amostral e mesmo o tipo de fisionomia estudada foi diferente.

O emprego de câmeras fotográficas, embora ainda de alto custo (Barea-Azcón *et al.*, 2007), mostrou ser bastante eficiente, inclusive podendo ser empregado em programas de monitoramento de rápido acesso uma vez que exige um pequeno esforço e treinamento e em dois meses de campo já é possível obter dados suficientes para responder algumas perguntas. As técnicas indiretas ou mesmo diretas são mais baratas, no entanto, exigem um esforço amostral muito maior e por isso, na maioria das vezes são limitadas por condições financeiras (Chiarello, 2000a; Srbek-Araujo & Chiarello, 2005). Como já citado anteriormente, a desvantagem de se utilizar esse tipo de metodologia é o alto custo para compra e manutenção do equipamento.

O registro das espécies de mamíferos em que foi possível analisar a impressão do dia e da hora (n=278) mostrou um período de atividade diurno maior em comparação

ao período noturno. Espécies, como o tamanduá-bandeira, podem ser ativas tanto a noite quanto de dia com os padrões de atividade diferindo de acordo com as regiões (Medri & Mourão, 2005), apesar dos dados da literatura associarem esta espécie principalmente com o hábito diurno (Shaw *et al.*, 1987). Na área de estudo, no entanto, o tamanduá-bandeira foi registrado principalmente à noite. De acordo com Shaw *et al.* (1987), a temperatura do ambiente pode exercer grande influência no padrão de atividade do tamanduá, assim como atividades humanas. Dessa forma, os tamanduás podem ser ativos à noite para evitarem a presença humana e também pra fugirem de altas temperaturas.

Já a onça-pintada, cujo padrão de atividade também tem sido associada aos dois períodos mais com certa predominância no período noturno (Scognamillo *et al.*, 2003; Weckel *et al.*, 2006) foi registrada mais vezes durante o dia. Por outro lado, Schaller & Crawshaw (1980) encontraram que as onças no Pantanal foram ativas durante $\frac{2}{3}$ do ciclo diário de 24 h, indicando que os períodos de atividade podem ser altamente variáveis de acordo com variantes locais e até estações do ano.

Meriggi & Lovari (1996) encontraram que a abundância e a acessibilidade de presas potenciais parecem ser os maiores fatores influenciando a seleção de ungulados selvagens por lobos no sul da Europa e em locais onde a quantidade de presa está em depressão o ataque a animais domésticos é incrementado. Assim, a distribuição de recursos é um dos importantes fatores influenciando a distribuição de espécies e a fragmentação de habitat influencia diretamente na disposição desses recursos por alterar sua distribuição espacial (Mortelliti & Boitani, 2008). Dessa forma, o período de atividade de alguns predadores pode mudar com o intuito de maximizar a sobreposição espacial e temporal, facilitando as taxas de encontro entre predador e sua presa.

5.3. Atributos ecológicos e biológicos das espécies de mamíferos

Como previsto na Teoria do Equilíbrio de Biogeografia de Ilhas de MacArthur & Wilson (1967), área foi um preditor significativo para explicar a variação da riqueza nos fragmentos amostrados, ao contrário do isolamento, que não teve influência. Michalski & Peres (2007) também encontraram uma clara relação linear espécie-área para mamíferos de médio e grande porte estudados em fragmentos da Amazônia, onde a

área sozinha representou 90,3% da variação total no número de espécies. Já Lopes & Ferrari (2000), também na Amazônia, encontram uma relação bem menos clara da riqueza de mamíferos com o tamanho do fragmento quando comparada com a relação da diversidade de mamíferos e a área.

Watling & Donnelly (2006) avaliaram 148 estudos que abordavam a relação espécie-área e encontraram que em 91% dos casos eles foram positivos e significativos. Sendo o efeito da área muito mais robusto na literatura do que o do isolamento, que pode ser subamostrado em decorrência de restrições metodológicas e analíticas. De fato, o efeito da distância é de difícil mensuração uma vez que reflete a probabilidade ou frequência de movimento entre pontos em uma paisagem (Daily *et al.*, 2003). Dessa forma o efeito do isolamento se mostra variável nos estudos. Para serpentes, o isolamento foi muito mais influente na distribuição do que a área ou estruturas do habitat no interior dos fragmentos (Luiselli & Capizzi, 1997). Já para mamíferos, nem área, nem isolamento foram significativamente correlacionadas com a riqueza (Lomolino & Perault, 2001). Por outro lado, Crooks (2002) encontrou que tanto a área quanto o isolamento foram fortes preditores para explicar a distribuição e abundância de carnívoros na paisagem fragmentada.

O efeito da área, mais que o isolamento, é apontado como um dos principais fatores de influência na ocorrência e sobrevivência das espécies (Andrén, 1994; Michalski & Peres, 2005). Anzures-Dadda & Manson (2007) encontraram que para fragmentos com maiores áreas, a probabilidade de colonização por macacos foi maior e a sua abundância nos fragmentos foi positivamente correlacionada com a presença de corredores provendo conexão para outros fragmentos, com copas de árvores mais altas e com área de fragmentos maiores. Características semelhantes foram encontradas para carnívoros cujas respostas são diretamente dependentes da escala abordada e de requerimentos específicos de cada espécie, sendo a área um dos principais fatores influenciando a distribuição dessas espécies (Virgós *et al.*, 2002). Além da riqueza e distribuição, a densidade também tem sido relacionada com a área. Chiarello (2000b) analisou essa relação para cinco espécies de mamíferos em fragmentos na Mata Atlântica e encontrou maiores densidades em fragmentos de maior área onde a disponibilidade de frutos foi maior.

Em um trabalho de modelagem de mamíferos eutérios, Ziv (2000) encontrou que espécies de massa corporal maior podem ser mais hábeis em persistir em ambientes mais diversificados, dessa forma, existe a possibilidade de que fragmentos de maior

tamanho sejam mais complexos e heterogêneos, fatores estes, positivamente ligados a riqueza e diversidade de espécies (August, 1983; Tews *et al.*, 2004). Uma maior heterogeneidade ambiental acomete por 57 % da variabilidade no tamanho da área de vida de cervos, o que realça a sua importância em explicar a distribuição desses mamíferos herbívoros (Kie *et al.*, 2002). Embora a heterogeneidade e a complexidade ambiental não tenham sido quantificadas no estudo, elas podem ter influência nos padrões de ocupação observados.

Também de grande importância, principalmente em estudos metapopulacionais, são as relações incidência-área. Biedermann (2003) avaliando se existe alguma relação geral entre a probabilidade de ocorrência e o tamanho corporal observou uma clara relação positiva entre os requerimentos de área e o tamanho corporal em insetos e vertebrados. Desta mesma maneira observou-se em Aruanã uma relação positiva, mas significativa apenas para sete espécies das 19 registradas, especialmente as de maior massa corporal. Dessa forma, a hipótese de que espécies de maior massa vão ser menos afetadas pela fragmentação devido à maior habilidade de dispersão não foi corroborada uma vez que grande parte dessas espécies teve maiores probabilidades de ocorrência em fragmentos maiores.

Por outro lado, o isolamento exerceu influência positiva na probabilidade de ocorrência apenas para onça-parda, uma das espécies de maior tamanho corporal registrada na região, o que pode ser em decorrência da maior capacidade de dispersão dessa espécie ou dela possuir maior probabilidade de ocorrência nesses fragmentos isolados justamente por serem os de maior área na paisagem de Aruanã.

A habilidade de dispersão, vista como um atributo individual por si só não gera respostas consistentes, mas à medida que características físicas da paisagem como barreiras ao movimento para determinada espécie também são analisadas essas respostas passam a se tornar mais claras (Goodwin & Fahrig, 2002). Driscoll & Weir (2005) avaliaram a relação entre a fragmentação e algumas características ecológicas de besouros com atributos físicos da paisagem e encontraram que a habilidade de dispersão e a posição ou estrato que a espécie ocupa foram preditores significativos para prever o declínio das espécies, ao contrário de outros traços como nível trófico ou tamanho corporal. Por outro lado, Fahrig (2001) argumenta que só faz sentido analisar a habilidade de dispersão para espécies em ambientes prístinos, uma vez que nesses ambientes elas podem ser hábeis em se dispersar, mas em ambientes fragmentados podem ser pobres dispersores. Entretanto, a ausência de conhecimento ecológico e de

história de vida para as espécies registradas muitas vezes pode ser um entrave a esse avanço no conhecimento.

Assim, em ambientes fragmentados, o que se percebe é que, à medida que a área aumenta, a probabilidade de ocorrência também aumenta até certo ponto onde essa relação se estabiliza, ou seja, mesmo que a área continue aumentando, a probabilidade de ocorrência da espécie continuará sendo a mesma. Para a onça-pintada, cujo requerimento de hábitat é maior em relação à outras espécies a assíntota foi alcançada à partir de áreas com 3.000 hectares.

A onça-pintada é considerada um dos mais importantes predadores de topo, influenciando substancialmente no ecossistema no qual ela está presente. As principais presas consumidas pela espécie são queixadas, catetos, tatus, capivaras, antas, veados e pacas (Garla, 2001; Polisar *et al.*, 2003; Weckel *et al.*, 2006), todas registradas na região. Necessitando de grandes áreas e de habitats íntegros, as onças-pintadas são consideradas importantes espécies indicadoras da qualidade do ambiente sendo classificadas como espécies guarda-chuvas no âmbito da Biologia da Conservação. Uma espécie guarda-chuva é aquela cuja conservação confere proteção para um grande número de espécies co-ocorrendo naturalmente (Roberge & Angelstam, 2004) e geralmente por necessitar de grandes áreas, um grande traço de habitat deverá ser preservado, o que automaticamente protegerá espécies cujos requerimentos espaciais são menores (Roberge & Angelstam, 2004). Cullen Jr *et al.* (2005) também classifica a onça-pintada como uma espécie “detetive da paisagem”, já que a partir de sua ocorrência é possível planejar e manejar redes de reservas inter-conectadas.

Na área de estudo, foram registrados cinco indivíduos de onça-pintada, incluindo pelo menos duas melânicas. Os registros foram feitos nos maiores e mais íntegros fragmentos, o que confirma a alta exigência da espécie, embora um indivíduo tenha sido detectado também no fragmento F, cujo tamanho é pequeno e de média qualidade. O fato de se encontrar espécies em determinados fragmentos (principalmente pequenos) não significa que eles sejam adequados para sustentar animais residentes ou populações viáveis (Chiarello, 2000c), como uma espécie do porte da onça-pintada. Assim como não registrar determinadas espécies também não significa que elas não estejam presentes na área e sim que o esforço amostral não foi suficiente (Crooks, 2002). A presença da onça nesse fragmento pode estar associada à procura de recursos (principalmente comida e água, já que em suas adjacências passa um dos principais afluentes do rio Araguaia, o rio Vermelho). A sua alta capacidade de movimentação (e.g

Schaller & Crawshaw (1980) registraram movimentos diários de 0.5 km à pelo menos 11 km para onças no Pantanal) e por conseqüência, de dispersão, pode justificar a relação incidência-isolamento positiva, ou, como já argumentado, sua maior probabilidade de ocorrência em fragmentos mais isolados pode ser em decorrência dos maiores fragmentos serem justamente os mais isolados e mais íntegros.

Assim como a onça-pintada, a onça-parda também requer grandes habitats sendo grandemente afetada pela fragmentação (Beier, 1993; Maehr *et al.*, 2002). De hábito generalista, a onça-parda possui variações alimentares ao longo de toda sua área de vida consumindo presas principalmente de acordo com a disponibilidade e vulnerabilidade (Iriarte *et al.*, 1990). Em locais de coexistência com a onça-pintada, pode mudar sua estratégia alimentar com enfoque de consumo principalmente para presas de médio porte ao invés de grande tamanho (Iriarte *et al.*, 1990; Scognamillo *et al.*, 2003). Além de perseguição por humanos, a perda de habitat tem sido um dos principais fatores de ameaça a espécie uma vez que barreiras ao movimento presentes na paisagem alterada têm promovido dispersões frustradas e circulares de pequena distância que não são capazes de prevenir a depressão endogâmica (Maehr *et al.*, 2002). A implantação de elementos que possibilitem a conectividade da paisagem como corredores ecológicos têm sido sugeridos para a espécie (Beier, 1993; Maehr *et al.*, 2002).

Mesmo com importantes características ecológicas, a onça-pintada e a onça-parda são altamente sensíveis a distúrbios antropogênicos, e tem sido grandemente afetadas fazendo com que estejam entre as 20 espécies mundiais que tiveram maiores retrações em sua área de distribuição (Morrison *et al.*, 2007). Embora a perda de habitat seja o principal fator de contração na distribuição, geralmente algumas espécies são afetadas primariamente por perseguição humana (Morrison *et al.*, 2007). O conflito homem/onça é comum ao longo da distribuição dessas duas espécies e se deve principalmente a redução na abundância de presas naturais obrigando o predador a caçar animais domésticos, principalmente de maior porte como bovinos, e em decorrência desses ataques, as onças são caçadas por retaliação (Conforti & Azevedo, 2003; Zimmermann *et al.*, 2005). Polisar *et al.* (2003) recomenda algumas ações de manejo, principalmente para o gado que se encontra próximo a fragmentos para que os ataques a animais domésticos e o conflito possam ser minimizados e os predadores sejam mantidos, evitando extinções locais.

O veado-mateiro, também sensível ao efeito da área, é uma espécie herbívora, se alimentando principalmente de frutos e sementes (Stallings, 1984; Gayot *et al.*, 2004).

Bodmer (1991) encontrou uma taxa de predação de sementes em 94% das amostras analisadas por veado-catingueiro e veado-mateiro numa área de floresta amazônica. Eles destroem as sementes no período de ingestão, diferentemente dos porcos do mato que a fazem durante o período de mastigação. Assim, essas espécies também possuem grande influência no controle de populações de plantas a eles associados. Em locais nos quais as duas espécies de veados coexistem, como observado no corredor de Aruanã, a competição pode ser pequena por causa da diferença corporal que os obriga a escolher espécies de plantas diferentes (Gayot *et al.*, 2004). Norris *et al.* (2008) encontraram uma taxa maior de detecção para veados à medida que o tamanho do fragmento aumentava o que corrobora com os dados obtidos neste trabalho, onde as espécies tiveram maior incidência também em áreas de maior tamanho. Esse achado pode ser em decorrência do tipo de dieta de ambas as espécies, que é formada por raízes, galhos, flores, brotos, cascas e folhas de árvores e arbustos (Stallings, 1984) e os limita à habitats mais íntegros onde o recurso é mais abundante.

Para catetos e queixadas, em locais onde essas duas espécies co-ocorrem, algumas diferenças também são observadas (Kiltie, 1982). Keuroghlian *et al.* (2004) encontraram que os catetos expandiram sua distribuição para evitarem as queixadas e concomitantemente mudaram a dieta durante o período de sobreposição das duas espécies. Embora queixadas não tenha sido registradas no estudo, habitantes locais relatam que a espécie ocorre no corredor. Porcos do mato estão entre os mais apreciados na caça (Altrichter & Boaglio, 2004). Num estudo visando avaliar se a abundância de ungulados diferia entre áreas com indícios de caçador e área protegida, Reyna-Hurtado & Tanner (2007) não encontraram nenhuma diferença significativa para catetos entre as duas áreas comparadas, sugerindo que essa espécie é mais resistente à pressão de caça ao contrário da queixada. Alvard *et al.* (1997) encontram evidências de que a caça para cateto seja sustentável através de modelos de sustentabilidade ao contrário de outras espécies como a anta nos neotrópicos.

Por viverem em manadas, os catetos podem ser altamente exigentes por habitats maiores onde os recursos são mais abundantes e por isso a razão de ter apresentado uma maior probabilidade de ocorrência em fragmentos de maior área. Michalski & Peres (2007) encontraram uma alta abundância da espécie em traços de habitats florestais maiores, mas quando comparados com as queixadas, esses requerimentos não foram tão exigentes sendo considerados mais tolerantes. Lees & Peres (2008), inclusive, registraram catetos em fragmentos não conectados o que pode ser um indicativo de uma

espécie tolerante à matriz, sendo vistos constantemente cruzando e até forrageando nesse tipo de habitat. De fato, catetos muitas vezes são considerados pragas por causarem perdas significativas das lavouras durante uma única visita (Pérez & Pacheco, 2006). O fato da matriz de habitat circundante aos fragmentos ser composta de pasto ao invés de agricultura, não permite com que os catetos a utilize para forrageamento e, portanto, a única fonte de recurso está no interior dos fragmentos.

A jaguatirica é encontrada no Brasil em quase todas as regiões, exceto ao sul do Rio Grande do Sul (Oliveira & Cassaro, 1997). Em alguns países, como nos Estados Unidos, sua distribuição atualmente é bastante restrita, sendo conhecida apenas duas populações reprodutivas presentes em áreas de conservação e a possibilidade de outras populações estarem vivendo em propriedades particulares reforça a importância dessas áreas para a conservação da jaguatirica nos Estados Unidos (Haines *et al.*, 2006). Di Bitetti *et al.* (2008) encontraram que a abundância dessa espécie foi negativamente afetada por efeitos antropogênicos e discutiram que a derrubada de árvores ou a conversão de áreas pode possuir um efeito muito maior sobre as jaguatiricas do que a caça e isso pode ser confirmado para a região de estudo onde a relação incidência-área foi significativa, indicando que a sua probabilidade de ocorrência aumenta para áreas maiores. De fato, o comportamento de preferência da espécie por áreas mais escuras e frias durante o dia como abrigo pode explicar o requerimento de maiores áreas onde essas exigências são cumpridas (Jackson *et al.*, 2005).

Jackson *et al.* (2005) também registraram a área como uma das principais métricas da paisagem influenciando o uso do habitat para jaguatirica, mas devido a intensa fragmentação da paisagem estudada, fragmentos de maior tamanho foram escassos obrigando a espécie a utilizar pequenos fragmentos sob claro efeito de borda. No Brasil, vários estudos registraram a jaguatirica (Trolle & Kéry, 2005; Trolle *et al.*, 2007; Rocha & Dalponte, 2006) e, apesar de ocorrerem em uma grande quantidade de ambientes, sua presença tem sido associada principalmente à ambientes florestados. Crawshaw & Quigley (1989) encontraram que em 88,1% dos casos em que foi possível identificar o tipo de ambiente usado pelas jaguatiricas, as áreas de floresta semi-decíduas foram as mais frequentemente utilizadas.

As cutias, por apresentarem uma dieta essencialmente frugívora, necessitam de grandes áreas pra obtenção de frutos o que explica a relação positiva entre incidência e a área obtida no estudo. De fato, Chiarello (2000b) encontrou que as cutias estão desaparecendo em fragmentos inferiores a 200 ha na Mata Atlântica do Espírito Santo e

essa diminuição pode estar relacionada com a redução da área ou mesmo com a intensa pressão de caça e ataque por cachorros de caçadores que penetram na reserva. Na Amazônia, por instância, cutias foram mais abundantes em fragmentos pequenos (Michalski & Peres, 2007) e sua presença, juntamente com a paca, foi significativamente maior na borda sendo consideradas como espécies mais resilientes cuja detecção diminui com o aumento da área (Norris *et al.*, 2008). É uma espécie que também tem sido associada com perdas de lavouras (Naughton-Treves *et al.*, 2003).

A distribuição das espécies pode ser dita por uma série de fatores como a competição, dispersão, amplitude do nicho, disposição de variáveis ambientais no tempo e no espaço e o tamanho corporal (Gaston & Blackburn, 1996; Pulliam, 2000). Uma das principais conseqüências da fragmentação de habitat na distribuição é que ela pode restringir a dispersão e promover a extinção das espécies (Saunders *et al.*, 1991; Fahrig & Merriam, 1994). Mech & Zollner (2002) argumentaram com base em seus resultados que o efeito da fragmentação foi predito pelo tamanho corporal do indivíduo. Assim, indivíduos de massa corporal maior tiveram uma acuidade visual também maior e foram capazes de distinguir claramente os diferentes elementos da paisagem se dispersando com maior facilidade. De acordo com eles, o que um menor animal pode perceber como barreira, um maior não percebe, sendo este menos afetado pela fragmentação. Por outro lado, Daily *et al.* (2003) encontraram que pelo menos seis espécies com características ecológicas importantes e de maior massa corporal foram extintas localmente em uma paisagem fragmentada na Costa Rica como o tamanduá-bandeira, duas espécies de primatas, a onça-pintada, o queixada e a anta (*Tapirus bairdii*) devido, principalmente, a perda de seus habitats.

A terceira hipótese fundamentada de que indivíduos de massa corporal maior tendem a se distribuir de forma mais homogênea na paisagem por possuírem maior habilidade de dispersão também não foi corroborada, indicando que essas espécies parecem estar associadas aos maiores fragmentos como visto através da função de incidência. Para verificar esse padrão, análises de extensão da área de ocorrência e de isolamento foram feitas e os resultados foram exatamente o oposto das funções de incidência, não havendo uma relação clara da massa corporal com a área e nem com o isolamento. O que se pode inferir é que as espécies maiores são sensíveis ao efeito da área, mas algumas não estão necessariamente restritas apenas às áreas maiores, podendo ocorrer casos pontuais como o da onça-pintada, cuja presença também foi registrada em

pequenos fragmentos. Assim, maiores espécies não se distribuem de forma homogênea, apesar de existirem casos em que essa homogeneidade pode ser verificada.

Entretanto, reiterando, o fato das onças serem encontradas nessas áreas não indica que suportem populações viáveis, mas que são utilizadas de maneira temporária para obtenção de recurso ou para facilitar o deslocamento entre os fragmentos florestais de maior tamanho, servindo como “stepping stones” (Lindenmayer *et al.*, 2000). Espécies de grande porte geralmente requerem habitats mais íntegros que estão presentes principalmente em fragmentos de maior área onde o efeito de borda e outros distúrbios, principalmente humanos, são menos intensos (Michalski & Peres, 2007). E assim, a estreita relação com a área pode ocorrer devido ao fato de que maiores espécies necessitam de maiores áreas de vida e demandam mais recursos, que em fragmentos pequenos não estão disponíveis de maneira suficientes (Chiarello, 2000c). Em paisagens fragmentadas, as espécies buscam maximizar o ganho energético e, portanto, utilizam vários fragmentos. De fato, a distribuição, densidade e qualidade de suplementos alimentares são responsáveis pelas diferenças observadas de densidade entre as espécies e como elas se distribuem na paisagem (Clutton-Brock & Harvey, 1978).

Outra análise buscando relação entre a massa corporal máxima das espécies que ocorreram nos fragmentos com a área e o isolamento também não foi significativa, confirmando o padrão de que as maiores espécies não estão confinadas apenas às áreas maiores e mais isoladas, mas que elas também ocorrem em fragmentos menores e menos isolados. Esse resultado, em particular, se explica pelo fato de que a anta, que possui a maior massa corporal (média de 149 kg) foi uma das espécies de maior ocorrência nos fragmentos. Dessa forma, a anta foi responsável pela maior parte desse resultado indicando que sua distribuição é homogênea, sendo encontrada quase que de maneira ubíqua nos fragmentos amostrados, corroborando a terceira hipótese. A inexistência de uma relação incidência-área e incidência-isolamento significativa reforça essa distribuição homogênea. Haskell *et al.* (2002) predisseram que em ambientes altamente fragmentados, o tamanho da área de vida das espécies pode aumentar. Isso ocorre provavelmente para compensar o efeito da perda de habitat que reduz a disponibilidade de recursos, fazendo com que as espécies incorporem vários fragmentos dentro de sua distribuição individual. De fato, a anta foi constantemente visualizada atravessando a matriz de um fragmento para o outro, o que confirma sua habilidade de dispersão e a capacidade que ela possui de incorporar fragmentos de várias classes de tamanho dentro de sua área de vida. Lees & Peres (2008) também

registraram a anta atravessando e algumas vezes forrageando na matriz de agricultura na Amazônia brasileira indicando que a espécie pode ser considerada tolerante a matriz.

Em diversos trabalhos a anta é responsável por grande parte dos registros de mamíferos (Santos-Filho & Silva, 2002; Haugaasen & Peres, 2005; Rocha & Dalponte, 2006), embora em outras regiões já tenha sido extinta localmente (Galetti *et al.*, 2001; Srbek-Araujo & Chiarello, 2005; Trolle *et al.*, 2007). Possuindo um importante papel ecológico no ambiente em que habita, a anta é considerada como a única representante existente da extinta megafauna do Pleistoceno, sendo, portanto, a única espécie capaz efetivamente de dispersar grandes sementes (>25 mm), particularmente de palmeiras (Fragoso & Huffman, 2000; Galetti *et al.*, 2001). Além de dispersar sementes de grande tamanho elas também podem ser consideradas dispersoras de outras classes de tamanhos de sementes, e mesmo que não seja considerada um dispersor efetivo por defecar em poças d'água ou em áreas sujeitas à inundações periódicas (Bodmer, 1991), alguns trabalhos têm mostrado exceções (Fragoso, 1997; Henry *et al.*, 2000). Apesar de ser comum ao longo de sua distribuição, a espécie tem sofrido declínio atribuído em grande parte ao longo período de gestação (335 a 439 dias), a geração de uma única prole, fragmentação de habitat e pressão de caça (Padilla & Dowler, 1994). Modelos de caça sustentável têm predito que a espécie é uma das mais super-exploradas principalmente por alguns traços de história de vida como baixa taxa reprodutiva, baixa densidade e longevidade que têm grande efeito em suas populações (Alvard *et al.*, 1997; Peres, 2000).

Em termos de ocorrência, espécies como o quati, a anta, tamanduá-bandeira e jaguatirica foram as mais registradas. O quati (*Nasua nasua*) foi a espécie de maior frequência registrada na região, resultado semelhante ao trabalho de Lopes & Ferrari (2000) na Amazônia e de Silva Jr & Pontes (2008) em um centro de endemismo da mata Atlântica no Pernambuco. Os quatis são considerados oportunistas se alimentando principalmente de invertebrados e frutos de acordo com a sua disponibilidade (Alves-Costa *et al.*, 2004; Alves-Costa & Eterovick, 2007). Por possuírem tanto hábito terrestre quanto arborícola, desperdiçam menos sementes do que aqueles que só comem no solo ou só nas árvores, sendo importantes dispersores (Alves-Costa & Eterovick, 2007). Devido à facilidade de adaptação a ambientes levemente antropizados podem atingir altas densidades principalmente devido a disponibilidade de grande oferta de restos de alimentos (Santos & Beisiegel, 2006). Naturalmente, são encontrados principalmente em grupos que podem possuir de cinco a 10 indivíduos (Beisiegel, 2001), mas em

parques urbanos existem registros de até mais de 70 indivíduos (Alves-Costa *et al.*, 2004).

Alves-Costa & Eterovick (2007), avaliando a efetividade dos quatis como dispersores de sementes em um remanescente de habitat também concluíram que eles são bastante tolerantes a distúrbios humanos, principalmente a fragmentação e, portanto, desempenham importante papel na regeneração por carregarem sementes a longas distâncias da planta-mãe, possuindo a habilidade de se dispersarem a distâncias superiores a 2 km por dia entre diferentes fragmentos. Embora consigam cruzar grandes lacunas de áreas não florestadas, Michalski & Peres (2007) encontraram que os quatis foram uma das espécies sensíveis ao efeito do tamanho da área do fragmento o que pode ter sido em decorrência de viverem em grandes grupos, o que requer grandes áreas para sustentar populações reprodutivas. No presente estudo, os quatis estavam associados a habitats de diferentes qualidades inclusive aqueles extremamente perturbados principalmente por incursão humana e de gado como os fragmentos I e J, o que confirma a capacidade da espécie em habitar áreas antropizadas.

O tamanduá-bandeira é adaptado a vegetações mais abertas como campos e cerrados, mas também pode ser encontrado em habitats mais florestados como na área amostrada, onde todos os pontos estavam no interior dos fragmentos, se alimentando principalmente de formigas e cupins (Shaw *et al.*, 1987; Emmons & Feer, 1997; Medri *et al.*, 2003). Devido à grande vulnerabilidade a processos antropogênicos como modificações de seus habitats, fogo, caça e atropelamento (Leeuwenberg, 1997; Silveira *et al.*, 1999), a densidade populacional ao longo de sua distribuição tem diminuído drasticamente (Braga, 2003) levando a espécie a ser considerada ameaçada na Lista Nacional de Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção (IBAMA, 2003).

Algumas espécies só foram registradas em um único fragmento tais como o cachorro-do-mato, tatu-canastra, tamanduá-mirim, capivara e gato-maracajá. De fato, chama-se atenção na paisagem de Aruanã pelo registro de espécies pouco comuns em contrapartida àquelas mais comuns e generalistas. O cachorro-do-mato, por exemplo, é uma das espécies mais comuns em estudos envolvendo médios e grandes mamíferos (Trolle *et al.*, 2007) e aqui foi registrada apenas uma única vez no fragmento I. A espécie é descrita na literatura como sendo altamente generalista, se alimentando de artrópodes, pequenos vertebrados e frutos na proporção em que eles estão disponíveis (Rocha *et al.*, 2004; Gatti *et al.*, 2006; Pedó *et al.*, 2006) e sendo adaptada a distúrbios humanos (Rocha *et al.*, 2004). Assim, a espécie deveria ser encontrada com frequência

na região, ao contrário do observado. Trovati *et al.* (2007) monitoraram os animais com rádio-colar e encontraram que a área de cerrado *sensu stricto* foi o tipo de hábitat mais utilizado por todos os espécimes analisados, corroborando com a literatura que registra a espécie como habitante de áreas mais abertas. Os fragmentos estudados são constituídos por habitats florestados, o que pode justificar o registro limitado para a espécie na região.

O tatu-canastra também só foi registrado em único fragmento (G). Dada a vulnerabilidade dessa espécie a distúrbios antropogênicos como o fogo (Silveira *et al.*, 1999; Michalski & Peres, 2007) e particularmente serem alvos de caça, a sua simples presença na região reforça a importância que esses habitats possuem para a sua conservação. Michalski & Peres (2007) encontraram que o tatu-canastra foi umas das espécies que apresentaram relação positiva entre a abundância e área. Assim, em áreas maiores a espécie possuiu maior abundância. Chiarello (1999) registrou a espécie apenas em grandes reservas, o que pode ser em decorrência dos requerimentos espaciais e vitais, tais como abundância de alimento para a espécie. Na área amostrada, a relação incidência-área para o tatu-canastra não foi significativa, embora a espécie necessite de grandes traços de habitat para a sobrevivência (Chiarello, 2000c). O fato de se registrar a espécie em apenas um único fragmento de maior tamanho corrobora essas evidências. A ausência de registro num dos maiores fragmentos, H e também no corredor pode ter sido em decorrência de esforço amostral insuficiente uma vez que registros indiretos da espécie como a presença de tocas foram detectados nessas áreas. Em fragmentos menores também pode haver melhor acesso de caçadores devido a maior facilidade de adentrar essas áreas, o que justifica a ausência de registros.

Como o tatu-canastra, o tamanduá-mirim só foi registrado no fragmento G. Possui hábitos alimentares semelhantes aos do tamanduá-bandeira, se alimentando de cupins, formigas e abelhas. Os cupins são altamente protéicos e ricos em vitaminas e sais minerais, sendo um dos principais itens consumidos na dieta (Oyarzun *et al.*, 1996). Podem viver tanto no solo quanto em árvores, sendo o hábito arborícola altamente desenvolvido na espécie (Emmons & Feer, 1997).

A capivara foi registrada apenas no fragmento J1. Geralmente associada com ambientes adjacentes a corpos aquáticos, a espécie raramente se afasta de lagos, lagoas e rios utilizados para termoregulação, proteção contra predadores, acasalamento, e alimentação, esta última constituída de plantas aquáticas (Borges & Colares, 2007). No ambiente terrestre, o principal item na dieta da espécie são as plantas da família Poaceae

(Borges & Colares, 2007). A capivara é adaptada a distúrbios humanos e em vários lugares tem sido considerada como praga principalmente devido ao aumento da abundância em resposta a maior disponibilidade de recursos provenientes de lavouras (Ferraz *et al.*, 2005). Dessa forma, em agroecossistemas as capivaras podem alcançar massa corporal maior em decorrência da disponibilidade alimentar também maior (Ferraz *et al.*, 2005; Verdade & Ferraz, 2006). E assim, são associadas a perdas significativas de lavouras (Ferraz *et al.*, 2003). Em Aruanã, adjacente ao fragmento J se encontra uma grande lagoa, o que reforça a idéia de que a espécie depende de habitats aquáticos. No entanto, a ausência de matriz de agricultura restringe o forrageamento apenas para espécies de plantas nativas.

O gato-maracajá é um felino de pequeno porte que também só foi registrado num único fragmento (H). Predomina em florestas, principalmente em matas de galeria do cerrado (Oliveira & Cassaro, 1997). Tem sido apontado como uma espécie ativa principalmente à noite e no período diurno repousa em árvores com 7 a 10 m acima do solo, se alimentando de vertebrados arbóreos, que constituem os principais itens da dieta, assim como artrópodes e frutos (Konecny, 1989).

Outras espécies de Aruanã como a paca, mão-pelada, irara e macaco-prego não foram sensíveis ao efeito da área, mas também não foram ubíquas nos fragmentos. A paca foi registrada em apenas dois fragmentos, assim como mão-pelada. Já a irara e o macaco-prego estiveram presentes em quatro fragmentos dos treze amostrados. Michalski & Peres (2005) estudando a influência de processos antropogênicos sobre a ocorrência de espécies de primatas e carnívoros na paisagem fragmentada também não encontraram relação entre a área e os padrões de ocupação para macaco-prego, quati e irara, que pode ser atribuído a grande resistência e adaptação a distúrbios humanos que esses mamíferos possuem, sendo consideradas espécies tolerantes à matriz.

A paca exerce importante papel no ecossistema principalmente por ser considerada efetiva dispersora de semente (Asquith *et al.*, 1999). Beck-King *et al.* (1999) registrou uma dieta basicamente composta por frutos, com 33 espécies de plantas diferentes usadas na alimentação e apontaram uma alta densidade que pode ser atribuída principalmente à ausência de predadores naturais como a onça-pintada ou mesmo pela grande oferta de recursos. Pérez & Pacheco (2006) encontraram que a paca foi responsável pela maior taxa de visita (30%) na matriz de agricultura e atacou mais lavouras do que outros taxos. Norris *et al.* (2007) encontrou evidências de que a espécie seja considerada de borda uma vez que a probabilidade de detecção em áreas maiores

diminuiu, sendo mais associadas a pequenos fragmentos. Mesmo resiliente ao processo de caça (Peres, 2001), a paca tem sido apontada como um dos principais alvos (Cullen Jr *et al.*, 2000).

O mão-pelada ou guaxinim é uma espécie bastante semelhante ao quati, tanto quanto em relação a características corporais quanto a requerimentos alimentares. Sua dieta é composta tanto de itens de origem animal quanto vegetal, sendo este predominantemente composto por frutos, mas artrópodes e pequenos vertebrados também são consumidos como complemento (Gatti *et al.*, 2006). Na Amazônia, alguns preditores exercem grande influência nos padrões de ocupação dos fragmentos pela espécie como a conectividade, a presença de água e a idade desde o isolamento (Michalski & Peres, 2005). Diferentemente desse trabalho, no Pantanal, foi uma das espécies com maior número de registros através de armadilhas fotográficas, nas quais 45% das câmeras registraram a espécie (Trolle & Kéry, 2005).

A irara é considerada como um dos carnívoros mais adaptados a processos antropogênicos (Michalski & Peres, 2005). De hábito solitário ou aos pares, se alimenta principalmente de pequenos mamíferos sendo registrado também casos de predação de espécies de maior porte como tapiti e primatas (Calouro, 2000). Pode formar bandos mistos, muitas vezes estáveis, com primatas (Haugaasen & Peres, 2002), mas a origem ainda é desconhecida, uma vez que elas podem preda essas espécies e despertar comportamentos anti-predadores tais como emissões de vocalizações de alarmes (Asensio & Gómez-Marín, 2002). Haugaasen & Peres (2008) observaram iraras acompanhando grupos de macacos-de-cheiro na várzea e atribuem essas associações a vantagem que elas possuem em termos de compartilhamento de alimentos para ambas as espécies, porém essa relação ainda permanece pouco conclusiva.

O macaco-prego também possui uma dieta essencialmente frugívora e por viver em bandos era de se esperar que fosse sensível ao efeito da área uma vez que necessita de uma grande quantidade de recursos, o que não foi observado no trabalho. Isso pode ter ocorrido pelo fato da espécie ser constantemente considerada de fácil adaptação a distúrbios humanos e, portanto, não são tão sensíveis à fragmentação como outras espécies frugívoras, consumindo recursos de acordo com sua disponibilidade, em especial itens de origem animal (Ludwig *et al.*, 2003). Outra questão é que os bandos, em Aruanã, podem ser pequenos formados por poucos indivíduos e assim os recursos podem ser suficientes para manter as populações. Freitas *et al.* (2008), avaliaram a dieta de dois bandos de macaco-prego em fragmentos florestais de galeria dentro de áreas de

agricultura e registraram uma dieta composta superior a 30% por milho e cana-de-açúcar que os macacos consumiram principalmente durante o período de seca indicando certa plasticidade alimentar. No entanto, outros fatores antropogênicos parecem ser determinantes para a persistência da espécie. Em determinados locais, os grupos dos primatas são os mais caçados, sendo que em áreas sob intensa pressão de caça, macacos-pregos já se tornaram extintos localmente (Alvard *et al.*, 1997; Lopes & Ferrari, 2000).

Em resumo, as diferentes espécies de mamíferos mostraram respostas idiossincráticas em relação ao processo de fragmentação com algumas sensíveis ao efeito da área, outras mais tolerantes. Essas respostas muitas vezes refletem um caráter regional visto que pode ser diferente de acordo com a paisagem em questão e mesmo com o tipo de vegetação. A cutia, por exemplo, foi uma das espécies mais sensíveis ao efeito da área na paisagem de Aruanã, sendo encontrada principalmente em fragmentos de maior área. Mas em outro estudo abordando o cerrado (Santos-Filho & Silva, 2002) e na Amazônia brasileira e peruana tem sido tratada como comum e altamente adaptada a distúrbios antropogênicos e restritas a fragmentos menores (Naughton-Treves *et al.* 2003; Michalski & Peres, 2005; Norris *et al.*, 2008). Na Mata Atlântica, por outro lado, Chiarello (2000c) também encontrou estreita relação entre o tamanho da área e a presença da espécie, sendo que em fragmentos menores que 200 ha, não existe indícios de que a cutia ainda persista.

Essas idiossincrasias muitas vezes podem gerar ações de conservação mal sucedidas por causa de respostas pouco conclusivas e têm sido encaradas como um desafio no escopo da conservação (e.g. Murcia, 1995; Fahrig, 2001). As respostas, apesar de serem particulares e dependentes de traços específicos das espécies, no entanto, têm se mostrado cada vez mais claras, onde em paisagens altamente fragmentadas, grande parte das espécies de maior tamanho corporal já foi extinta e a fauna se mostra completamente simplificada (Daily *et al.*, 2003; Silva Jr & Pontes, 2008). Assim, espécies mais exigentes em termos de requerimentos espaciais e mais especializadas como as onças são, de fato, as mais sensíveis. Já aquelas que se adaptam facilmente a distúrbios antropogênicos e são mais generalistas como o macaco-prego e iraras são menos afetadas pela fragmentação. Esses dados corroboram Henle *et al.* (2004) que citam alguns traços específicos que podem tornar as espécies mais vulneráveis ao processo de fragmentação como baixa abundância natural, alto requerimento de área individual, altas flutuações populacionais, baixo potencial

reprodutivo, poder de dispersão baixo ou intermediário e requerimentos de habitat especializado.

5.4. Áreas mínimas para a persistência de mamíferos sensíveis no Cerrado

Como se pôde observar, os atributos físicos da paisagem exerceram grande influência nos padrões de ocupação das espécies com a área dos fragmentos respondendo por aproximadamente 60% da variação na riqueza de mamíferos. E dessa forma, modelos de função de incidência podem ser ferramentas úteis para avaliar quais fragmentos são mais críticos para a persistência regional das espécies (Hanski *et al.*, 1996). Esses resultados são de grande importância para a conservação uma vez que é possível estimar áreas mínimas nas quais diferentes espécies poderão ser capazes de sobreviver. Lindenmayer *et al.* (2000) recomendam a retenção de áreas superiores a 3 ha para mamíferos na Austrália mas também argumentam que áreas menores devem ser mantidas, servindo como trampolins ecológicos para dispersão e podem ser valoráveis para outros grupos tais com invertebrados, além de conter plantas não presentes em outras áreas. Já na Amazônia, são sugeridas áreas superiores a 500 ha para a persistência de pelo menos 50% do pool local de primatas e carnívoros, mas áreas menores também podem ser mantidas para a preservação de espécies tolerantes a matriz ou com menores requerimentos espaciais (Michalski & Peres, 2005).

A relação incidência-área mostrou que de 19, apenas sete espécies foram sensíveis ao efeito da área, principalmente as de maior massa corporal. No estudo, foi estimada uma área mínima de 520 ha para que essas espécies tenham 50% de chance de incidência sobre os fragmentos (Tabela 5).

Tabela 5-Área mínima requerida para que haja 50% de chance das espécies incidirem sobre os fragmentos na paisagem de Aruanã, Goiás.

Espécie	Área mínima requerida
Onça-pintada	1200 ha
Onça-parda	4000 ha
Veado-mateiro	1100 ha
Cateto	1030 ha
Veado-catingueiro	3400 ha
Jaguatirica	520 ha
Cutia	3500 ha

Essas diferenças mostram particularidades para cada espécie. A cutia, como já argumentado, necessita de uma área maior do que até mesmo a onça-pintada, para que tenha uma chance de incidência em 50% sobre os fragmentos. A baixa densidade que esta espécie tem na área pode ser em decorrência, principalmente da forte pressão de caça e, portanto, torna este animal raro na região. O mesmo pode ser sugerido para o veado-catingueiro.

Reiterando, esses resultados são muito importantes, pois se trata de estimativas que podem ser aplicadas na prática para o manejo e para a restauração do habitat, embora o exame da área por si só não seja o suficiente, uma vez que alguns outros parâmetros como o potencial demográfico do organismo e a taxa de sobrevivência ao atravessar a matriz refletem a taxa mínima que permite sua sobrevivência (Fahrig, 1999). Quando a fragmentação é vista em uma escala maior, da paisagem, a restauração e conservação desses fragmentos são as melhores formas de se manter a biodiversidade (Boutin & Hebert, 2002) uma vez que a perda de habitat exerce maior influência do que efeitos da configuração (Fahrig, 1999). Como grande parte dos fragmentos possui áreas inferiores a 520 ha, a restauração é a medida ideal para a manutenção dessas populações.

5.5. A importância de propriedades particulares e da implantação do corredor Araguaia para a conservação de mamíferos no Cerrado

O corredor, como as duas outras maiores áreas amostradas, tiveram a maior riqueza de espécies de mamíferos observada na região de maneira que esta área pode constituir como um dos mais importantes refúgios para a conservação de espécies. Na região existe uma recém-criada Unidade de Conservação de Uso Sustentável na categoria de Reserva Extrativista (RESEX) denominada ‘Lago do Cedro’, e se os objetivos da unidade forem alcançados como previsto no SNUC-Lei 9.985/2000 que institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza, as populações animais e vegetais ‘podem’ ter grande chances de serem preservadas. Os objetivos são:

Art. 18. A Reserva Extrativista é uma área utilizada por populações extrativistas tradicionais, cuja subsistência baseia-se no extrativismo e, complementarmente, na agricultura de subsistência e na criação de animais de pequeno porte, e tem como objetivos básicos proteger os meios de vida e a cultura dessas populações, e assegurar o uso sustentável dos recursos naturais da unidade.

§ 6º São proibidas a exploração de recursos minerais e a caça amadorística ou profissional.

O interesse político com a conservação das espécies agora tem se mostrado evidente, principalmente com o fortalecimento de Unidades de Conservação brasileiras, cujo número vem crescendo grandemente nos últimos anos (Rylands & Brandon, 2005; Silva, 2005). No entanto, o que se percebe é que apenas a criação dessas unidades não é um indicativo de que as espécies estão realmente protegidas, é necessário antes de tudo, um manejo adequado dessas unidades. Lima *et al.* (2005), avaliando a efetividade de manejo em unidades de conservação no Estado de Minas Gerais perceberam que 60% das unidades analisadas se enquadravam no conceito de “Parques de Papel”, ou seja, não estavam cumprindo adequadamente com os objetivos que lhe eram designados e, portanto, não exerciam o manejo de forma efetiva.

No corredor, situado adjacente ao rio Araguaia se observa, embora não quantificado, uma heterogeneidade e complexidade de habitat muito grande. Na época das chuvas, o rio sobe em níveis significativos adentrando boa parte da área, o que gera lagoas temporárias e mantém lagos permanentes. Na fazenda, existem vários lagos

desse tipo. Devido a essas inundações periódicas, parte da vegetação é adaptada a essas condições, com raízes especializadas e uma grande quantidade de lianas está presente na área, que torna o ambiente muito dinâmico.

Essas características reforçam a importância da área na manutenção da biodiversidade. Corredores ripários, como este, têm sido sugeridos como locais onde a rotação de água e troca de sedimentos são processos-chaves regulando as características ecológicas do ambiente e em razão disso, comportam uma alta diversidade de espécies de plantas e outros seres-vivos (Naiman *et al.*, 1993). Lees & Peres (2008) avaliando a utilização de corredores por aves e mamíferos encontraram que em remanescentes ripários ligados por corredor, integridades estruturais como largura do corredor, área basal, estrutura da copa e altura de árvores, foram significativamente maiores e influenciaram positivamente na riqueza, sendo um dos poucos trabalhos brasileiros que demonstraram a influência de corredores na manutenção da biodiversidade. Mamíferos tais como a capivara foram mais frequentes em fragmentos conectados (Lees & Peres, 2008).

Além da reserva extrativista, também existe na região uma outra categoria de Unidade de Conservação de Uso Sustentável, que é uma Reserva Particular do Patrimônio Natural denominada 'Boca da Mata' (fragmento D) e também reservas indígenas (Karajá de Aruanã II e III) que, para título de lei, são consideradas sob regime de área de preservação permanente podendo ser exploradas apenas pelos índios Karajás de maneira sustentável. Essas áreas protegidas, se monitoradas constantemente, podem contribuir de maneira substancial para a conservação das espécies.

As duas maiores áreas depois do corredor e mais ricas, no entanto, infelizmente não compõem unidades de conservação. O destino da fauna e flora passa a ser completamente dependente da vontade dos proprietários das fazendas. Embora demonstrem uma preocupação ambiental e a intenção de que a área seja mantida, uma maior sensibilização por parte dos proprietários da importância da manutenção desses fragmentos para a conservação da biodiversidade pode ser feita. E a participação da sociedade, de organizações governamentais e não governamentais e de políticos passa a ser essencial.

Devido à importância do rio Araguaia para as populações que vivem ao longo de toda a sua extensão e devido ao alto grau de preservação e riqueza, o Instituto Onça-Pintada em parceria com o IBAMA-GO e a Earthwatch Institute começou a desenvolver o Programa Corredor de Biodiversidade do Rio Araguaia - Projeto Araguaia, que se

inicia nas nascentes do rio próximo ao Parque Nacional das Emas até Tucuruí, no Pará com o objetivo de criação e implantação do corredor (IOP, 2008). A região de Aruanã está incluída no projeto e os dados obtidos vão contribuir de maneira substancial para a consolidação dessa implementação do corredor.

Mesquita & Vieira (2004) reforçam o papel fundamental na conservação dos ecossistemas nativos e dos recursos naturais a partir da implementação de RPPN's em terras privadas. Considerando que vastas extensões de florestas e ambientes associados estão em mãos de proprietários particulares, a conservação em terras privadas faz-se obrigatória e urgente diante do quadro de devastação dos principais biomas brasileiros, em particular o Cerrado e a Mata Atlântica (Mesquita & Vieira, 2004).

O envolvimento institucional, em particular dos atores do terceiro setor, deve ser contundente para a criação de novas RPPN's nas áreas particulares, uma vez que é possível criá-las em áreas legalmente instituídas como reserva legal, que é certamente o caso da maioria dos fragmentos florestais visitados.

De fato, o engajamento político contribuindo para a conservação através da criação de áreas protegidas e corredores ecológicos é importante e notório. Embora as evidências da importância de se criar corredores não sejam totalmente robustas por causa de argumentos como a escassez de estudos envolvendo o tema e de dados muito pouco conclusivos e idiossincráticos, dependentes da espécie em questão, a implantação de corredores tem sido realizada em vários locais do mundo, inclusive no Brasil por meio do IBAMA em vários biomas como Amazônia, Mata Atlântica, Cerrado, Pantanal e Caatinga. Van Der Windt & Swart (2008) relatam o caso do Green River, onde no início houve relutância para a implantação de corredores mas o envolvimento político, de pesquisadores, da comunidade e de ONGs permitiram a criação e implantação de uma rede de corredores e os resultados começaram a ser positivamente consolidados, corroborando a importância dessas estruturas na manutenção da biodiversidade.

Redes ecológicas envolvendo vários elementos da paisagem como áreas *core* (reservas), conectadas por corredores e outras estruturas de conectividade, além de zonas-tampões, e que podem ser manejadas e utilizadas de maneira sustentável para a obtenção de recursos também têm sido importantes ferramentas para a conservação das espécies (Boitani *et al.*, 2007) e podem ser implantadas na região.

Em suma, um dos principais fatores que ameaçam os mamíferos brasileiros é a fragmentação de hábitat (Costa *et al.*, 2005). Mais estudos de distribuição das espécies em diferentes elementos da paisagem como fragmentos, corredores e matriz, e como

elas respondem às bordas, indicando quais são mais sensíveis e quais são menos afetadas por esse efeito são incentivados para que questões básicas sejam elucidadas como a resposta de diferentes espécies ao processo de fragmentação. Essas respostas demonstram quais espécies são mais sensíveis e quais são menos afetadas, a partir das quais é possível discutir e implantar elementos de conservação que mitiguem o problema da perda das espécies.

O cerrado, como um dos biomas mais ameaçados do mundo devido a perda e degradação de habitat é o local ideal para conduzir estudos sobre fragmentação. Esse tipo de estudo, praticamente não existe no bioma e, portanto, o conhecimento de como as espécies se comportam frente ao processo de perda e fragmentação do habitat é bastante limitado. Informações mínimas como essas são necessárias para que planos de manejo sejam elaborados e implantados de maneira eficaz para que um grande número de espécies seja conservado.

Essas ações, aliadas a tantas outras iniciativas, são fundamentais para se implementar o manejo e a conservação das áreas de Cerrado ao longo de sua extensão, em especial nessa região de estudo, considerada menos impactada e com relevância ambiental (Machado *et al.*, 2004) e uma das áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade brasileira (Cavalcanti & Joly, 2002).

6. CONCLUSÃO

- Área, mas não isolamento, foi um preditor significativo para explicar a variação da riqueza de mamíferos de médio e grande porte registrados em Aruanã o que de fato, demonstra a sua importância em explicar processos ecológicos. A área por si só acometeu por aproximadamente 60% da variação da riqueza de mamíferos.
- Espécies de maior sensibilidade ao efeito da área foram representadas principalmente pelas de maior massa corporal como onça-pintada e parda, veado-mateiro, cateto, veado-catingueiro, jaguatirica e cutia o que pode ter sido em decorrência de suas exigências espaciais e requerimentos de recursos, que em áreas maiores são mais abundantes. Dessa forma, essas espécies são mais afetadas pela fragmentação uma vez que estão associadas principalmente à maiores áreas.
- A onça-parda foi a única espécie que teve relação positiva e significativa com o isolamento dos fragmentos que pode ser justificado pela sua maior capacidade de dispersão ou pelo fato de áreas maiores serem justamente as áreas mais isoladas na região de Aruanã.
- Espécies de maior massa corporal não estão distribuídas de forma homogênea na paisagem, mas também não estão relacionadas estritamente com maiores e mais isoladas áreas, podendo ser registradas em pequenos e menos isolados fragmentos. O fato de se encontrar espécies desse porte em pequenos fragmentos, no entanto, não indica que eles sustentem populações viáveis e sim que são fontes temporárias de recursos ou refúgios.
- A anta, com a maior massa registrada, não foi sensível ao processo de fragmentação e seu padrão de distribuição se mostrou homogêneo sendo registrada em fragmentos de várias classes de tamanho e isolamento que a espécie pode incorporar dentro de sua área de vida como fonte de obtenção de recursos.

- Com base nas sete espécies sensíveis ao efeito da área foi possível estimar uma área mínima de 520 hectares para que haja uma probabilidade de 50% de incidência nos fragmentos;
- Esses resultados reforçam a importância da manutenção e conservação desses fragmentos, praticamente todos pertencentes à propriedades particulares para a conservação das espécies e para a implantação do corredor Araguaia, uma das principais ferramentas da conservação que objetiva mitigar o problema da perda das espécies que ligará as populações do Parque Nacional das Emas ao Tucuruí, no Pará.

ANEXO

Lista de espécies de mamíferos registrados na paisagem de Aruanã, nome popular e local de ocorrência.

Táxons	Nome popular	Ocorrência
CINGULATA		
Dasypodidae		
<i>Priodontes maximus</i> (Kerr, 1792)	tatu-canastra	G
PILOSA		
Myrmecophagidae		
<i>Myrmecophaga tridactyla</i> Linnaeus, 1758	tamanduá-bandeira	A, B, C, D, F, H, I, J1
<i>Tamandua tetradactyla</i> (Linnaeus, 1758)	tamanduá-mirim	G
PRIMATES		
Cebidae		
<i>Cebus libidinosus</i> Spix, 1823	macaco-prego	C, J, J1, Corredor
CARNIVORA		
Canidae		
<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1766)	cachorro-do-mato	I
Felidae		
<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	jaguaririca	F, G, H, I, J, J1, Corredor
<i>Leopardus wiedii</i> (Schinz, 1821)	gato-maracajá	H
<i>Panthera onca</i> (Linnaeus, 1758)	onça-pintada	F, G, H, Corredor
<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)	onça-parda	H, Corredor
Mustelidae		
<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)	irara	F, H, I, Corredor
Procyonidae		
<i>Nasua nasua</i> (Linnaeus, 1766)	quati	B, C, C1, D, F, G, H, I, J, Corredor
<i>Procyon cancrivorus</i> (G. Cuvier, 1798)	mão-pelada	B, H
PERISSODACTYLA		
Tapiridae		
<i>Tapirus terrestris</i> (Linnaeus, 1758)	anta	A, C, C1, D, F, G, H, I, Corredor

ARTIODACTYLA**Tayassuidae**

Pecari tajacu (Linnaeus, 1758) cateto C, G, H, J, Corredor

Cervidae

Mazama americana (Erxleben, 1777) veado-mateiro A, F, G, H, Corredor

Mazama gouazoubira (G. Fisher, 1814) veado-catingueiro D, H, Corredor

RODENTIA**Cuniculidae**

Agouti paca (Linnaeus, 1766) paca F, J1

Dasyproctidae

Dasyprocta agouti Lichtenstein, 1823 cutia C, H, Corredor

Hydrochaeridae

Hydrochaeris hydrochaeris (Linnaeus, 1766) capivara J

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Altrichter, M., Boaglio, G. I. 2004. Distribution and relative abundance of peccaries in the Argentine Chaco: associations with human factors. *Biological Conservation*, **16**: 217-225.
- Alvard, M. S., Robinson, J. G., Redford, K. H., Kaplan, H. 1997. The sustainability of subsistence hunting in the Neotropics. *Conservation Biology*, **11** (4): 977-982.
- Alves-Costa, C. P., Fonseca, G. A. B., Christófaró, C. 2004. Variation in the diet of the brown-nosed coati (*Nasua nasua*) in southeastern Brazil. *Journal of Mammalogy*, **85** (3): 478-482.
- Alves-Costa, C. P., Eterovick, P. C. 2007. Seed dispersal services by coatis (*Nasua nasua*, Procyonidae) and their redundancy with other frugivores in southeastern Brazil. *Acta Oecologica*, **32**: 77-92.
- Andrén, H., 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*, **71**: 355–366.
- Anzures-Dadda, A., Manson, R. H. 2007. Patch- and landscape-scale effects on howler monkey distribution and abundance in rainforest fragments. *Animal Conservation*, **10**: 69-76.
- Asensio, N., Gómez-Marín, F. 2003. Interspecific interaction and predator avoidance behavior in response to tayra (*Eira barbara*) by mantled howler monkeys (*Alouatta palliate*). *Primates*, **43** (4): 339-241.
- Asquith, N. M., Terborgh, J., Arnold, A. E., Riveros, C. M. 1999. The fruits the agouti ate: *Hymenaea courbaril* seed fate when its disperser is absent. *Journal of Tropical Ecology*, **15** (2): 229-235.
- August, P. V. 1983. The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. *Ecology*, **64** (6): 1495-1507.
- Backer, J., French, K., Whelan, R.J. 2002. The edge effects and ecotonal species: bird communities across a natural edge in southeastern Australia. *Ecology*, **83**(11): 3048-3059.
- Bakker, V. J., Van Vuren, D. H. 2004. Gap-crossing decisions by the red squirrel, a forest-dependent small mammal. *Conservation Biology*, **18** (3): 689-697.
- Barea-Azcón, J. M., Virgós, E., Ballesteros-Duperón, E., Moleón, M., Chiroso, M. 2007. Surveying carnivores at large spatial scales: a comparison of four broad-applied methods. *Biodiversity Conservation*, **16**: 1213-1230.

- Barlow, J., Peres, C. A. 2006. Effects of single and recurrent wildfires on fruit production and large vertebrate abundance in a central Amazonian forest. *Biodiversity and Conservation*, **15**: 985-1012.
- Becker, M.; Dalponte, C. J. 1991. *Rastros de mamíferos silvestres brasileiros: um guia de campo*. Brasília: Universidade de Brasília. 181 p.
- Beever, E. A., Swihart, R. K., Bestelmeyer, B. T. 2006. Linking the concept of scale to studies of biological diversity: evolving approaches and tools. *Diversity and Distributions*, **12**: 229-235.
- Beck-King, H., Helversen, O. V., Beck-King, R. 1999. Home range, population density, and food resources of agouti paca (Rodentia: Agoutidae) in Costa Rica: A study using alternative methods. *Biotropica*, **31** (4): 675-685.
- Beier, P. 1993. Determining minimum habitat areas and habitat corridors for cougars. *Conservation Biology*, **7** (1): 94-108.
- Beier, P., Noss, R. F. 1998. Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology*, **12**:1241-52.
- Beisiegel, B. M. 2001. Notes on the coati, *Nasua nasua* (Carnivora: Procyonidae) in an Atlantic forest area. *Brazilian Journal of Biology*, **61** (4): 689-692.
- Belinchón, R., Martínez, I., Escudero, A., Aragón, G., Valadares, F. 2007. Edge effects on epiphytic communities in a Mediterranean *Quercus pyrenaica* forest. *Journal of Vegetation Science*, **18**: 81-90.
- Bennett, A. F., Radford, J. Q., Haslem, A. 2006. Properties of land mosaics: implications for nature conservation in agricultural environments. *Biological Conservation*, **133**: 250-264.
- Berggren, A., Birath, B., Kindvall, O. 2002. Effect of corridors and habitat edges on dispersal behavior, movement rates, and movement angles in Roesel's bush-cricket (*Metrioptera roeseli*). *Conservation Biology*, **16**:1562-69.
- Biedermann, R. 2003. Body size and area-incidence relationships: is there a general pattern? *Global Ecology & Biogeography*, **12**: 381-387.
- Blueweiss, L., Fox, K., Kudzma, V., Nakashima, D., Peters, R., Sams, S. 1978. Relationships between body size and some life history parameters. *Oecologia*, **37**: 257-272.
- Bodmer, R. E. 1991. Strategies of seed dispersal and seed predation in Amazonian ungulates. *Biotropica*, **23** (3): 255-261.

- Boitani, L., Falcucci, A., Maiorano, L., Rondinini, C. 2007. Ecological networks as conceptual frameworks or operational tools in conservation. *Conservation Biology*, **21** (6): 1414-1422.
- Borges, L. V., Colares, I. G. 2007. Feeding habits of capybaras (*Hydrochoerus hydrochaeris*, Linnaeus 1766), in the Ecological Reserve of Taim (ESEC -Taim) - south of Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, **50** (3): 409-416.
- Boutin, S., Hebert, D. 2002. Landscape ecology and forest management: developing an effective partnership. *Ecological Applications*, **12** (2): 390-397.
- Bowers, M. A., Dooley Jr, J. L. 1999. A controlled, hierarchical study of habitat fragmentation: responses at the individual, patch, and landscape scale. *Landscape Ecology*, **14**: 381-389.
- Braga, F. G. 2003. Tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*), espécie criticamente em perigo: uma preocupação no Estado do Paraná. *Acta Biológica Paranaense*, **33** (1, 2, 3, 4): 193-194.
- Brown, J. H. 1995. The composition of biotas, patterns of body size, abundance, and energetics. In: Macroecology. The University of Chicago Press, Chicago. 269p.
- Brown, J. H. & Lomolino, M.V. 2000. Concluding remarks: historical perspective and the future of island biogeography theory. *Global Ecology & Biogeography*, **9**: 87-92.
- Calouro, A. M. 2000. Attempted predation on Brazilian rabbit (*Sylvilagus brasiliensis* - Lagomorpha: Leporidae) by tayra (*Eira barbara* - Carnivora: Procyonidae). *Revista de Biología Tropical*, **48** (1): 267-268
- Camargo, J.L.C., Kapos, V. 1995. Complex edge effects on soil moisture and microclimate in central amazonian forest. *Journal of Tropical Ecology*, **11**(2): 205-221.
- Carbone, C., Mace, G. M., Roberts, S. C., Macdonald, D. W. 1999. Energetic constraints on the diet of terrestrial carnivores. *Nature*, **402**: 286-288.
- Carbone, C., Christie, S., Conforti, K., Coulson, T., Franklin, N., Ginsberg, J.R., Griffiths, M., Holden, J., Kawanishi, K., Kinnaird, M., Laidlaw, R., Lynam, A., Macdonald, D.W., Martyr, D., McDouga, C., Nath, L., Brien, T.O., Seidensticker, J., Smith, D.J.L., Sunquist, M., Tilson, R., Wan Shahrudin, W.N. 2001. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals. *Animal Conservation*, **4**: 75-79.
- Cardillo, M., Mace, G. M., Jones, K. E., Bielby, J., Bininda-Emonds, O. R. P., Sechrest, W., Orme, C. D. L., Purvis, A. 2005. Multiple causes of high extinction risk in large mammal species. *Science*, **309**: 1239-1241.

- Castellón, T. D., Sieving, K. E. 2006. An experimental test of matrix permeability and corridor use by an endemic understory bird. *Conservation Biology*, **20** (1): 135-145.
- Cavalcanti, R. B., Joly, C. A. 2002. Biodiversity and Conservation Priorities in the Cerrado Region. In: Oliveira, P. S., Marquis, R. J. (Org.): *The Cerrados of Brazil*. Columbia University Press, Nova York. p. 351-367.
- Chiarello, A. G. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation*, **89**: 71-82.
- Chiarello, A. G. 2000a. Density and population size of mammals in remnants of Brazilian atlantic forest. *Conservation Biology*, **14** (6): 1649-1657.
- Chiarello, A. G. 2000b. Influência da caça ilegal sobre mamíferos e aves das matas de tabuleiro do norte do estado do Espírito Santo. *Boletim do Museu Biológico Mello Leitão*, 11/12: 229-247.
- Chiarello, A. G. 2000c. Conservation value of a native forest fragment in a region of extensive agriculture. *Revista Brasileira de Biologia*, **60** (2): 237-247.
- Clark, J.A., May, R.M., 2002. Taxonomic bias in conservation research. *Science*, **297**: 191–192.
- Clutton-Brock, R. H., Harvey, P. H. 1978. Mammals, resources and reproductive strategies. *Nature*, **273**: 191-194.
- Cochrane, M. A. 2001. Synergistic interactions between habitat fragmentation and fire in evergreen tropical forests. *Conservation Biology*, **15** (6): 1515-1521.
- Coffman, C. J., Nichols, J. D., Pollok, K. H. 2001. Population dynamics of *Microtus pennsylvanicus* in corridor-linked patches. *Oikos*, **93**: 3-21.
- Colli, G. R. 2003. Estrutura de taxocenoses de lagartos em fragmentos naturais e antrópicos de Cerrado. In: Claudino-Sales, V. (Org.). *Ecosystemas Brasileiros: Manejo e Conservação*. Fortaleza, Brasil: Expressão Gráfica e Editora. p. 171-178.
- Collinge, S. K., Forman, R. T. T. 1998. A conceptual model of land conservation processes: predictions and evidence from a microlandscape experiment with grassland insects. *Oikos*, **82**: 66-84.
- Conforti, V. A., Azevedo, F. C. C. 2003. Local perceptions of jaguars (*Panthera onca*) and pumas (*Puma concolor*) in the Iguaçu National Park area, south Brazil. *Biological Conservation*, **111**: 215-221.
- Cook, W. M., Anderson, R. M., Schweiger, E. W. 2004. Is the matrix really inhospitable? Vole runway distribution in an experimentally fragmented landscape. *Oikos*, **104**: 5–14.

- Costa, L. P., Leite, Y. L. R., Mendes, S. L., Ditchfield, A. D. 2005. Conservação de mamíferos no Brasil. *Megadiversidade*, **1** (1): 103-112.
- Couvet, D. 2002. Deleterious effects of restricted gene flow in fragmented populations. *Conservation Biology*, **16** (2): 369-376.
- Colwell R. K. 2000. EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples, version 6. User's guide and application available at: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>.
- Craig, M.D. 2007. The short-term effects of edges created by forestry operations on the bird community of the jarrah forest, south-western Australia. *Austral Ecology*, **32**: 386–396.
- Crawshaw, P. G., Quigley, H. B. 1989. Notes on ocelot movement and activity in the Pantanal region, Brazil. *Biotropica*, **21** (4): 377-379.
- Crooks, K. R. 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology*, **16** (2): 488-502.
- Cuarón, A. D. 2000. A Global Perspective on Habitat Disturbance and Tropical Rainforest Mammals. *Conservation Biology*, **14** (6): 1574-1579.
- Cullen Jr, L., Abreu, K. C., Nava, A. F. D. 2005. As onças-pintadas como detetives da paisagem no corredor do Alto Paraná, Brasil. *Natureza & Conservação*, **3** (1): 43-58.
- Cullen Jr, L., Bodmer, R. E., Pádua, C. V. 2000. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. *Biological Conservation*, **95**: 49-56.
- Daily, G. C., Ceballos, G., Pacheco, J., Suzán, G., Sánchez-Azofeifa, A. 2003. Countryside biogeography of neotropical mammals: conservation opportunities in agricultural landscapes of Costa Rica. *Conservation Biology*, **17** (6): 1814-1826.
- Debinski, D. M., Holt, R. D. 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology*, **14** (2): 342-355.
- Di Bitetti, M. S., Paviolo, A., De Angelo, C. D., Di Blanco, Y. E. 2008. Local and continental correlates of the abundance of a neotropical cat, the ocelot (*Leopardus pardalis*). *Journal of Tropical Ecology*, **24**: 189-200.
- Di Bitetti, M.S., Paviolo, A., De Angelo, C. 2006. Density, habitat use and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina. *Journal of Zoology*, **270**: 153-156.

- Diamond, J. M. 1975. The island dilemma: Lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. *Biological Conservation*, **7**:129-146.
- Dias, B.F.S. 1993. A conservação da natureza. In: Pinto, M.N.(org.). *Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas*. Brasília: Ed. da Universidade de Brasília / Secretaria do Meio Ambiente, Ciência e Tecnologia. p. 583-640.
- Downes, S. J., Handasyde, K. A., Elgar, M. A. 1997a. Spatial population structure of the Cabrera vole in Mediterranean farmland: The relative role of patch and matrix effects. *Conservation Biology*, **11** (3): 718-726.
- Downes, S. J., Handasyde, K. A., Elgar, M. A. 1997b. Variation in the use of corridors by introduced and native rodents in south-eastern Australia. *Biological Conservation*, **82**: 379-383.
- Driscoll, D.A. 2005. Is the matrix a sea? Habitat specificity in a naturally fragmented landscape. *Ecological Entomology*, **30**:8-16;
- Driscoll, D. A., Weir, T. 2005. Beetle responses to habitat fragmentation depend on ecological traits, habitat condition, and remnant size. *Conservation Biology*, **19** (1): 182-194.
- Dunning, J. B., Borgella, R., Clements, K., Meffe, G. K. 1995. Patch isolation, corridor effects, and colonization by a resident sparrow in a managed pine woodland. *Conservation Biology*, **9** (3): 542-550.
- Durigan, G., Siqueira, M. F., Franco, G. A. D. C. 2007. Threats to the cerrado remnants of the state of São Paulo, Brazil. *Scientia Agrícola*, **64** (4): 355-363.
- Dzialak, M. R., Lacki, M. J., Larkin, J. L., Karter, K. M., Vorisek, S. 2005. Corridors affect dispersal initiation in reintroduced peregrine falcons. *Animal Conservation*, **8**: 421-430.
- Eisemberg, J. F., Redford, K. H. 1999. *Mammals of the Neotropics- The Central Neotropics*, v 3. The University of Chicago Press, Chicago and London. 609p.
- Eiten, G. 1972. Cerrado vegetation of Brazil. *Botanical Review*, **38** (2): 201-341.
- Eiten, G. 1979. Formas fisionômicas do cerrado. *Revista Brasileira de Botânica*, **2**: 139-148.
- Eiten, G. 1993. Vegetação do cerrado. In: Pinto, M.N. (org.). *Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas*. Brasília: Ed. da Universidade de Brasília / Secretaria do Meio Ambiente, Ciência e Tecnologia. Brasília. p. 9-65.
- Emmons, L. H., Feer, F. 1997. *Neotropical Rainforest mammals: a field guide*. Second Edition. The University of Chicago Press, Chicago and London. 307p.

- Fahrig, L.; Merriam, G. 1994. Conservation of fragmented population. *Conservation Biology*, **8** (1): 50-59.
- Fahrig, L. 1999. Forest loss and fragmentation: which has the greater effect on persistence of forest-dwelling animals? – *In*: Rochelle, J. A., Lehman, L. A. and Wisniewski, J. (eds). *Forest fragmentation: wildlife and management implications*. Brill, Leiden, Netherlands, pp. 87–95.
- Fahrig, L. 2001. How much habitat is enough? *Biological Conservation*, **100**: 65-74.
- Fahrig, L. 2003. Effects of fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, **34**: 487-515.
- Fazey, I., Fisher, J., Lindenmayer, D. B. 2005. What do conservation biologists publish? *Biological Conservation*, **124**: 63-73.
- Ferraz, K. M. P. M. B., Lechevalier, M. A., Couto, H. T. Z., Verdade, L. M. 2003. Damage caused by capybaras in a corn field. *Scientia Agricola*, **60** (1): 191-194.
- Ferraz, K. M. P. M. B., Bonach, K., Verdade, L. M. 2005. Relationship between body mass and body length in capybaras (*Hydrochoerus hydrochaeris*). *Biota Neotropica*, **5** (1): 197-200.
- Fleishman, E., Mac Nally, R. M. 2007. Measuring the response of animals to contemporary drivers of fragmentation. *Canadian Journal of Zoology*, **85**: 1080-1090.
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Helkowski, J. H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C. J., Monfreda, C., Patz, J. A., Prentice, I. C., Ramankutty, N., Snyder, P. K. 2005. Global consequences of land use. *Science*, **309**: 570-574.
- Fox, B.J. & Fox, M.D. Factors determining mammal species richness on habitat islands and isolates: habitat diversity, disturbance, species interactions and guild assembly rules. *Global Ecology & Biogeography*, **9**: 19–37.
- Fragoso, J. M. V. 1997. Tapir-generated seed shadows: scale-dependent patchiness in the amazon rain forest. *The Journal of Ecology*, **85** (4): 519-529.
- Fragoso, J. M. V., Huffman, J. M. 2000. Seed-dispersal and seedling recruitment patterns by the last neotropical megafaunal element in Amazonia, the tapir. *Journal of Tropical Ecology*, **16**: 369-385.
- Franklin, J. F. 1993. Preserving biodiversity: species, ecosystems or landscapes? *Ecological Applications*, **3** (2): 202-205.

- Freitas, C. H., Setz, E. Z. F., Araújo, A. R. B., Gobbi, N. 2008. Agricultural crops in the diet of bearded capuchin monkeys, *Cebus libidinosus* Spix (Primates: Cebidae), in forest fragments in southeast Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, **25** (1): 32-39.
- Galetti, M., Keuroghlian, A., Hanada, N., Morato, M. I. 2001. Frugivory and seed dispersal by the lowland tapir (*Tapirus terrestris*) in Southeast Brazil. *Biotropica*, **33** (4): 723-726.
- Gardezi, T., Silva, J. 1999. Diversity in relation to body size in mammals: a comparative study. *The American Naturalist*, **153** (1): 110-123.
- Garla, R. C., Setz, E. Z. F., Gobbi, N. Jaguar (*Panthera onca*) food habits in atlantic rain forest of southeastern brazil. *Biotropica*, **33** (4): 691-696.
- Gascon, C., Lovejoy, T. E., Bierregaard, R. O., Malcolm, J. R., Stouffer, P. C., Vasconcelos, H. L., Laurance, W. F., Zimmerman, B., Tocher, M., Borges, S. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation*, **91**: 223-229.
- Gascon, C., Williamson, G.B., Fonseca, G.A.B. 2000. Receding forest edges and vanishing reserves. *Science*, **288** (5470): 1356-1358.
- Gaston, K. J., Blackburn, T. M. 1996. Conservation implications of geographic range size-body size relationships. *Conservation Biology*, **10** (2): 638-646.
- Gatti, A., Bianchi, R., Rosa, C. R. X., Mendes, S. L. 2006. Diet of two sympatric carnivores, *Cerdocyon thous* and *Procyon cancrivorus*, in a restinga area of Espírito Santo State, Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, **22**: 227-230.
- Gayot, M., Henry, O., Dubost, G., Sabatier, D. 2004. Comparative diet of the two forest cervids of the genus *Mazama* in French Guiana. *Journal of Tropical Ecology*, **20**: 31-43.
- Gehring, T. M., Swihart, R. K. 2003. Body size, niche breadth, and ecologically scaled responses to habitat fragmentation: mammalian predators in an agricultural landscape. *Biological Conservation*, **109**: 283-295.
- Gilpin, M. E., Diamond, J. M. 1981. Immigration and extinction probabilities for individual species: relation to incidence functions and species colonization curves. *Proc. National Academia Scientia*, **78** (1): 392-396.
- Gittleman, J. L., Purvis, A. 1998. Body size and species-richness in carnivores and primates. *Proceedings: Biological Sciences*, **265** (1391): 113-119.
- Givertz, E. H., Greco, S. E. 2007. How to define a patch: a spatial model for hierarchically delineating organism-specific habitat patches. *Landscape Ecology*, **22**: 1131-1142.

- Goodland, R. 1971. A physiognomic analysis of the 'Cerrado' vegetation of central Brasil. *The Journal of Ecology*, **59** (2): 411-419.
- Goodwin, B. J., Fahrig, L. 2002. Effect of landscape structure on the movement behaviour of a specialized goldenrod beetle, *Trirhabda borealis*. *Canadian Journal of Zoology*, **80**: 24-35.
- Gorman, M. L., Raffaelli, D. 2008. The functional role of wild mammals in agricultural ecosystems. *Mammal Review*, **38** (2 e 3): 220-230.
- Haas, C. A. 1995. Dispersal and use of corridors by birds in wooded patches on an agricultural landscape. *Conservation Biology*, **9**:845–854.
- Haddad, N. 2000. Corridor length and patch colonization by a butterfly, *Junonia cuenia*. *Conservation Biology*, **14** (3):738-745.
- Haddad, N. M., Bowne, D. R., Cunningham, A., Danielson, B. J., Levey, D. J., Sargent, S., Spira, T. 2003. Corridor use by diverse taxa. *Ecology*, **84**(3): 609-615.
- Haila, Y. 2002. A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. *Ecological Applications*, **12**: 321–34.
- Haines, A. M., Janecka, J. A., Tewes, M. E., Grassman Jr., L. I., Morton, P. 2006. The importance of private lands for ocelot *Leopardus pardalis* conservation in the United States. *Oryx*, **40** (1): 90-94.
- Hamer, K. C., Hill, J. K. 2000. Scale-dependent effects of habitat disturbance on species richness in tropical forests. *Conservation Biology*, **14** (5): 1435-1440.
- Hanski, I. 1994. Patch-occupancy dynamics in fragmented landscapes. *Trends Ecology and Evolution*, **9**: 131-135.
- Hanski, I., Moilanen, A., Pakkala, T., Kuussaari, M 1996. The quantitative incidence function model and persistence of an endangered butterfly metapopulation. *Conservation Biology*, **10** (2): 578-590.
- Hanski, I., Simberloff, I., 1997. *The metapopulation approach, its history, conceptual domain and application to conservation*. In: Hanski, I., Gilpin, M.(eds.) *Metapopulation Biology: Ecology, Genetics and Evolution*. Academic Press, San Diego, pp. 211–220.
- Harrison, S., Bruna, E. 1999. Habitat fragmentation and large-scale conservation: what do we know for sure? *Ecography*, **22**:225-232.
- Haskell, J. P., Ritchie, M. E., Olf, H. 2002. Fractal geometry predicts varying body size scaling relationships for mammal and bird home ranges. *Nature*, **418**: 527-530.

- Haugaasen, T., Peres, C. A. 2008. Associations between primates and other mammals in a central Amazonian forest landscape. *Primates*, **49**: 219-222.
- Haugaasen, T., Peres, C. A. 2005. Mammal assemblage structure in Amazonian flooded and unflooded forests. *Journal of Tropical Ecology*, **21**: 133-145.
- Heaney, L.R. 2000. Dynamic disequilibrium: a long-term, large-scale perspective on the equilibrium model of island biogeography. *Global Ecology & Biogeography*, **9**: 59–74
- Heltsh, J. F., Forrester, N. E. 1983. Estimating species richness using the jackknife procedure. *Biometrics*, **39** (1): 1-11.
- Henle, K.; Davies, K. F.; Kleyer, M.; Margules, C.; Settele, J. 2004. Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity and Conservation*, **13**: 207–251.
- Henry, O., Feer, F., Sabatier, D. 2000. Diet of the lowland tapir (*Tapirus terrestris* L.) in French Guiana. *Biotropica*, **32** (2): 364-36.
- Herrerías-Diego, I., Quesada, M., Stoner, K. E., Lobo, J. A., Hernandez-Flores, Y., Montoya, G. S. 2008. Effect of forest fragmentation on fruit and seed predation of the tropical dry forest tree *Ceiba aesculifolia*. *Biological Conservation*, **141**: 241-248.
- Hess, G.R. 1994. Conservation corridors and contagious disease: a cautionary note.
- Hess, G. R., Fisher, R. A. 2001. Communicating clearly about conservation corridors. *Landscape and Urban Planning*, **55**: 195-208.
- Hobbs, R.J. 1992. The role of corridors in conservation: solution or bandwagon? *Trends in Ecology and Evolution*, **7** (11): 389-392.
- Hobbs, R. J. 2001. Synergisms among habitat fragmentation, livestock grazing, and biotic invasions in southwestern Australia. *Conservation Biology*, **15** (6): 1522-1528.
- Hoffmann, W. A., Moreira, A. G. 2002. The role of fire in population dynamics of woody plants. In: Oliveira, P. S., Marquis, R. J. (Org.): *The Cerrados of Brazil*. Columbia University Press, Nova York. P.159-177.
- IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis). 2003. *Lista das espécies da fauna brasileira ameaçadas de extinção*. Ministério do Meio Ambiente, Ibama, Brasília.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). 2007. Site na internet. IBGE, Brasília. Disponível em <http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1> (acessado em Dezembro de 2008).
- IOP (Instituto Onça Pintada). 2008. Site na internet. IOP, Mineiros. Disponível em: <http://www.jaguar.org.br/> (acessado em Dezembro de 2008).

- Iriarte, J. A., Franklin, W. L., Johnson, W. E., Redford, K. H. 1990. Biogeographic variation of food habits and body size of the America puma. *Oecologia*, **85**: 185-190.
- Jackson, V. L., Laack, L. L., Zimmerman, E. G. 2005. Landscape metrics associated with habitat use by ocelots in south Texas. *Journal of Wildlife Management*, **69** (2): 733-738.
- Jenkins, M. 2003. Prospects for biodiversity. *Science*, **302**: 1175-1177.
- Jules, E. S. 1998. Habitat fragmentation and demographic change for a common plant: trillium in old-growth forest. *Ecology*, **79** (5): 1645-1656.
- Kalmar, A.; Currie, D.J. 2006. A global model of Islands Biogeography. *Global Ecology & Biogeography*, **15**: 72-81.
- Karanth, K. U., Nichols, J. D. 1998. Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology*, **79** (8): 2852-2862.
- Kauffman, M. J., Sanjayan, M., Lowenstein, J., Nelson, A., Jeo, R. M., Crooks, K. R. 2007. Remote camera-trap methods and analyses reveal impacts of rangeland management on Namibian carnivore communities. *Oryx*, **41** (1): 70-78.
- Kendall, K. C.; Metzgar, L. H.; Patterson, D.A., Steele, B.M. 1992. Power of sign surveys to monitor population trends. *Ecological Applications*, **2** (4): 422-430.
- Keuroghlian, A., Eaton, D. P., Longland, W. S. 2004. Area use by white-lipped and collared peccaries (*Tayassu pecari* and *Tayassu tajacu*) in a tropical forest fragment. *Biological Conservation*, **120**: 411-425
- Kie, J. G., Bowyer, R. T., Nicholson, M. C., Boroski, B. B., Loft, E. R. 2002. Landscape heterogeneity at differing scales: effects on spatial distribution of mule deer. *Ecology*, **83** (2): 530-544.
- Kiltie, R. A. 1982. Bite force as a basis for niche differentiation between rain forest peccaries (*Tayassu tajacu* and *T. pecari*). *Biotropica*, **14** (3): 188-195.
- Klink, C. A., Machado, R. B. 2005. A conservação do Cerrado brasileiro. *Megadiversidade*, **1** (1): 147-155.
- Klink, C.A., Moreira, A.G. 2002. Past and current human occupation, and land use. In: Oliveira, P.L., Marquis, R.J. (Org). *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna*. Columbia University Press. New York 373 p.
- Konecny, M.J. 1989. Movement patterns and food habitats of four sympatric carnivore species in Belize, Central America. *Advances in Neotropical Mammalogy*: 243-264.
- Kokko, H., López-Sepulcre, A. 2006. From individual dispersal to species ranges: perspectives for a changing world. *Science*, **313**:789-791.

- Lahti, D. C. 2001. The “edge effect on nest predation” hypothesis after twenty years. *Biological Conservation*, **99**: 365-374.
- Larrucea, E.S., Brussard, P.F., Jaeger, M.M., Barret, R.H. 2007. Cameras, coyotes, and the assumption of equal detectability. *The Journal of Wildlife Management*, **71** (5): 1682-1689.
- Laurance W. F. 2000. Do edge effects occur over large spatial scales? *Trends in Ecology and Evolution* 15 (4): 134-135.
- Laurance, W. F. 2008. Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended Island Biogeographic Theory. *Biological Conservation*, **141**: 1741- 1744.
- Laurance, W. F., Delamônica, P., Laurance, S. G., Vasconcelos, H. S., Lovejoy, T. E. 2000. Rainforest fragmentation kills big trees. *Nature*, 404: 836.
- Laurance, W. F., Ferreira, L. V., Rankin-de Merona, J. M., Laurance, S. G. 1998. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology*, **79** (6): 2032-2040.
- Laurance, W. F., Laurance, S. G., Ferreira, L. V., Rankin-de Merona, J. M., Gascon, C., Lovejoy, T. E. 1997. Biomass collapse in Amazonian forest fragments. *Science*, **278**: 1117-1118.
- Laurance, W.F., Curran, T.J. 2008. Impacts of wind disturbance on fragmented tropical forests: A review and synthesis. *Austral Ecology*, **33**: 399-408.
- Laurance, W.F., Williamson, G. B. 2001. Positive feedbacks among forest fragmentation, drought, and climate change in the Amazon. *Conservation Biology*, **15** (6): 1529-1535.
- Lees, A. C., Peres, C. A. 2008. Conservation value of remnant riparian forest corridors of varying quality for amazonian birds and mammals. *Conservation Biology*, **22** (2): 439-449.
- Leeuwenberg, F. 1997. Edentata as food resource: subsistence hunting by Xavante Indians, Brazil. *Edentata*, **3** (1): 4-5.
- Levey, D. J., Bolker, B. M., Tewksbury, J. J., Sargent, S., Haddad, N. M. 2005. Effects of landscape corridors on seed dispersal by birds. *Science*, **309**: 146-148.
- Levins, R. 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the Entomological Society of America*. **15**: 237-240.
- Lima, S. L., Zollner, P. A. 1996. Towards a behavioral ecology of ecological landscapes. *Trends in Ecology and Evolution*, **11** (3): 131-134.

- Lima, G. S., Ribeiro, G. A., Gonçalves, W. 2005. Avaliação da efetividade de manejo das unidades de conservação de proteção integral em Minas Gerais. *Revista Árvore*, **29** (4): 647-653.
- Lindenmayer, D. B., Nix, H. A. 1993. Ecological Principles for the design of wildlife corridors. *Conservation Biology*, **7** (3): 627-630.
- Lindenmayer, D. B., McCarthy, M. A., Parris, K. M., Pope, M. L. 2000. Habitat fragmentation, landscape context, and mammalian assemblages in southeastern Australia. *Journal of Mammalogy*, **81** (3): 787-797.
- Lomolino, M.V. 2000a. A call for a new paradigm of Islands Biogeography. *Global Ecology & Biogeography*, **9**: 1-6.
- Lomolino, M.V. 2000b. A species-based theory of insular zoogeography. *Global Ecology & Biogeography*, **9**: 39-58.
- Lomolino, M. V.; Perault, D. R. 2001. Island biogeography and landscape ecology of mammals inhabiting fragmented, temperate rain forests. *Global ecology & Biogeography*, **10**:113-132.
- Lomolino, M. V., Perault, D. R. 2007. Body size variation of mammals in a fragmented temperate rainforest. *Conservation Biology*, **21** (4): 1059-1069.
- Lopes, M. A., Ferrari, S. F. 2000. Effects of human colonization on the abundance and diversity of mammals in Eastern Brazilian Amazonia. *Conservation Biology*, **14** (6): 1658-1665.
- Lord, J. M., Norton, D. A. 1990. Scale and the spatial concept of fragmentation. *Conservation Biology*, **4** (2): 197-2002.
- Ludwig, G., Aguiar, L. M., Rocha, V. J. 2003. Comportamento de obtenção de *Manihot esculenta* Crantz (Euphorbiaceae), mandioca, por *Cebus nigritus* (Goldfuss) (Primates, Cebidae) como uma adaptação alimentar em períodos de escassez. *Revista Brasileira de Zoologia*, **23** (3): 888-890.
- Luiselli, L., Capizzi, D. 1997. Influences of area, isolation and habitat features on distribution of snakes in Mediterranean fragmented woodlands. *Biodiversity and Conservation*, **6**: 1339-1351.
- Lyra-Jorge, M. C., Ciochetti, G., Pivello, V, R. 2008. Carnivore mammals in a fragmented landscape in northeast of São Paulo State, Brazil. *Biodiversity Conservation*, **17**: 1573-1580.
- MacArthur, R.H.; Wilson, E.O. 1967. *The theory of islands biogeography*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey. 203p.

- Machado, R. B., Ramos Neto, M. B., Pereira, P. G. P., Caldas, E. F., Gonçalves, D. A. Santos, N. S., Tabor, K., Steininger, M. 2004. Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro. *Relatório técnico não publicado*. Conservação Internacional, Brasília, DF. p. 23.
- Maehr, D. S., Land, E. D., Shindle, D. B., Bass, O. L., Hctor, T. S. 2002. Florida panther dispersal and conservation. *Biological Conservation*, **106**: 187-197.
- Maffei, L., Cuéllar, E., Noss, A. 2004. One thousand jaguars (*Panthera onca*) in Bolivia's Chaco? Camera trapping in the Kaa-Iya National Park. *Journal Zoology of London*, **262**: 295-304.
- Marini, M. A. 2001. Effects of forest fragmentation on birds of the cerrado region, Brazil. *Bird Conservation International*, **11**: 13-25.
- Marinho-Filho, J., Rodrigues, F. H. G., Juarez, K. M. 2002. The cerrado mammals: diversity, ecology, and natural history. In: Oliveira, P. S., Marquis, R. J. (Org.): *The Cerrados of Brazil*. Columbia University Press, Nova York. p. 266-284.
- McCain, E. B., Childs, J. L. 2008. Evidence of resident jaguars (*Panthera onca*) in the southwestern United States and the implications for conservation. *Journal of Mammalogy*, **89** (1):1-10.
- McGarigal, K., Cushman, S.A. 2002. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of fragmentation effects. *Ecological Applications*, **12** (2): 335-345.
- McGarigal, K., Marks, B. J. 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. General technical report PNW-GTR-351. U.S. Department of Agriculture Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, Oregon.
- McIntyre, S., Hobbs, R. 1999. A framework for conceptualizing human effects on landscapes and its relevance to management and research models. *Conservation Biology*, **13** (6): 1282-1292.
- Mech, S. G., Zollner, P. A. 2002. Using body size to predict perceptual range. *Oikos*, **98**: 47-52.
- Medri, I. M., Mourão, G. M., Harada, A. Y. 2003. Dieta do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) no Pantanal da Nhecolândia, Brasil. *Edentata*, **5**: 29-34.
- Medri, I. M., Mourão, G. M. 2005. Home range of giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*) in the Pantanal wetland, Brazil. *Journal Zoology London*, **266**: 365-375.

- Meriggi, A., Lovari, S. 1996. A review of wolf predation in southern Europe: does the wolf prefer wild prey to livestock? *The Journal of Applied Ecology*, **33** (6): 1561-1571.
- Mesquita, C. A. B., Vieira, M. C. W. 2004. RPPN - Reservas Particulares do Patrimônio Natural Da Mata Atlântica. São Paulo, SP: Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica (Caderno da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica: série conservação e áreas protegidas, nº 28). p. 56.
- Michalski, F., Peres, C. A. 2005. Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. *Biological Conservation*, **124**: 383-396.
- Michalski, F., Peres, C. A. 2007. Disturbance-mediated mammal persistence and abundance-area relationships in Amazonian forest fragments. *Conservation Biology*, **6**: 1626-1640.
- Mills, L.S. 1995. Edge effects and isolation: red-backed voles on forest remnants. *Conservation Biology*, **9** (2): 395-403.
- Miranda, H. S., Bustamante, M. M. C., Miranda, A. C. 2002. The fire factor. In: Oliveira, P. S., Marquis, R. J. (Org.): *The Cerrados of Brazil*. Columbia University Press, Nova York. p.51-68.
- Mittermeier, R.A.; Myers, N.; Mittermeier, C.G. 1999. *HOTSPOTS - Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions*. CEMEX - Conservation International, Mexico City.
- Mora, J. M., Méndez, V. V., Gómez, L. D. 1999. White-nosed coati *Nasua narica* (Carnivora: Procyonidae) as a potential pollinator of *Ochroma pyramidale* (Bombacaceae). *Revista de Biologia Tropical*, **47** (4): 719-721.
- Morrison, J. S., Sechrest, W., Dinerstein, E., Wilcove, D. S., Lamoureux, J. F. 2007. Persistence of large mammal faunas as indicators of global human impacts. *Journal of Mammalogy*, **88** (6): 1363-1380.
- Mortelitti, A., Boitani, L. 2008. Interaction of food resources and landscape structure in determining the probability of patch use by carnivores in fragmented landscapes. *Landscape Ecology*, **23**: 285-298.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, **10** (2): 58-62.
- Myers, N.; Mittermeier, R.A.; Mittermeier, C.G.; da Fonseca, G.A.B.; Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, **403**: 853-858.

- Naiman, R. J., Décamps, H., Pollock, M. 1993. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological Applications*, **3** (2): 209-212.
- Naughton-Treves, L., Mena, J. L., Treves, A., Alvarez, N., Radeloff, V. V. 2003. Wildlife Survival Beyond Park Boundaries: the Impact of Slash-and-Burn Agriculture and Hunting on Mammals in Tambopata, Peru. *Conservation Biology*, **17** (4): 1106-1117.
- Newmark, W. D. 2001. Tanzanian forest edge microclimatic gradients: dynamic patterns. *Biotropica*, **33** (1): 2-11.
- Norris, D., Peres, C. A., Michalski, C., Hinchsliffe, K. 2008. Terrestrial mammal responses to edges in Amazonian forest patches: a study based on track stations. *Mammalia*, **72**: 15-23.
- Noss, R. F. 1987. Corridors in real landscapes: a reply to Simberloff and Cox. *Conservation Biology*, **1** (2): 159-164.
- Oliveira, T. G., Cassaro, K. 1997. Guia de identificação de felinos brasileiros. Sociedade de zoológicos do Brasil, Fundação Parque Zoológico de São Paulo. 60p.
- Oyarzun, S. E., Crawshaw, G. J., Valdes, E. V. 1996. Nutrition of the Tamandua: I. nutrient composition of termites (*Nasutitermes* spp.) and stomach contents from wild tamanduas (*Tamandua tetradactyla*). *Zoo Biology*, **15**: 509-524.
- Padilla, M., Dowler, R. C. 1994. *Tapirus terrestris*. *Mammalian Species*, **481**: 1-8.
- Pedó, E., Tomazzoni, A. C., Hartz, S. M., Christoff, A. U. 2006. Diet of crab-eating fox, *Cerdocyon thous* (Linnaeus) (Carnivora, Canidae), in a suburban area of southern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, **23** (3): 637-641.
- Perault, D. R., Lomolino, M. R. 2000. Corridors and mammal community structure across a fragmented, old-growth Forest landscape. *Ecological Monographs*, **70**: 401-422.
- Peres, C. A. 2000. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. *Conservation Biology*, **14** (1): 240-253.
- Peres, C. A. 2001. Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian forest vertebrates. *Conservation Biology*, **15** (6): 1490-1505.
- Peres, C. A., Barlow, J., Haugaasen, T. 2003. Vertebrate responses to surface wildfires in a central Amazonian forest. *Oryx*, **37** (1): 97-109.
- Pérez, E., Pacheco, L. F. 2006. Damage by large mammals to subsistence crops within a protected area in a montane forest of Bolivia. *Crop Protection*, **25**: 933-939.
- Pimm, S.L, Raven, P. 2000. Extinction by numbers. *Nature*, **403**: 843-845.

- Pivello, V. R. 2005. Manejo de fragmentos de Cerrado: princípios para a conservação da biodiversidade. In: Scariot, A., Sousa-Silva, J. C., Felfili, J. M. 2005. *Cerrado: Ecologia, Biodiversidade e Conservação*. Brasília, Ministério do Meio Ambiente. p-401-414.
- Polisar, J., Maxit, I., Scgnamillo, D., Farrel, L., Sunquist, M. E., Einsenberg, J. F. 2003. Jaguars, pumas, their prey base, and cattle ranching: ecological interpretations of a management problem. *Biological Conservation*, **109**: 297-310.
- Prada, M., Marinho-Filho, J. 2004. Effects of fire on the abundance of Xenarthrans in Mato Grosso, Brazil. *Austral Ecology*, **29**: 568-573.
- Proches, S., Wilson, J. R. U., Veldtman, R., Kalwij, J. M., Richardson, D. M., Chown, S. L. 2005. Landscape corridors: possible dangers? *Science*, **310**: 778-779.
- Pulliam, H. R. 2000. On the relationship between niche and distribution. *Ecology Letters*, **3**: 349-361.
- Puth, L. M., Wilson, K. A. 2001. Boundaries and corridors as a continuum of ecological flow control: lessons from rivers and streams. *Conservation Biology*, **15**:21–30.
- Ratter, J.A.; Dargie, T.C.D.1992. An analysis of the floristic composition of 26 cerrado áreas in Brazil. *Edinburgh Journal Botany*, **49**: 235-250.
- Restrepo, C., Gómez, N., Heredia, S. 1999. Anthropogenic Edges, Treefall Gaps, and Fruit- frugivorous Interactions in a Neotropical Montane Forest. *Ecology*, **80** (2): 668-685.
- Reyna-Hurtado, R., Tanner, G. W. 2007. Ungulate relative abundance in hunted and non-hunted sites in Calakmul Forest (Southern Mexico). *Biodiversity and Conservation*, **16**: 743-756.
- Ribeiro, J.F; Walter, B.M.T. 1998. Fitofisionomias do Bioma Cerrado. In: Sano, S.M; Almeida, S.P. (ed) *Cerrado: Ambiente e Flora*. Planaltina: Ed. EMBRAPA - CPAC. p. 87-166.
- Ricketts, T.H. 2001. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *The American Naturalist*, **158** (1): 87-99.
- Ries, L., Fletcher-Jr, R.J., Battin, J., Sisk, T.D. 2004. Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models, and variability explained. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, **35**: 491-522.
- Roberge, J. M., Angelstam, P. 2004. Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool. *Conservation Biology*, **18** (1): 76-85.

- Robinson, J. G., Redford, K. H. 1986. Body Size, Diet, and Population Density of Neotropical Forest Mammals. *The American Naturalist*, **128** (5): 665-680.
- Rocha, V. J., Reis, N. R., Sekiama, M. L. 2004. Dieta e dispersão de sementes por *Cerdocyon thous* (Linnaeus) (Carnívora, Canidae), em um fragmento florestal no Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, **21** (4): 871-876.
- Rocha, E. C., Dalponte, J. C. 2006. Composição e caracterização da fauna de mamíferos de médio e grande porte em uma pequena reserva de cerrado em Mato Grosso, Brasil. *Revista Árvore*, **30** (4): 669-678.
- Roldán, A. L., Simonetti, J. A. 2001. Plant-mammal interactions in tropical Bolivian forests with different hunting pressures. *Conservation Biology*, **15** (3): 617-623.
- Rosenberg, D. K., Noon, B. R., Meslow, E. C. 1997. Biological corridors: form, function, and efficacy. *BioScience*, **47** (10): 677-587.
- Rylands, A.B., Brandon, K. 2005. Unidades de conservação brasileiras. *Megadiversidade*, **1** (1): 27-35.
- Sala, O. E., Chapin III, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dizo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L. F., Jackson, R. B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D. M., Mooney, H. A., Oesterheld, M., Poff, N. L., Sykes, M. T., Walker, B. H., Walker, M., Wall, D. H. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, **287**:1770-1774.
- Santos, V. A., Beisiegel, B. M. 2006. A dieta de *Nasua nasua* (Linnaeus, 1766) no Parque Ecológico do Tietê, SP. *Revista Brasileira de Zoociências*, **8** (2)199-203.
- Santos-Filho, M.; Silva, M. N. F. 2002. Uso de habitats por mamíferos em áreas de cerrado no Brasil Central: um estudo com armadilhas fotográficas. *Revista Brasileira de Zoociências*, **4** (1): 57-73.
- Saunders, D. A.; Hobbs, R. J.; Margules, C. R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*, **5** (1):18-32.
- Schaller, G. B., Crawshaw, P. G. 1980. Movement patterns of jaguar. *Biotropica*, **12** (3): 161-168.
- Scognamillo, D., Maxit, I. E., Sunquist, M., Polisar, J. 2003. Coexistence of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in a mosaic landscape in the Venezuelan llanos. *Journal Zoological of London*, **259**: 269-279.
- Scoss, L. M., De Marco Jr, P., Silva, E., Martins, S. V. 2004. Uso de parcelas de areia para o monitoramento do impacto de estradas sobre a riqueza de espécies de mamíferos. *Revista Árvore*, **28** (1): 121-127.

- Shaw, J. H., Machado-Neto, J., Carter, T. S. 1987. Behavior of free-living giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*). *Biotropica*, **19** (3):255-259.
- Sieving, K. E., Willson, M. F., de Santo, T. L. 2000. Defining corridor functions for endemic birds in fragmented south-temperate rainforest. *Conservation Biology*, **14** (4): 1120-1132.
- Silva, L. L. 2000. O papel do estado no processo de ocupação das áreas de cerrado entre as décadas de 60 e 80. *Caminhos de Geografia*, **1** (2):24-36.
- Silva, M. 2005. O programa brasileiro de unidades de conservação. *Megadiversidade*, **1** (1): 23-26.
- Silva Jr, A. P., Pontes, A. R. M. 2008. The effect of a mega-fragmentation process on large mammal assemblages in the highly-threatened Pernambuco Endemism Centre, north-eastern Brazil. *Biodiversity Conservation*, **17**: 1455-1464.
- Silveira, L., Rodrigues, F. H. G., Jácomo, A. T. A., Diniz-Filho, J. A. F. 1999. Impacto of wildfires on the megafauna of Emas National Park, central Brazil. *Oryx*, **33**: 108-114.
- Silveira, L., Jácomo, A. T. A., Diniz-Filho, J. A. F. 2003. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation*, **114**: 351–355.
- Silver, S. 2005. *Estimativa da abundância de onças-pintadas através do uso de armadilhas fotográficas*. Wildlife Conservation Society. 29 p.
- Simberloff D., Cox, J. 1987. Consequences and costs of conservation corridors. *Conservation Biology*, **1**:63–71.
- Simberloff D, Farr J.A., Cox J, Mehlman D.W. 1992. Movement corridors: conservation bargains or poor investments? *Conservation Biology*, **6**:493–504.
- Simberloff, D.S., Abele, L.G. 1976. Island Biogeographic Theory and conservation practice. *Science*, **191**, 285-286.
- Sizer, N. C., Tanner, E. V. J., Ferraz, I. D. K. 2000. Edge effects on litterfall mass and nutrient concentrations in forest fragments in central Amazonia. *Journal of Tropical Ecology*, **16** (6): 853-863.
- Smallwood, K. S., Fitzhugh E. L. 1993. A rigorous technique for identifying individual mountain lions *Felis concolor* by their tracks. *Biological Conservation*, **65**: 51-59.
- Srbek-Araujo, A. C., Chiarello, A. G. 2005. Is camera-trapping an efficient method for surveying mammals in Neotropical forests? A case study in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, **21**: 1-5.

- Stallings, J. R. 1984. Notes on feeding habits of *Mazama gouazoubira* in the chaco boreal of Paraguay. *Biotropica*, **16** (2): 155-157.
- St Clair, C. C., Bélisle, M., Desrochers, A., Hannon, S. 1998. Winter responses of forest birds to habitat corridors and gaps. *Conservation Ecology*, [online] **2** (2): 13. URL: <http://www.consecol.org/vol2/iss2/art13>.
- Swihart, R. K., Slade, N. A., Bergstrom, B. J. 1988. Relating body size to the rate of home range use in mammals. *Ecology*, **69** (2): 393-399.
- Swihart, R. K., Gehring, T. M., Kolozvary, M. B., Nupp, T. E. 2003. Responses of 'resistant' vertebrates to habitat loss and fragmentation: the importance of niche breadth and range boundaries. *Diversity and Distributions*, **9**: 1-18.
- Tabarelli, M., Mantovani, W., Peres, C. A. 1999. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. *Biological Conservation*, **91**: 119-127.
- Tabarelli, M., Silva, J. M. C., Gascon, C. 2004. Forest fragmentation and the impoverishment of neotropical forest. *Biodiversity and Conservation*, **13**: 1419-1425.
- Taylor, P. D., Fahrig, L., Heinen, K., Merriam, G. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, **68**: 571-572.
- ter Braak, C. J. F., Hanski, I., Verboom, J. 1998. The incidence function approach to modeling of metapopulation dynamics. In: Bascompte, J., Solé, R. V. (Ed). *Modeling spatiotemporal dynamics in ecology*. Springer-Verlag, New York. p.167-188.
- Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M. C., Schwager, M., Jeltsch, F. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, **31**: 79-92.
- Tischendorf, L., Fahrig, L. 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos*, **90**:7-19.
- Travis, J. M. J., Dytham, C. 1999. Habitat persistence, habitat availability and the evolution of dispersal. *Proceedings: Biological Sciences*, **266** (1420): 723-728.
- Trolle, M., Bissaro, M. C., Prado, H. M. 2007. Mammal survey at rancho f the Brazilian Cerrado. *Biodiversity Conservation*, **16**: 1205-1211.
- Trolle, M., Kéry, M. 2005. Camera-trap study of ocelot and other secretive mammals in the northern Pantanal. *Mammalia*, **69** (3-4): 405-412.
- Trovati, R. G., Brito, B. A., Duarte, J. M. B. 2007. Área de uso e utilização de habitat de cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous* Linnaeus, 1766) no cerrado da região central do Tocantins, Brasil. *Mastozoologia Neotropical*, **14** (1):

- Turner, I. M. 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *The Journal of Applied Ecology*, **33** (2): 200-209.
- Turner, I. M., Corlett, R. T. 1996. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. *Trends in Ecology and Evolution*, **11** (8): 330-333.
- Tutin, C.E.G., White, L.J. T., Mackanga-Missandzou, A. 1997. The use by rain forest mammals of natural forest fragments in a Equatorial African savanna. *Conservation Biology*, **11** (5): 1190-1203.
- Uezu, A., Metzger, J. P., Vielliard, J. M. E. 2005. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation*, **123**: 507-519.
- Urbas, P., Araújo Jr, M.V., Leal, I.R., Wirth, R. 2007. Cutting more from cut forests: edge effects on foraging and herbivory of leaf-cutting ants in Brazil. *Biotropica*, **39** (4): 489-495.
- Van Der Windt, H. J., Swart, J. A. A. 2008. Ecological corridors, connecting science and politics: the case of the Green River in the Netherlands. *Journal of Applied Ecology*, **45**: 124-132.
- Vandermeer, J., Perfecto, I. 2006. The agricultural matrix and a future paradigm for conservation. *Conservation Biology*, **21** (1): 274-277.
- Verdade, L. M., Ferraz, K. M. P. M. B. 2006. Capybaras in an anthropogenic habitat in southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, **66** (1B): 371-378.
- Virgós, E., Tellería, J. L., Santos, T. 2002. A comparison on the response to forest fragmentation by medium-sized Iberian carnivores in central Spain. *Biodiversity and Conservation*, **11**: 1063-1079.
- Watling, J. I., Donnelly, M. A. 2006. Fragments as islands: a synthesis of faunal responses to habitat patchiness. *Conservation Biology*, **20** (4): 1016-1025.
- Walter, H.S. 2004. The mismeasure of islands: implications for biogeographical theory and the conservation of nature. *Journal of Biogeography*, **31**: 177-197.
- Weckel, M., Giuliano, W., Silver, S. 2006. Jaguar (*Panthera onca*) feeding ecology: distribution of predator and prey through time and space. *Journal of Zoology*, **270**: 25-30.
- Weldon, A. J. 2006. How corridors reduce indigo bunting nest success. *Conservation Biology*, **20** (4): 1300-1305.
- Wemer, C., Kunz, T. H., Lundie-Jenkins, G., McSea, W. 1996. Mammalian Sign. In: Wilson, D. E., Cole, F. R., Nichols, J. D., Rudran, R., Foster, M. S (Eds). *Measuring*

- and Monitoring Biological Diversity- Standart Methods for mammals*. Smithsonian Institution press. Washiton & London. P. 157-176.
- White, E. P., Ernest, S. K. M., Kerkhoff, A. J., Enquist, B. J. 2007. Relationships between body size and abundance in ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, **22** (6): 323-330.
- Whiteman, C. W., Matushima, E. R., Confalonieri, U. E. C., Palha, M. D. C., Silva, A. S. L., Monteiro, V. C. 2007. Human and domestic animal populations as a potential threat to wild carnivore conservation in a fragmented landscape from the Eastern Brazilian Amazon. *Biological Conservation*, **138**: 290-296.
- Whittaker, R.J. 2001. Wrong in interesting ways. *Journal of Biogeography*, **28**: 1441-1442.
- Wilcolx, B. A., Murphy, D. D. 1985. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. *The American Naturalist*, **125** (6): 879-887.
- Wilson, E. O.; Willis, E. O. 1975. Applied biogeography. *In*: M. L. Cody and J. M. Diamond (Eds). *Ecology and evolution of communities*. Harvard University Press, Cambridge. pp.523-534.
- Wilson, D. E., Reeder, D. M. 2005. *Mammals species of the World: a taxonomic and geographic reference*, 3rd. ed. Baltimore: The Johns Hopkins University Press. 2142p.
- With, K. A. 1997. The theory of conservation biology. *Conservation Biology*, **11** (6): 1436-1440.
- Yates, C. J., Norton, D. A., Hobbs, R. J. 2000. Grazing effects on plant cover, soil and microclimate in fragmented woodlands in south-western Australia: implications for restoration. *Austral Ecology*, **25**: 36-47.
- Young, A., Boyle, T., Brown, T. 1996. The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. *Trends in Ecology and Evolution*, **11** (10): 413-418.
- Zanette, L.; Doyle, P.; Trémont, S. M. 2000. Food shortage in small fragments: evidence from an area-sensitive passerine. *Ecology*, **81** (6): 1654- 1666.
- Zimmerman, B. L., Bierregaard, R. O. 1986. Relevance of the Equilibrium Theory of Island Biogeography and species-area relations to conservation with a case from amazonia. *Journal of Biogeography*, **13** (2): 133-143.
- Zimmermann, A., Walpole, M. J., Leader-Williams, N. 2005. Cattle ranchers' attitudes to conflicts with jaguars in the Pantanal of Brazil. *Oryx*, **39** (4): 1-7.
- Ziv, Y. 2000. On the scaling of habitat specificity with body size. *Ecology*, **81** (10): 2932-2938.

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)