

UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE DOUTORADO EM CIÊNCIAS
AMBIENTAIS

**Fragmentação de habitats e avaliação da viabilidade de populações de
mamíferos em Goiás**

Fábio Martins Vilar de Carvalho

Orientador: Prof. Dr. Paulo De Marco

Goiânia - GO

Março 2009

Livros Grátis

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

Milhares de livros grátis para download.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE DOUTORADO EM CIÊNCIAS
AMBIENTAIS

**Fragmentação de habitats e avaliação da viabilidade de populações de
mamíferos em Goiás**

Tese apresentada ao Programa de
Doutorado em Ciências Ambientais da
Universidade Federal de Goiás, como
parte dos requisitos para obtenção do
título de Doutor em Ciências
Ambientais.

Fábio Martins Vilar de Carvalho

Orientador: Prof. Dr. Paulo De Marco

Goiânia - GO
Março 2009

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

Carvalho, Fábio Martins Vilar de.
C133f Fragmentação de habitats e avaliação da viabilidade de populações de mamíferos em Goiás [manuscrito] / Fábio Martins Vilar de Carvalho. – 2009.
vii, 96 f. : il., figs., tabs.

Orientador: Prof. Dr. Paulo De Marco.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Goiás. Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação. Programa de Doutorado em Ciências Ambientais.

Bibliografia.

1. Cerrados – Goiás (Estado) 2. Diversidade biológica – Conservação 3. Estrutura da paisagem 4. Métricas de fragmentação I. De Marco, Paulo II. Universidade Federal de Goiás. Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação. Programa de Doutorado em Ciências Ambientais III. Título.

CDU: 574(213.54:817.3)

Agradecimentos

Aos professores José Alexandre Felizola Diniz-Filho e Luis Mauricio Bini pela oportunidade que me deram para fazer este Doutorado, pela boa convivência no laboratório e por todo o aprendizado que me proporcionaram.

Ao professor Paulo De Marco Júnior pela confiança, amizade e por todas as valiosas discussões. Sem dúvida, foi um grande incentivador e grande companheiro. Pena que torce pro Atlético-MG...

A todos os colegas do Laboratório de Ecologia Teórica e Síntese (LETS), e todos que passaram por aqui durante esse período, pela amizade e parceria. E, claro, pela grande ajuda e toda a paciência que tiveram com minhas dificuldades de me entender com alguns programas... Foi muito bom conhecer vocês!

A todos os meus amigos, novos e antigos, de Goiânia e do Rio, que sempre me deram força pra continuar em frente.

Ao professor Laerte Guimarães Ferreira e equipe do Laboratório de Processamento de Imagens e Geoprocessamento (LAPIG) pelas imagens usadas no primeiro capítulo.

Aos professores Laerte Guimarães Ferreira e Rogério Pereira Bastos, pela agradável convivência, e pela participação na banca examinadora do Exame de Qualificação e suas importantes contribuições a este trabalho.

À minha família, por todo apoio, compreensão, carinho e ajuda financeira em alguns momentos mais difíceis.

À Capes pela bolsa, e aos professores e colegas do Programa de Doutorado em Ciências Ambientais (CIAMB – UFG), pelo aprendizado e pelos bons momentos vividos durante estes quatro anos.

Resumo

A fragmentação de habitats e a conversão da terra para atividades agropecuárias são ameaças constantes para a conservação da biodiversidade do Cerrado. As paisagens dominadas por agricultura são mosaicos dinâmicos formados por diferentes tipos de uso do solo. As atividades humanas aceleram a taxa de desmatamento e potencializam os efeitos negativos sobre as comunidades naturais. Essas atividades levam as populações ao declínio e podem levar ao aumento da probabilidade de extinção. Populações pequenas estão mais sujeitas à extinção, devido a fatores estocásticos ambientais, demográficos e genéticos que atuam sobre elas. Entender como as propriedades desses mosaicos afetam a persistência das populações é uma necessidade urgente. Nesta tese, a estrutura da paisagem do Cerrado no Estado de Goiás foi quantificada com o uso de métricas de fragmentação, analisadas em nível de classe. O objetivo foi avaliar se o uso da terra para lavoura ou para pastagem gera padrões de fragmentação diferentes, resultando em pressões distintas sobre a biodiversidade do Cerrado e as consequências dessa fragmentação para espécies de mamíferos ameaçadas, com base nas estimativas de área de vida destas espécies. Em seguida, modelos de Análise de Viabilidade de Populações (PVA) foram aplicados a espécies de mamíferos para prever o risco de extinção nas paisagens fragmentadas. O objetivo foi testar a hipótese de que paisagens dominadas por vegetação natural, por pastagem ou por lavoura apresentam riscos de extinção diferentes para estes mamíferos e, assim, estabelecer uma ordem de riscos que possa ser utilizada em planos de manejo de fauna para o Cerrado. O estudo mostrou que paisagens dominadas por lavoura são mais fragmentadas do que paisagens dominadas por pastagem. As paisagens dominadas por lavoura também apresentaram um menor número de fragmentos capazes de manter populações de mamíferos ameaçados de extinção. Quando os modelos de PVA foram aplicados, as áreas de lavoura também apresentaram menor capacidade de manter populações viáveis de todas as espécies estudadas. Onça-pintada foi a espécie mais ameaçada, seguida de lobo-guará, tamanduá-bandeira e anta. As regiões com maior área de vegetação natural preservada estão localizadas no nordeste de Goiás, uma região de relevo acidentado e solos que não são propícios para a agricultura. Os resultados indicam que as atividades de lavoura produzem uma estrutura de paisagem que deve ser mais prejudicial para a conservação da biodiversidade no Cerrado do que o uso para pastagem. No entanto, é importante reforçar que mesmo nestas áreas de lavoura, a preservação dos fragmentos ainda existentes é essencial, especialmente pelo seu potencial na manutenção dos serviços de ecossistemas e interações ecológicas. Paisagens dominadas por pastagem devem ter maior potencial para conservação, por apresentarem fragmentos de habitat maiores. Medidas de conservação devem incluir a recuperação de áreas degradadas, a manutenção dos fragmentos remanescentes e o limite à expansão de novas áreas de agricultura sobre áreas naturais, além da restrição de caça e outros impactos humanos sobre as comunidades naturais.

Abstract

Habitat fragmentation and land conversion for agricultural activities are constant threats to biodiversity conservation in the Cerrado biome. Landscapes dominated by agricultural activities are dynamic mosaics, formed by different land uses. Human activities increase the rate of deforestation and are capable of intensify the negative effects on natural communities. These activities lead populations to decline e can lead to an increase of extinction probabilities. Small populations are more threatened to extinction, due environmental, demographic and genetic stochastic factors that operate on them. To understand how the properties of these mosaics affect population persistence is an urgent necessity. In this work, landscape structure of the Cerrado in the State of Goiás, Central Brazil, was quantified by the use of quantification metrics, analyzed at the class level. The objective was to assess if land use for cropland or for pasture generate different patterns of fragmentation, which can result in different pressures on the Cerrado biodiversity, and the consequences of these patterns for threatened mammal species, evaluated from estimates of their home ranges. Following this analysis, models of Population Viability Analysis (PVA) were applied to a set of mammal species, to predict extinction risk in that fragmented landscapes. The objective was to test the hypothesis that landscapes dominated by natural vegetation, by pasture or by croplands present different extinction risks for these mammals, and, thus, to establish a rank of risk, which can be used in management plans in the Cerrado. The study showed that landscapes dominated by croplands are more fragmented than landscapes dominated by pastures. These cropland-dominated landscapes also showed a small number of fragments able to maintain populations of threatened mammals. The PVA models also showed that cropland systems presented smaller capability to maintain viable populations of the species studied. Jaguar was the most threaten species, followed by maned wolf, giant anteater and tapir. Regions with more areas of natural vegetation are located in northeastern Goiás, an area with rough relief and soil unsuitable for agriculture. The results indicate that land use for croplands produces a landscape structure that can be more damaging for the conservation of biodiversity in the Cerrado than land use for pasture. However, it is important to highlight that even in these cropland areas, preservation of the remnant fragments is an essential issue, especially for their potential in the maintenance of ecosystem services and ecological interactions. Landscapes dominated by pastures should have more potential for conservation, because they present larger habitat fragments. Conservation actions should include the recovery of degraded areas, maintenance of remnant fragments, and the restriction to human actions, as such expansion of new areas of agriculture on natural areas, hunting and other impacts on natural communities.

Sumário

Resumo	v
Abstract	vi
Introdução Geral	8
Literatura citada	10
Capítulo 1 - O Cerrado em pedaços: Fragmentação de habitats como função do tipo de uso do solo em Goiás	11
Resumo	12
Abstract	13
Introdução	14
Materiais e Métodos	19
Informações ambientais	19
Ocorrência potencial dos mamíferos ameaçados de extinção	21
Análise dos dados	23
Resultados	28
Discussão	38
Fragmentação no Cerrado: causas das diferenças	38
Conseqüências da fragmentação para a conservação da biodiversidade em paisagens dominadas por atividades humanas	40
Conclusão	45
Literatura citada	46
Capítulo 2 - Potencial de conservação de fragmentos de Cerrado em Goiás a partir da Análise de Viabilidade de Populações de mamíferos	52
Resumo	53
Introdução	54
Métodos	60
Análise de Viabilidade de Populações	60
Análise Estatística	68
Resultados	69
Discussão	75
Considerações metodológicas: limites e domínio da abordagem utilizada	75
Conservação das espécies individuais	78
Áreas de conservação de mamíferos	82
Conclusão	85
Literatura citada	87
Considerações Finais	95

Introdução Geral

A fragmentação e a perda de habitats são as principais ameaças à biodiversidade e estão entre os principais fatores que contribuem para a atual crise de extinção global (Wilcox & Murphy 1985; Lindenmayer et al., 2000; Fahrig 2001). A fragmentação é um processo em escala de paisagem, que envolve dois componentes, ambos com efeitos sobre as populações naturais: perda de habitat e isolamento (Fahrig 2003). A fragmentação implica em quatro efeitos sobre os padrões do habitat, que servem de base para diversas medidas quantitativas de fragmentação: redução da quantidade de habitat; aumento do número de manchas; redução do tamanho das manchas; e aumento do isolamento entre as manchas (Fahrig 2003).

A fragmentação e a perda de habitats podem levar a uma redução do tamanho das populações que vivem nos fragmentos, aumentando a probabilidade de extinção, especialmente para espécies de grande porte (Wilcox & Murphy, 1985; Saunders et al., 1991; Fahrig & Merriam, 1994; Tilman et al., 1994; Brooks et al., 2002; O'Grady et al., 2004). Atividades humanas, como, por exemplo, o uso da terra para atividades agropecuárias, aceleram a destruição de habitats naturais e potencializam os efeitos negativos da perda de habitats sobre as populações, aumentando o risco de extinção.

O Cerrado é o segundo maior bioma brasileiro e é considerado um dos principais hotspots para conservação da biodiversidade no mundo (Myers et al., 2000), devido ao seu alto grau de endemismo e à grande pressão que sofre por causa de atividades antrópicas.

O objetivo geral da tese é analisar, em escala de paisagem, o padrão de fragmentação do Cerrado em Goiás, testando a hipótese de que paisagens dominadas por lavoura, por pastagem ou por cerrado (vegetação nativa) apresentam padrões diferentes, resultando em diferentes graus de ameaça para espécies de mamíferos que vivem nestas áreas. Os padrões de fragmentação foram calculados com o uso de métricas de

fragmentação, usando o software FRAGSTATS 3.3 (McGarigal & Marks, 1995). A ameaça de extinção das espécies foi estimada através da técnica de Análise de Viabilidade de Populações, usando o software VORTEX 9.72 (Miller & Lacy, 2005).

Esta tese está organizada em dois capítulos. O Capítulo 1 é uma análise do padrão de fragmentação do Cerrado em Goiás. O objetivo foi testar se o padrão de fragmentação observado nas paisagens de Goiás pode ser explicado pelo tipo de uso do solo predominante em cada paisagem e analisar as conseqüências dessa fragmentação para mamíferos do Cerrado ameaçados de extinção, baseado no tamanho máximo da área de vida dessas espécies. No Capítulo 2, foram aplicados modelos de Análise de Viabilidade de Populações para alguns mamíferos que ocorrem no Cerrado, comparando o risco de extinção e a probabilidade de sobrevivência dessas espécies nas diferentes paisagens de Goiás. O objetivo do segundo capítulo foi testar se paisagens dominadas por lavoura, por pastagem ou por cerrado apresentam diferentes riscos de extinção para os mamíferos.

Os resultados deste trabalho permitem relacionar o tipo de uso dominante em cada paisagem com grau de fragmentação e probabilidade de persistência das populações de mamíferos do Cerrado nos próximos 100 anos no estado de Goiás.

O primeiro capítulo é um artigo aceito para publicação no periódico *Biological Conservation*, cuja referência é:

Carvalho, F.M.V., De Marco, P. Ferreira, L.G., 2009. The Cerrado into-pieces: Habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of Central Brazil. *Biological Conservation*, 142 (7): 1392-1403.

Literatura citada

- Brooks, T.M., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B., Rylands, A.B., Konstant, W.R., Flick, P., Pilgrim, J., Oldfield, S., Magin, G., & Hilton-Taylor, C., 2002. Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. *Conservation Biology* 16, 909-923.
- Fahrig, L., 2001. How much habitat is enough?. *Biological Conservation* 100, 65-74.
- Fahrig, L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* 34, 487-515.
- Fahrig, L., Merriam, G., 1994. Conservation of fragmented populations. *Conservation Biology* 8, 50-59.
- Lindenmayer, D.B., Lacy, R.C., Pope, M.L., 2000. Testing a simulation model for population viability analysis. *Ecological Applications* 10, 580-597.
- McGarigal, K., Marks, B.J., 1995. FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep.
- Miller, P.S., Lacy, R.C., 2005. VORTEX: A Stochastic Simulation of the Extinction Process. Version 9.50 User's Manual Conservation Breeding Specialist Group (IUCN/SSC), Apple Valley.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B., Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853-858.
- O'Grady, J.J., Reed, D.H., Brook, B.W., Frankham, R., 2004. What are the best correlates of predicted extinction risk? *Biological Conservation* 118, 513-520.
- Saunders, D.A., Hobbs, R.J., Margules, C.R., 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5, 18-32.
- Tilman, D., May, R.M., Lehman, C.L., Nowak, M.A., 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371, 65-66.
- Wilcox, B.A., Murphy, D.D., 1985. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. *The American Naturalist* 125, 879-887.

Capítulo 1

O Cerrado em pedaços: Fragmentação de habitats como função do tipo de uso do solo em Goiás

Resumo

A fragmentação de habitats e a conversão da terra para atividades agropecuárias são ameaças constantes para a conservação da biodiversidade do Cerrado. Essas paisagens dominadas por agricultura tornam-se mosaicos dinâmicos formados por diferentes tipos de uso do solo. Assim, entender como as propriedades destes mosaicos afetam a persistência das espécies é uma necessidade urgente. Nesse estudo, a estrutura da paisagem do Cerrado no Estado de Goiás foi quantificada com o uso de métricas de fragmentação, analisadas em nível de classe. O objetivo deste trabalho foi avaliar se o uso da terra para lavoura ou para pastagens gera padrões de fragmentação diferentes, resultando em pressões distintas sobre a biodiversidade do Cerrado. O estudo mostrou que paisagens dominadas por lavoura são mais fragmentadas do que paisagens dominadas por pastagens. As paisagens dominadas por lavoura também apresentaram um menor número de fragmentos capazes de manter populações de mamíferos ameaçados de extinção. As regiões com maior área de vegetação natural preservada estão localizadas no nordeste de Goiás, uma região de relevo acidentado e solos que não são propícios para a agricultura. Os resultados sustentam a importância de preservar os fragmentos remanescentes mesmo nas áreas ocupadas por atividades agrícolas, principalmente pelo seu potencial na manutenção dos serviços de ecossistemas, e sugerem que paisagens dominadas por pastagens devem ter maior potencial para conservação, por apresentarem fragmentos de habitat maiores. Os resultados indicam também que as atividades de lavoura produzem uma estrutura de paisagem que deve ser mais prejudicial para a conservação da biodiversidade no Cerrado do que o uso para pastagens.

Palavras-chave: conservação; estrutura da paisagem; métricas de fragmentação

Abstract

Habitat fragmentation and land conversion by humans for agricultural purposes are constant threats to conservation of biodiversity in the Cerrado biome. These landscapes dominated by agriculture activities became dynamic mosaics, which are formed by different land uses. Thus, understanding how the properties of these mosaics affect species' persistence is one urgent necessity. In this study, the landscape structure of the Cerrado in Goiás State, Central Brazil, was quantified by the use of fragmentation indices, analysed at the class level. The objective of this study was to assess if land use for crop production or for pasture produces different fragmentation patterns, which can result in different pressures for the Cerrado biodiversity. The study showed that landscapes dominated by crops are more fragmented than landscapes dominated by pastures. These crop-dominated landscapes also presented a smaller number of fragments that could maintain populations of threatened mammal species in Cerrado. Regions with more preserved natural areas are in the northeast of Goiás, where there are rough relief and soil unsuitable for agriculture. Our results indicate that croplands generate a landscape structure more damaging for the conservation of biodiversity in the Cerrado biome. Otherwise, they support the importance to preserve natural remnants, even in areas occupied by agriculture, mainly due to its potential to maintain ecosystem services, and suggest that landscapes dominated by pastures should have more potential for conservation, since they showed larger fragments.

Keywords: biodiversity conservation; landscape structure; fragmentation indices.

Introdução

Paisagens dominadas por agricultura são mosaicos formados por diferentes tipos de uso do solo, juntamente com áreas urbanas, estradas, cursos d'água e manchas de vegetação natural (Bennett et al., 2006). Estes mosaicos oferecem uma variedade de habitats para espécies animais e vegetais, que podem estar restritas aos elementos naturais da paisagem ou serem capazes de utilizar as áreas alteradas pelas atividades humanas. Estas paisagens são unidades dinâmicas, com uma estrutura que muda continuamente, sofrendo perda de habitat e fragmentação, mas também a recuperação de áreas marginais. Os efeitos dessas alterações sobre as comunidades naturais parecem ser previsíveis, desde que tenhamos informação sobre a história de vida e a capacidade de dispersão do grupo estudado, além dos parâmetros que caracterizam espacialmente essas mudanças da paisagem (Burel et al., 2004).

A fragmentação de habitats é freqüentemente definida como um processo no qual uma extensão de habitat é transformada em um número de pequenas manchas com área total menor que o habitat original e isoladas umas das outras por uma matriz de habitat diferente do original. Esta definição abrange os efeitos da perda de habitat (quantidade de área remanescente) e da fragmentação por si (quantidade de habitat subdividido e isolamento), o que pode dificultar a interpretação dos seus efeitos sobre as comunidades naturais (Fahrig, 2003). Uma interpretação correta dos efeitos da fragmentação do habitat sobre a biodiversidade requer que os efeitos da perda de habitat e do isolamento sejam medidos independentemente. Não separar estes efeitos pode levar a uma série de problemas, como inconsistências nos efeitos observados e a impressão de que estes efeitos são difíceis de generalizar. Evidências sugerem que a perda de habitat tem grandes efeitos

negativos sobre a biodiversidade, enquanto o isolamento, tomado de forma independente da perda de habitat, tem efeitos mais fracos e estes podem ser negativos ou positivos (Fahrig, 2003).

Esta definição de fragmentação implica em quatro efeitos sobre os padrões do habitat, que formam a base da maior parte das medidas quantitativas de fragmentação: (a) redução da quantidade de habitat; (b) aumento do número de manchas; (c) redução do tamanho das manchas; e (d) aumento do isolamento das manchas (Fahrig, 2003). A fragmentação não é, no entanto, um processo aleatório, e ocorre preferencialmente em áreas onde atividades agrícolas têm maiores possibilidades de se tornarem atividades economicamente lucrativas (Baldi et al., 2006). É esperado que cada atividade econômica que compete por espaço com a vegetação nativa (incluindo diferentes atividades agrícolas, criação de gado, mineração e estabelecimentos urbanos) esteja sujeita a características ótimas de topografia e de paisagem para o seu desenvolvimento (Gautam et al., 2003; Grau et al., 2005; Baldi et al., 2006). Da mesma forma, estas atividades humanas demandam diferentes modificações na paisagem (por exemplo, diferentes necessidades para estradas, diferentes formas de estrutura espacial dos remanescentes de habitat), o que pode estar associado com diferentes padrões de fragmentação (Torbick et al., 2006).

Atualmente, existem evidências de que áreas já ocupadas por agricultura podem ser importantes para a conservação de muitos elementos da biodiversidade (Potts et al., 2006; Vandermeer & Perfecto, 2007). Áreas ocupadas por agricultura podem ter uma estrutura vegetacional que permite maior permeabilidade da matriz entre os fragmentos (Cullen et al., 2005; Vandermeer & Perfecto, 2007); dessa forma, o movimento de indivíduos pode ser mantido em algum nível, contribuindo para os processos de recolonização e manutenção da diversidade genética, e evitando extinções regionais. Uma abordagem da ecologia de paisagem considera o conjunto desses elementos como uma

estrutura heterogênea e espacialmente complexa, formada por diferentes tipos de manchas e onde a matriz contém diferentes tipos de habitats, mais ou menos favoráveis para as espécies do habitat natural considerado (Metzger, 1999). Portanto, a matriz não deve ser vista simplesmente como um habitat hostil, mas sim como uma área capaz de permitir movimentos das espécies e assim, permitir a conservação da biodiversidade mesmo em áreas onde a maior parte do habitat natural já foi convertida (Vandermeer & Perfecto, 2007). Ao contrário, uma visão decorrente do modelo de biogeografia de ilhas vê a paisagem como um conjunto de fragmentos de vegetação nativa isolados por uma matriz homogênea formada por um habitat inóspito. Neste caso, a paisagem é vista como uma estrutura binária, na qual os fragmentos estão inseridos numa matriz neutra. Esses dois pontos de vista influenciaram o desenvolvimento de várias métricas de paisagem e têm importantes implicações para a escolha e interpretação das métricas (Metzger, 1999).

Neste estudo, está sendo considerado que a fragmentação de habitats, mais especificamente área e isolamento, pode ser usada como substituto da probabilidade de persistência de muitas espécies ameaçadas de extinção. Diversos estudos têm demonstrado que o tamanho da população é um dos preditores mais eficientes do risco de extinção (O'Grady et al., 2004; Fagan & Holmes, 2006), especialmente para espécies grandes (Cardillo et al., 2005). Isso sugere que a área disponível para colonização pode ser um bom preditor da persistência da espécie, uma vez que áreas grandes e conectadas provavelmente podem conter populações maiores. É assumido que a probabilidade de persistência é uma função da abundância máxima que um fragmento pode conter e que isto varia entre as espécies, devido a características bionômicas, como especialização do habitat ou da dieta e tamanho corporal (Damuth, 1981; Promislow & Harvey, 1990; Kelt & Van Vuren, 1999; Jetz et al., 2004; Fernandez & Vrba, 2005). Em mamíferos, especialmente aqueles com comportamento territorial, uma estimativa dessa abundância máxima pode ser feita usando

a área de vida de um indivíduo ou de um grupo de indivíduos (no caso de espécies sociais) para uma espécie focal e usar essa estimativa para propósitos de conservação (Kirk & Bathe, 1994; MacDonald & Rushton, 2003; Jetz et al., 2004). Assim, a distribuição das áreas dos fragmentos pode ser um substituto útil para a probabilidade de persistência em uma paisagem. Considerando a falta de informação para muitas espécies ameaçadas, especialmente nos trópicos (Nelson et al., 1990; Kuper et al., 2006; Tobler et al., 2007), o padrão de fragmentação é um substituto eficiente para a persistência das espécies, e pode ser usado com sucesso para avaliar diferenças nas estratégias de uso da terra em respeito à conservação da biodiversidade.

O bioma Cerrado localiza-se na região central do Brasil e ocupa uma área de cerca de 2 milhões de km², correspondente a cerca de 25% do território brasileiro (IBGE, 2004). É o segundo maior bioma do país em extensão territorial, ficando atrás apenas da Amazônia, e faz limites com todos os principais biomas brasileiros: Amazônia, Caatinga, Mata Atlântica e Pantanal. O Cerrado é formado por diferentes fisionomias vegetais, desde formações savânicas, como o campo limpo (vegetação formada apenas por estrato herbáceo) até formas florestais, como o cerradão (estrato arbóreo desenvolvido, com dossel mais ou menos fechado, estrato arbustivo e um estrato herbáceo mais ou menos ralo) e matas de galeria (Eiten, 1982; Redford & Fonseca, 1986). O Cerrado tem uma alta riqueza de espécies e alto grau de endemismo de plantas e vertebrados (Myers et al., 2000; Colli et al., 2002; Klink & Machado, 2005). Desde a década de 1960, o bioma vem sofrendo com um rápido processo de desmatamento, especialmente para plantação de soja e milho e pecuária extensiva (Klink & Moreira, 2002; Klink & Machado, 2005), além de uma iminente expansão do cultivo de cana-de-açúcar. Atualmente, 39,5% da área total do Cerrado está sob algum tipo de uso da terra (Sano et al., 2008), embora Machado et al. (2004) considerem um cenário pior, com cerca de 55% do Cerrado convertidos em uso

antrópico. Esta diferença provavelmente está relacionada a divergências na identificação de pastagens nativas em áreas naturais ou alteradas. Além disso, apenas cerca de 2% está em áreas protegidas (Klink & Machado, 2005). Devido ao seu alto grau de endemismo e forte pressão antrópica, o Cerrado é considerado um dos principais hotspots mundiais para conservação da biodiversidade (Myers et al., 2000).

Diante da rápida taxa de mudança que vem ocorrendo em muitas regiões, através do desenvolvimento da agricultura e crescimento da população humana (Tilman et al., 2001), é urgente entender como as propriedades do mosaico de uso da terra influenciam a persistência das populações animais e vegetais e a manutenção dos processos ecológicos. Uma análise recente de áreas do Cerrado no Mato Grosso e na Bahia mostrou uma relação entre inclinação, uso da terra e dinâmica da vegetação com o padrão de fragmentação (Brannstrom et al., 2008). No entanto, a área central do Cerrado, em Goiás, não foi analisada. Dessa forma, é fundamental entender como as relações entre as atividades humanas e os parâmetros que descrevem a fragmentação do habitat são relacionadas com a conservação da biodiversidade.

O objetivo deste estudo foi analisar a estrutura da paisagem em Goiás, o único estado brasileiro com território inteiramente localizado dentro do bioma Cerrado, testando se paisagens dominadas por pastagem ou por lavoura geram diferentes padrões de fragmentação, e como estes padrões podem ser previstos a partir de outras variáveis ambientais. Adicionalmente, o potencial para conservação dos fragmentos de Cerrado foi enfatizado avaliando-se o potencial de ocorrência de algumas espécies ameaçadas de mamíferos, baseado no pressuposto de que a densidade esperada destas espécies nos fragmentos está relacionada com o tamanho de suas áreas de vida. Foram comparadas a ocorrência potencial da onça-pintada (*Panthera onca*), gato-palheiro (*Leopardus colocolo*), cachorro-do-mato-vinagre (*Speothos venaticus*), tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga*

tridactyla), tatu-canastra (*Priodontes maximus*) e lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*) em relação aos padrões de uso da terra, pretendendo determinar como pressões para conversão do Cerrado podem afetar estas espécies. Todas as espécies analisadas aqui são consideradas ameaçadas de extinção, baseado nos critérios da IUCN (União Internacional para Conservação da Natureza) e constam da lista brasileira de fauna ameaçada (IBAMA, 2003).

Materiais e Métodos

Informações ambientais

Os dados de inclinação do terreno foram obtidos do modelo digital global de elevação Hydro-1K (<http://edc.usgs.gov/products/elevation/gtopo30/hydro/index.html>), processados na resolução de 0,041 graus decimais. Informações sobre a cobertura da terra, com relação à distribuição de categorias de Cerrado nativas e convertidas, foram baseadas na interpretação de imagens do satélite Landsat ETM+ de 2001 e 2002 (Sano et al., 2008). As imagens utilizadas foram interpretadas por Sano et al. (2008) através de uma estratégia semi-automática, isto é, cada sub-cena de 1° x 1,5° foi segmentada (dividida em grupos de pixels adjacentes e espectralmente uniformes). Os polígonos gerados foram então convertidos em um formato shapefile e interpretados visualmente na tela do computador por sobreposição com os compostos RGB ETM+ correspondentes das bandas 3, 4 e 5. As seguintes classes de cobertura foram consideradas neste estudo: vegetação natural – campo, vegetação arbustiva, vegetação florestal e crescimento secundário (capoeira); classes antrópicas – lavoura, pastagens, reflorestamentos, áreas urbanas e mineração. A

acurácia geral, analisada em termos de duas classes – vegetação natural *versus* cobertura não-Cerrado – foi de cerca de 90%.

É importante enfatizar que as imagens usadas para o mapeamento das classes de cobertura da terra foram selecionadas baseadas na qualidade radiométrica e ausência de cobertura de nuvens (menos de 10%). Assim, a maioria das imagens foi dos meses da estação seca de 2002 (Sano et al., 2007; Sano et al., 2008). Devido à cobertura parcial de nuvens, algumas cenas precisaram ser substituídas por imagens de 2001. Quando isso aconteceu, as cenas selecionadas também foram da estação seca. Dessa forma, a sazonalidade e fenologia do Cerrado não tiveram um impacto significativo na discriminação das classes de cobertura da terra.

O mapeamento da cobertura da terra de Goiás (Figura 1) foi um trabalho realizado dentro do projeto “Identificação de Áreas Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade no Estado de Goiás”. Este mapeamento consistiu na interpretação de 23 cenas do Landsat, trabalho de campo e dados auxiliares (por exemplo, mapas do Radambrasil, censo agropecuário e características do terreno). Avaliações sistemáticas do desmatamento do Cerrado, baseadas em imagens de resolução moderada, indicam que cerca de 1105 km² de novas conversões aconteceram em Goiás de 2003 a 2007, menos de 0,9% do total de vegetação remanescente do Estado; isto é, pode-se assumir que atualmente os padrões de distribuição espacial detectados com as imagens Landsat de 2002 são basicamente os mesmos.

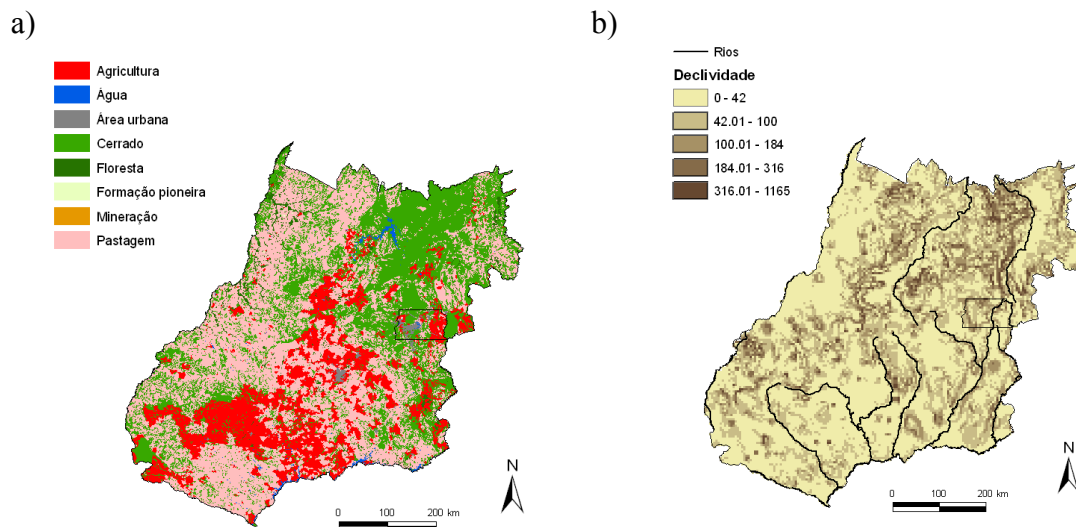


Figura. 1. Mapas de Goiás: (a) uso da terra; (b) Inclinação (porcentagem de elevação) e rios. A porcentagem de elevação é uma medida da inclinação, igual a 100 quando a inclinação é igual a 45° e à medida que o ângulo de inclinação se aproxima de 90°, a porcentagem de elevação aumenta sem limite. Valores mais altos de porcentagem de elevação indicam um terreno mais inclinado.

Ocorrência potencial dos mamíferos ameaçados de extinção

Para esta análise, foi assumido que a área é um dos fatores mais importantes na determinação do tamanho da população de mamíferos nos fragmentos. A qualidade do habitat também deve ser um fator importante (Laidlaw, 2000), mas foi assumido que áreas maiores apresentam, em geral, maior área de habitat não perturbado, devido ao menor efeito de borda (Dijak & Thompson, 2000; Parks et al., 2002; Pardini et al., 2005). Seguindo esse pressuposto, pode-se então considerar que muitos fragmentos têm uma área que não tem a capacidade de manter um número mínimo de indivíduos, especialmente quando se trata de grandes mamíferos, que requerem áreas maiores para manter um território. O limite mínimo de área, obviamente, é diferente entre as espécies, mas é

esperado que seja bem correlacionado com as estimativas de área de vida dos indivíduos ou grupos (para espécies sociais).

A área mínima para manter 10 áreas de vida não sobrepostas foi usada como um modelo substituto para a ocorrência potencial nos fragmentos das espécies de mamíferos selecionadas. Fragmentos menores do que essa área foram considerados inviáveis para a persistência das espécies. A intenção aqui não é apresentar uma estimativa precisa de viabilidade, mas o uso das áreas de vida como um modelo substituto para a presença dessas espécies pode ser considerado um método simples para avaliar o potencial de conservação de um fragmento. Assim, este modelo pode ser usado mesmo para espécies com pouca informação sobre história de vida, que impede o seu uso em modelos de viabilidade mais detalhados.

Foram selecionadas seis espécies de mamíferos terrestres presentes na lista brasileira de fauna ameaçada (IBAMA, 2003) que ocorrem no Cerrado (Tabela 1). Foram excluídos os roedores, para os quais há informações muito limitadas sobre área de vida. As estimativas das áreas de vida das espécies selecionadas e suas fontes estão na Tabela 1. Em todos os casos, foram usadas as estimativas de áreas de vida máximas disponíveis, como um procedimento conservador.

Tabela 1. Tamanhos das áreas de vida das espécies de mamíferos ameaçadas selecionadas para o uso no modelo de ocorrência no Cerrado.

Espécies	Área de vida máxima (ha)	Fonte
Onça-pintada (<i>Panthera onca</i>)	110.100	Silveira (2004)
Gato-palheiro (<i>Leopardus colocolo</i>)	2.770	Oliveira et al.(2008)
Cachorro-do-mato-vinagre (<i>Speothos venaticus</i>)	10.000	DeMatteo & Loiselle (2008)
Tamanduá-bandeira (<i>Myrmecophaga tridactyla</i>)	4.276	Miranda (2004)
Tatu-canastra (<i>Priodontes maximus</i>)	1.005	Silveira et al. (2009)
Lobo-guará (<i>Chrysocyon brachyurus</i>)	11.500	Cheida et al. (2006)

Análise dos dados

Sobre o mapa de uso do solo de Goiás foram recortadas paisagens de 0,5° de latitude x 0,5° de longitude, que foram a unidade básica de análise. As unidades de paisagem mais frequentes (pastagem, lavoura ou cerrado) que apresentaram uma proporção duas vezes maior do que outras unidades foram consideradas como dominantes em cada célula. Nos casos em que este critério não foi alcançado, a célula foi classificada em categorias intermediárias, de acordo com a unidade de paisagem mais frequente: cerrado-pastagem (c-p), cerrado-lavoura (c-l), lavoura-pastagem (l-p) e cerrado-pastagem-lavoura (c-l-p). A estrutura da paisagem pode ser quantificada pelo uso de métricas de fragmentação, que descrevem a estrutura e os padrões da paisagem (McGarigal & Marks, 1995; Riitters et al., 1995; Metzger, 2003). Para cada célula, foram calculadas métricas de

fragmentação, utilizando o software FRAGSTATS 3.3 (McGarigal & Marks, 1995). Foram selecionadas métricas comumente utilizadas para quantificar a estrutura da paisagem (Gustafson, 1998; Metzger, 2003). Estas métricas podem ser estruturais, quando medem a configuração espacial da paisagem sem uma referência explícita a algum processo ecológico, ou funcionais, quando consideram padrões da paisagem funcionalmente relevantes para o organismo ou processo de interesse. As métricas podem ser definidas em três níveis de análise: mancha, classe e paisagem (McGarigal & Marks, 1995). Neste estudo, foram usadas métricas estruturais, analisadas em nível de classe. As métricas de classe estão associadas a todas as manchas de um determinado tipo de habitat (classe) presentes na paisagem e medem a quantidade e a configuração espacial de cada tipo de mancha, fornecendo uma medida de fragmentação.

A Tabela 2 mostra as abreviaturas usadas nas fórmulas das métricas usadas neste estudo e os índices estão descritos na Tabela 3. A escolha das métricas deve levar em conta que algumas delas podem ser altamente correlacionadas (McGarigal & Marks, 1995; Hargis et al., 1998), de modo que seu uso pode produzir resultados redundantes. Portanto, o uso de algumas métricas independentes pode ser mais apropriado e suficiente para identificar os padrões da paisagem (Riitters et al., 1995).

A relação entre as métricas e o tipo de ambiente dominante em cada paisagem foi testada através de análise de variância (ANOVA), de acordo com Zar (1999). Em caso de diferença significativa, foi usado o teste de Tukey a posteriori para verificar onde estavam as diferenças observadas. A dependência estatística das métricas de fragmentação em cada tipo de cobertura da terra com a proporção de habitat remanescente, sob uma perspectiva de perda de habitat/fragmentação de habitats (Andrén, 1994), foi testada usando análises de regressão linear, de acordo com Zar (1999).

Tabela 2. Variáveis e abreviaturas utilizadas para as métricas de fragmentação da paisagem utilizadas neste estudo.

Variáveis	Significado
a_{ij}	Área (m^2) da mancha ij . i se refere ao tipo de mancha (classe) e j , ao número de manchas na paisagem.
A	Área total da paisagem (m^2).
n_i	Número de manchas do tipo de habitat (classe) i na paisagem.
e_{ik}	Comprimento total de borda (m) na paisagem entre os tipos de manchas i e k .
h_{ijr}	Distância entre a célula ijr (localizada dentro da mancha ij) e o centróide da mancha ij , baseado na distância de centro a centro da célula.
Z	Número de células na mancha ij .
h_{ij}	Distância (m) da mancha ij até a mancha mais próxima do mesmo tipo de habitat, baseada na distância borda a borda e calculada do centro a centro da célula.
p_{ij}	É o perímetro da mancha ij , medido em número de superfícies de células.
x_{ij}	Representa a métrica que está sendo calculada nas fórmulas da média, média ponderada pela área, desvio padrão e coeficiente de variação.

Tabela 3. Métricas de fragmentação utilizadas neste estudo.

Índice	Como calcular	Significado
Número de manchas (NP)	$NP = n_i$	É o número de manchas (fragmentos) do tipo mesmo tipo de habitat.
Porcentagem da paisagem (PLAND)	$PLAND = P_i = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{A} (100)$	É a soma das áreas (m^2) de todas as manchas do mesmo tipo de habitat, dividida pela área total da paisagem (m^2), multiplicada por 100 para converter em porcentagem.
Densidade de borda (ED)	$ED = \frac{\sum_{k=1}^m e_{ik}}{A} (10.000)$	É a soma de todos os comprimentos (m) de borda que envolvem as manchas do tipo de habitat considerado, dividida pela área total da paisagem (m^2), multiplicado por 10.000 para converter para hectares.
Coefficiente de variação da área da mancha (AREA_CV)	$AREA = a_{ij} \left(\frac{1}{10\,000} \right), CV = \frac{SD}{MN} (100)$	AREA é a área da mancha (m^2), dividida por 10 000 para converter para hectares. CV é o coeficiente de variação.
Média do índice de forma ponderada pela área (SHAPE_AM)	$SHAPE = \frac{p_{ij}}{\min p_{ij}}, AM = \sum_{j=1}^n \left[x_{ij} \left(\frac{a_{ij}}{\sum_{j=1}^n a_{ij}} \right) \right]$	É a média do índice de forma ponderada pela área.

Tabela 3. (continuação). Métricas de fragmentação utilizadas neste estudo.

Desvio padrão do índice de forma (SHAPE_SD)

$$\text{SHAPE} = \frac{p_{ij}}{\min p_{ij}}, \text{SD} = \sqrt{\frac{\sum_{j=1}^n \left[x_{ij} - \left(\frac{\sum_{j=1}^n x_{ij}}{n_i} \right) \right]^2}{n_i}}$$

É o desvio padrão do índice de forma. Representa uma medida da variação das formas das manchas na paisagem, em relação a uma forma média.

Média do raio de giro ponderada pela área (GYRATE_AM)

$$\sum_{r=1}^z \frac{h_{ijr}}{z}, \text{AM} = \sum_{j=1}^n \left[x_{ij} \left(\frac{a_{ij}}{\sum_{j=1}^n a_{ij}} \right) \right]$$

O raio de giro é a distância média (m) entre cada célula da mancha e o centróide da mancha. Valores maiores indicam manchas maiores. Representa uma medida de conectividade da paisagem. A média ponderada pela área é a soma dos valores do raio de giro de todas as manchas do mesmo tipo de habitat, multiplicada pela abundância proporcional da mancha (i.e., área da mancha (m²) dividida pela soma das áreas das manchas).

Distância média ao vizinho mais próximo (ENN_MN)

$$\text{ENN} = h_{ij}, \text{MN} = \frac{\sum_{j=1}^n x_{ij}}{n_i}$$

É a distância (m) à mancha do mesmo tipo de habitat mais próxima, baseada na distância borda-a-borda. A média é a soma dos valores da distância entre todas as manchas do mesmo tipo de habitat dividida pelo número de manchas deste tipo.

Resultados

As paisagens dominadas por vegetação natural estão localizadas principalmente no nordeste de Goiás, em áreas que possuem relevo mais acidentado e maior inclinação do terreno. Paisagens dominadas por lavoura estão concentradas no sul e sudoeste do Estado (Figura 2). Paisagens dominadas por pasto estão mais espalhadas por quase toda a área central e oeste de Goiás, particularmente na bacia do Araguaia em direção ao limite da Amazônia Legal (Figura 2).

Analisando as métricas em nível de classe, o número de manchas (NP) foi maior nas paisagens dominadas por lavoura do que naquelas dominadas por pasto, e essas diferenças não são explicadas pelo acaso (Figura 3a). Este índice também foi maior nas áreas dominadas pelo mosaico lavoura-pastagem do que nas dominadas por cerrado. Quanto ao índice de porcentagem de paisagem (PLAND), áreas de pasto apresentaram valores maiores do que áreas dominadas por lavoura (Figura 3b). Como esperado, paisagens dominadas por cerrado apresentaram maiores valores para porcentagem de paisagem (Figura 3b) e valores menores para densidade de borda (ED). Diferença significativa foi observada em ED apenas entre cerrado e pastagem (Figura 3c). Não houve diferença significativa para o coeficiente de variação do tamanho da mancha (AREA_CV) entre nenhuma das paisagens (Figura 3d). Os índices de forma, SHAPE_AM e SHAPE_SD, foram significativamente maiores nas áreas de pastagem do que nas áreas de lavoura (Figura 4a, b), indicando que os fragmentos nas paisagens de pastagem são mais irregulares que os fragmentos nas paisagens de lavoura. O índice de forma corrige o problema da dependência do tamanho da mancha (que existe na razão perímetro-área) e, por isso, é uma medida de forma mais simples e uma das mais usadas. A média do raio de giro ponderada pela área (GYRATE_AM) foi maior nas

paisagens dominadas por cerrado, e também foi maior nas áreas de pasto, em comparação com as áreas de lavoura (Figura 4c). A distância média ao vizinho mais próximo (ENN_MN) não apresentou diferenças significativas entre nenhuma das paisagens (Figura 4d).

Paisagens com vegetação remanescente variaram de acordo com a inclinação do terreno (Figura 5a). A relação positiva entre essas variáveis não pode ser explicada somente pelo acaso ($R^2 = 0,182$; $p < 0,001$). A média de inclinação das áreas dominadas por vegetação natural foi maior e estatisticamente diferente da média das áreas dominadas por pasto e lavoura (inferência por intervalo de confiança, Figura 5b). Esta média também foi maior nas paisagens dominadas por pastagem quando comparadas às dominadas por lavoura (Figura 5b). Estes resultados mostram que as áreas mais preservadas tendem a estar associadas com regiões mais inclinadas, enquanto as áreas dominadas por lavoura estão localizadas principalmente em regiões mais planas.

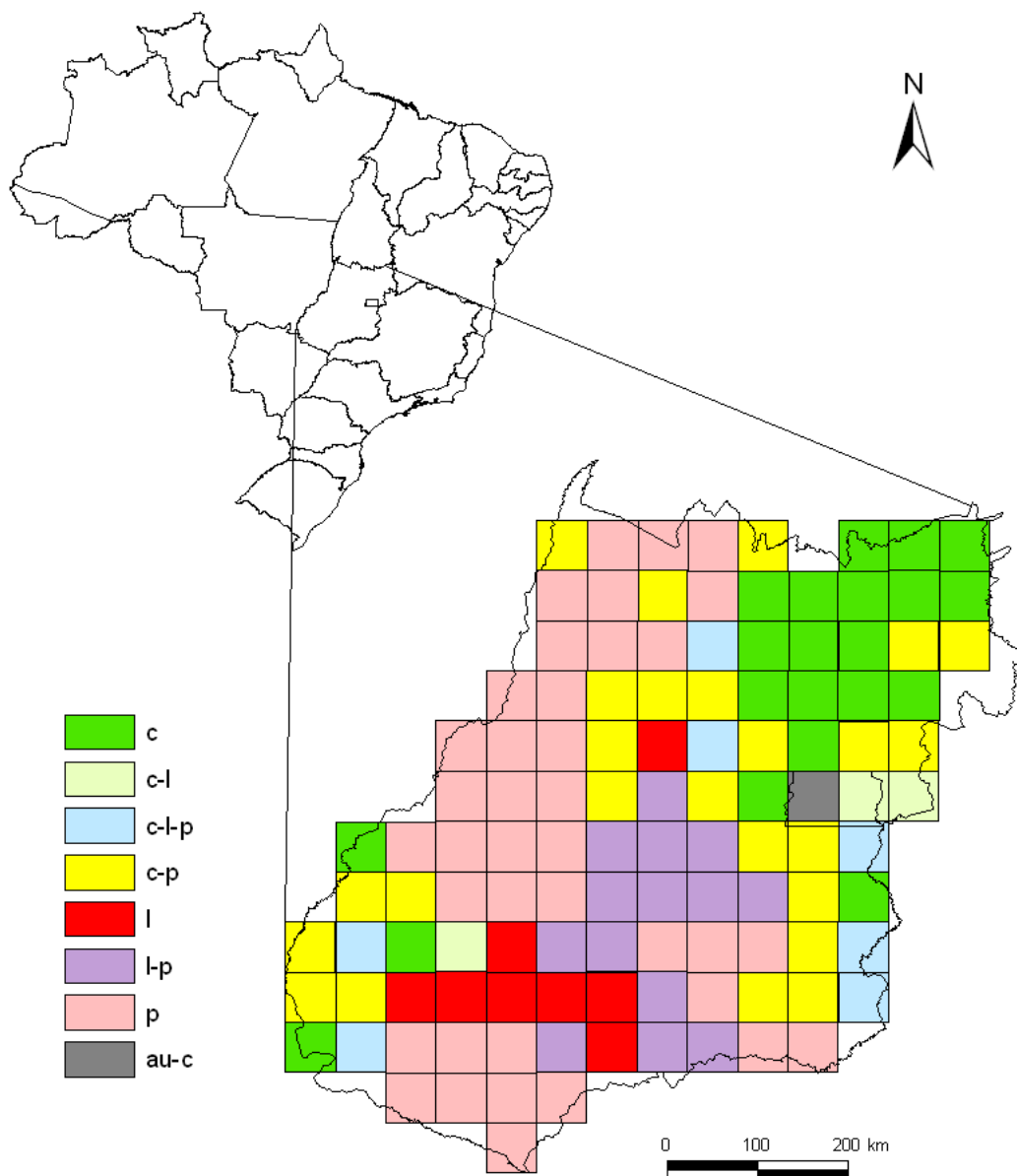


Figura 2. Grade do Estado de Goiás, com a divisão em células de 0,5° de latitude x 0,5° de longitude, classificada de acordo com o ambiente dominante: c: cerrado; c-l: cerrado-lavoura; c-l-p: cerrado-lavoura-pastagem; c-p: cerrado- pastagem; l: lavoura; l-p: lavoura-pastagem; p: pastagem; au-c: área urbana-cerrado.

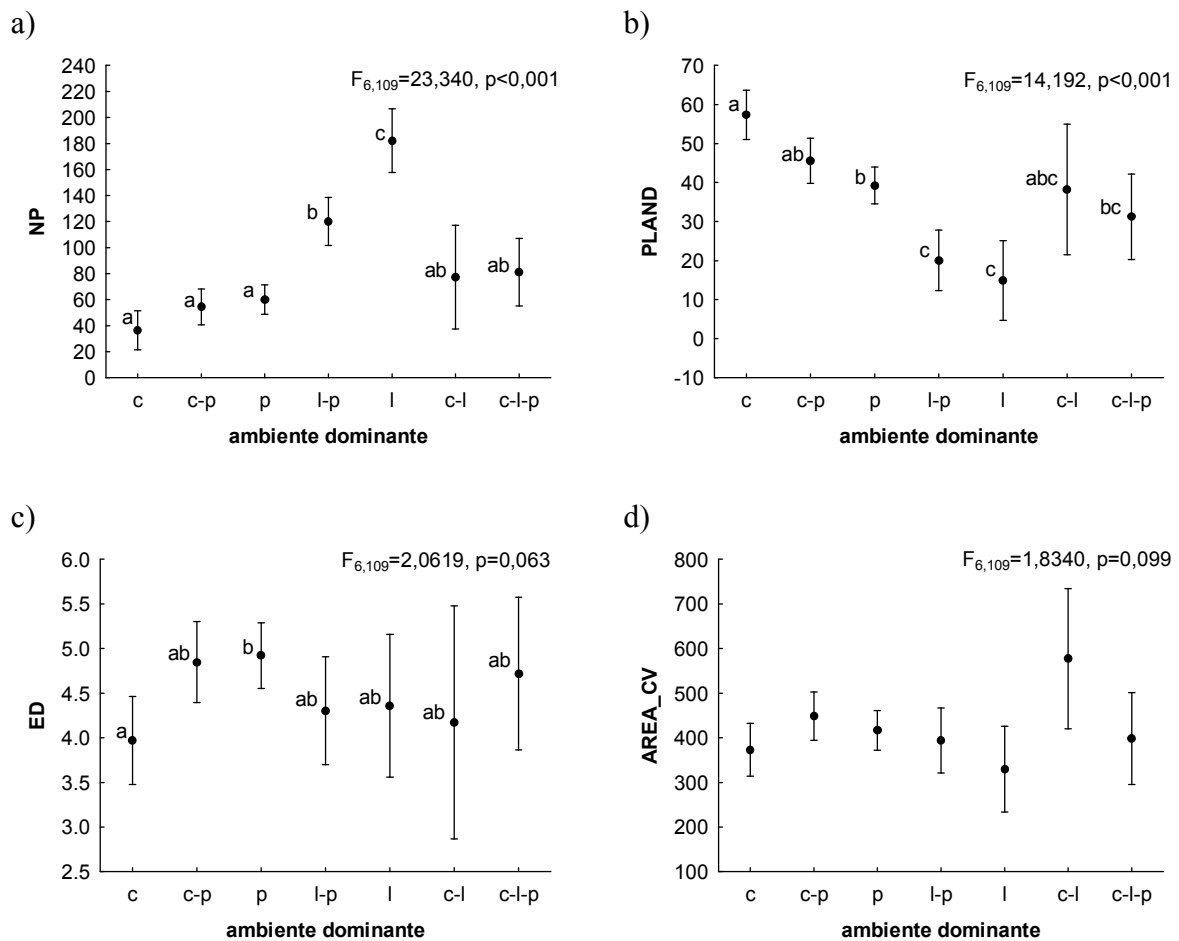


Figura 3. Métricas de fragmentação ao nível de classe para área, densidade e borda. (a) NP, número de manchas; (b) PLAND, porcentagem de paisagem; (c) ED, densidade de borda; (d) AREA_CV, coeficiente de variação da área da mancha. Letras diferentes ao lado das barras representam valores estatisticamente diferentes; letras iguais representam valores estatisticamente iguais no teste *a posteriori* de Tukey. Ambiente dominante: c, cerrado; c-p, cerrado-pastagem; p, pastagem; l-p, lavoura-pastagem; l, lavoura; c-l, cerrado-lavoura; c-l-p, cerrado- lavoura-pastagem.

A análise das métricas de paisagem com respeito à quantidade de habitat remanescente permite esclarecer as inter-relações entre perda de habitat e fragmentação em cada tipo de cobertura da terra. Há uma distinção clara entre a fragmentação nas paisagens de lavoura e as outras unidades de cobertura da terra (Figura 6). Todas as paisagens, exceto os mosaicos de lavoura e pastagem apresentaram relação negativa

significativa entre NP e proporção de vegetação natural remanescente. No entanto, lavouras apresentaram o maior efeito, com um aumento de cerca de cinco fragmentos para a perda de cada 1% de habitat, reforçando a conclusão de seu maior nível de fragmentação. Paisagens de lavoura também apresentaram valores menores de vegetação natural remanescente.

Os resultados de densidade de borda também reforçam a idéia de inter-relação entre perda de habitat e fragmentação, mas mostraram uma relação mais complexa entre as categorias de uso da terra. Nos casos que incluíram lavoura (lavoura e mosaico lavoura-pastagem) foi observada uma forte relação positiva entre densidade de borda e total de habitat remanescente. Uma relação positiva também foi observada para pastagem (Figura 7). A relação geral dessas variáveis, independente das categorias de cobertura da terra, parece ser principalmente não-linear, com relações positivas ocorrendo para valores baixos de habitat remanescente e relações negativas ou ausência de relação para valores maiores de habitat preservado.

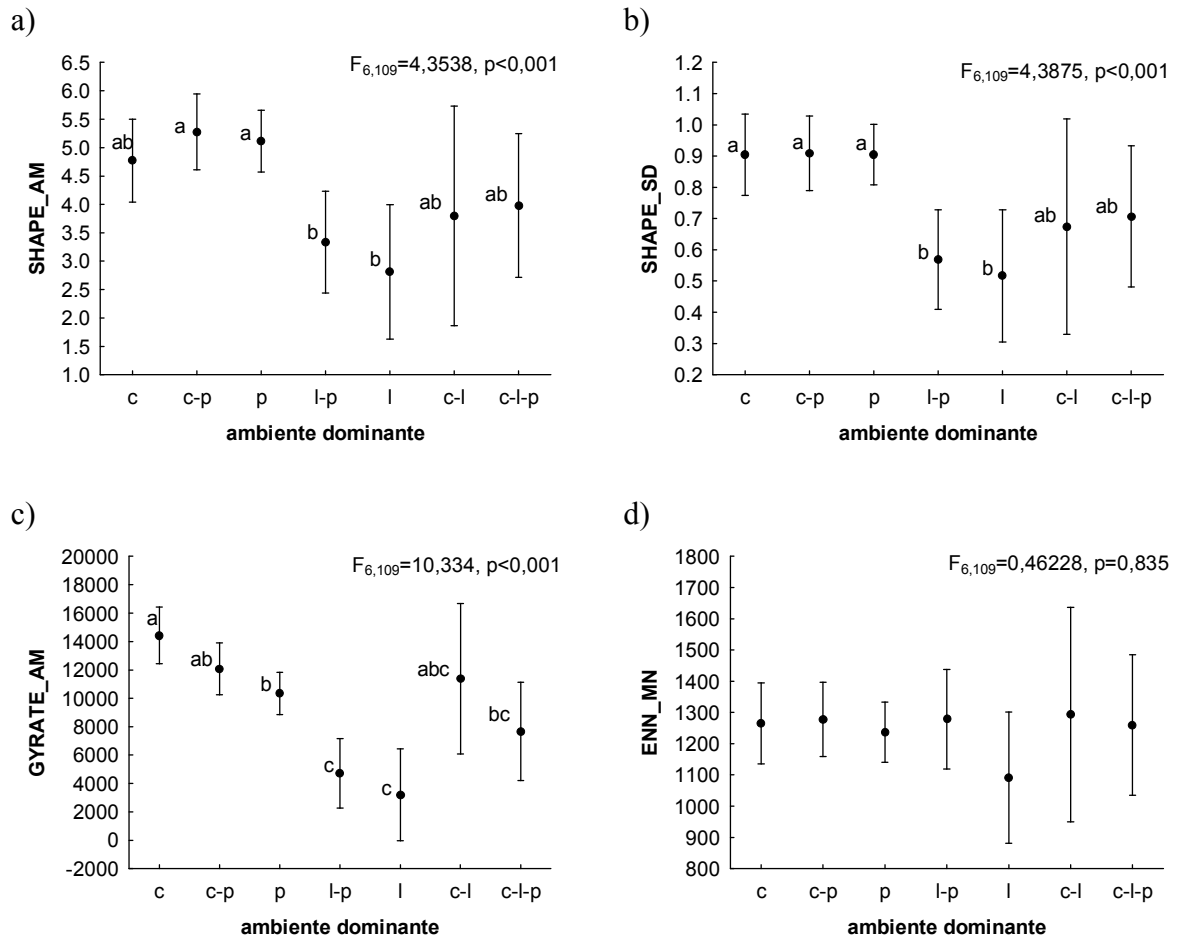


Figura 4. Métricas de fragmentação ao nível de classe para forma, conectividade e isolamento. (a) SHAPE_AM, média do índice de forma ponderada pela área; (b) SHAPE_SD, desvio padrão do índice de forma; (c) GYRATE_AM, média do raio de giro ponderada pela área; (d) ENN_MN, distância média ao vizinho mais próximo. Letras diferentes ao lado das barras representam valores estatisticamente diferentes; letras iguais representam valores estatisticamente iguais no teste *a posteriori* de Tukey. Ambiente dominante: c, cerrado; c-p, cerrado-pastagem; p, pastagem; l-p, lavoura-pastagem; l, lavoura; c-l, cerrado-lavoura; c-l-p, cerrado-lavoura-pastagem.

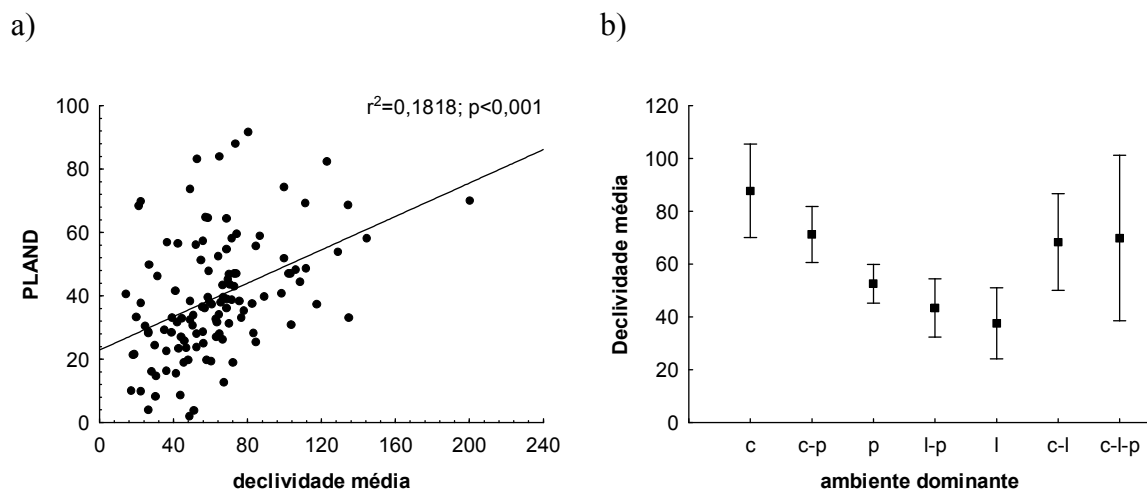


Figura 5. Relação entre (a) declividade média e porcentagem de remanescentes naturais de Cerrado em Goiás e (b) entre declividade média com tipo de cobertura e uso da terra em Goiás.

A análise das relações entre os tamanhos dos fragmentos em cada paisagem e os tamanhos das áreas de vida dos mamíferos mostrou que paisagens dominadas por cerrado e paisagens classificadas em alguma das categorias intermediárias que incluem cerrado apresentaram o maior potencial de conservação para as espécies selecionadas. Paisagens dominadas por lavoura têm menos fragmentos com capacidade de manter essas espécies (Figura 8). *S. venaticus*, *P. onca* e *C. brachyurus* são as espécies com maior área de vida, e fragmentos com área 10 vezes maior do que as áreas de vida destas espécies foram observados somente em paisagens dominadas por cerrado e por pastagem. Para *L. colocolo*, *M. tridactyla* e *P. maximus*, paisagens com categorias intermediárias que incluem lavoura e cerrado (c-l e c-l-p) apresentaram mais fragmentos com essa capacidade do que as outras categorias, mesmo quando comparadas com paisagens dominadas por cerrado (Figura 8).

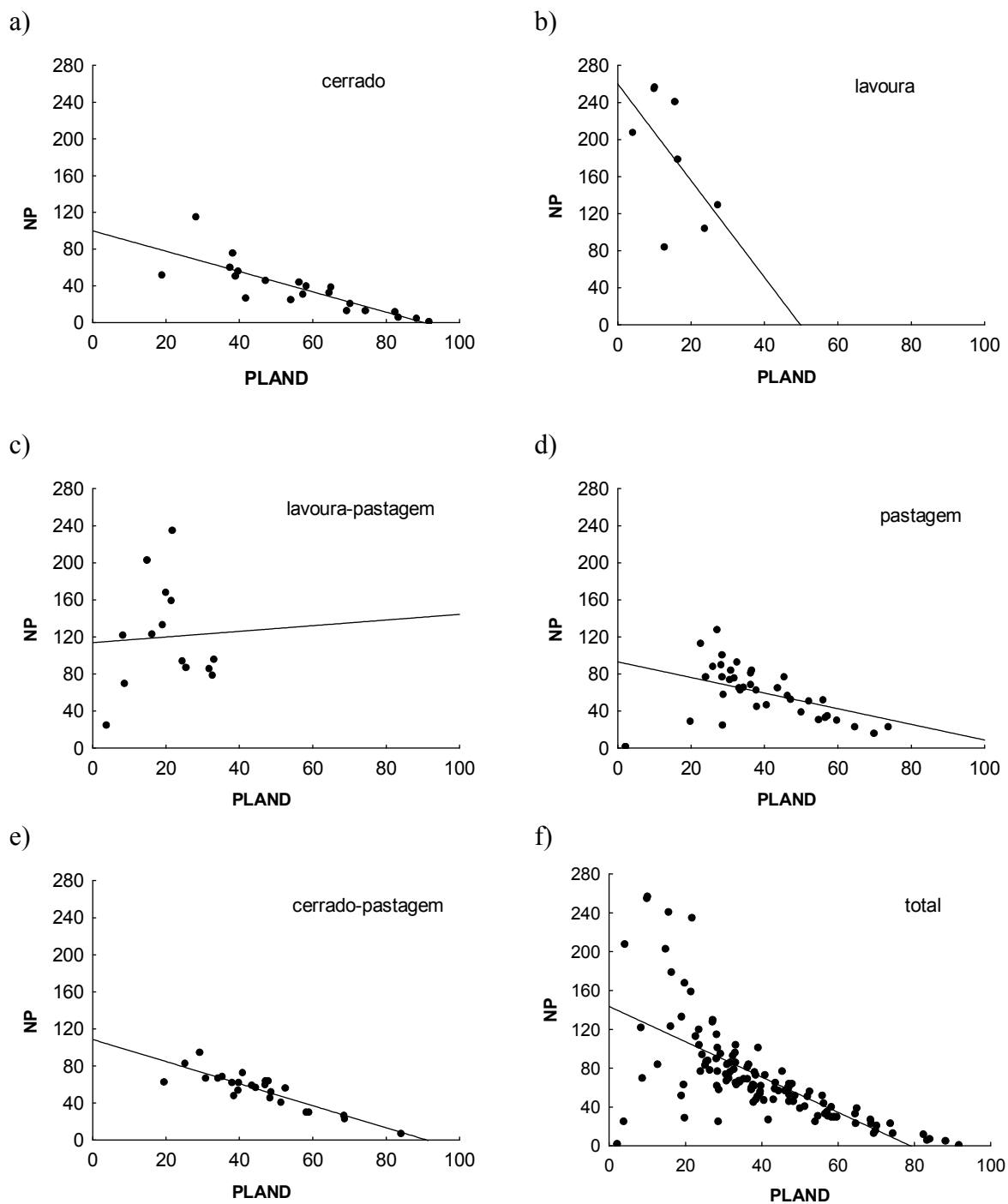


Figura 6. Relação entre porcentagem de vegetação remanescente na paisagem e número de manchas, para as categorias: cerrado (c), lavoura (l), lavoura-pastagem (l-p), pastagem (p) e cerrado-pastagem (c-p). Equações de regressão: c: $NP = 99,921 - 1,107 * PLAND$; l: $NP = 260,131 - 5,221 * PLAND$; l-p: $NP = 113,867 + 0,306 * PLAND$; p: $NP = 93,147 - 0,843 * PLAND$; c-p: $NP = 108,662 - 1,192 * PLAND$; total: $NP = 143,5992 - 1,8192 * PLAND$.

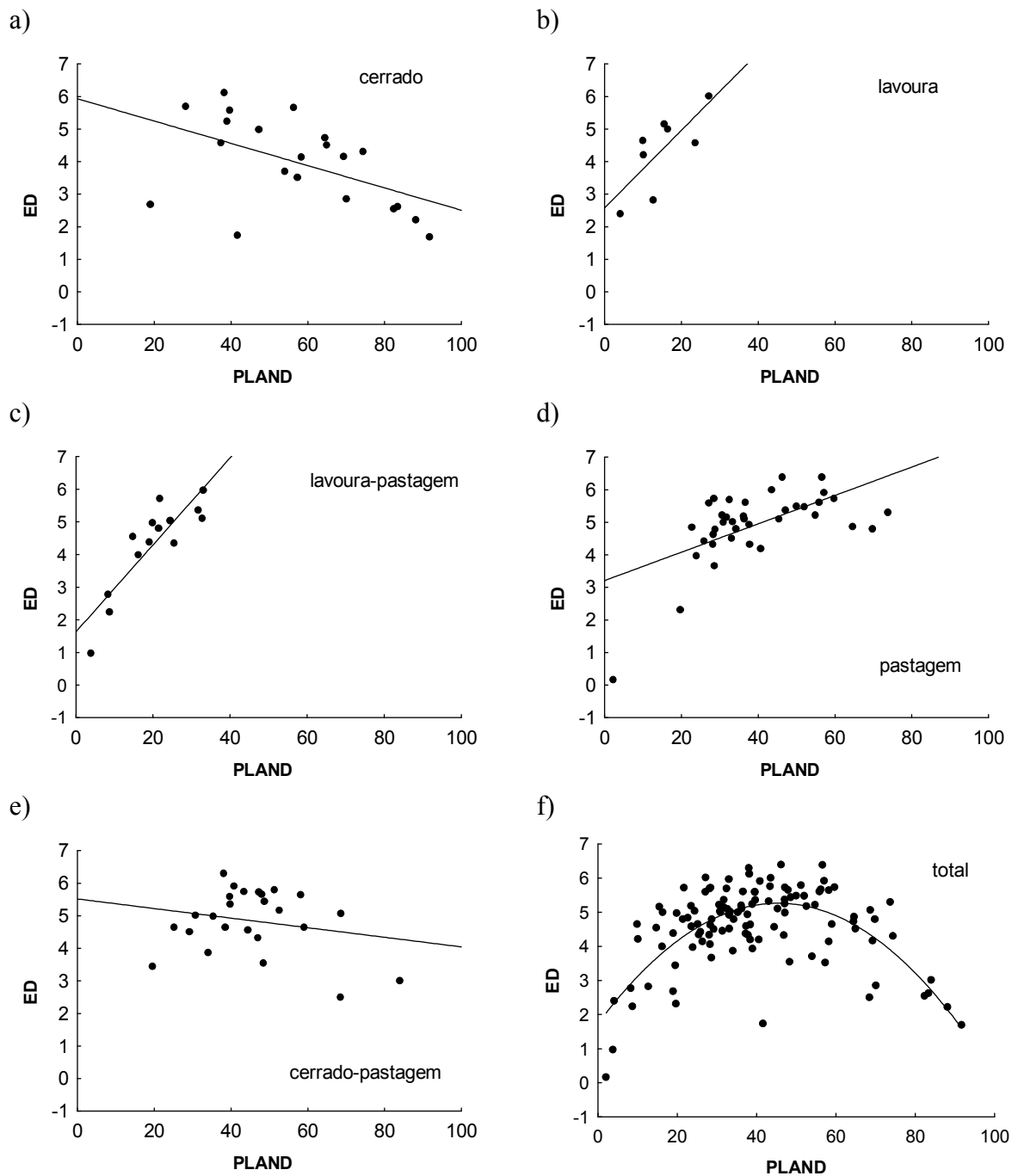


Figura 7. Relação entre porcentagem de vegetação remanescente na paisagem e densidade de borda, para as categorias: cerrado (c), lavoura (l), lavoura-pastagem (l-p), pastagem (p) e cerrado-pastagem (c-p). Equações de regressão: c: $ED = 5,932 - 0,0342 * PLAND$; l: $ED = 2,581 + 0,12 * PLAND$; l-p: $ED = 1,627 + 0,133 * PLAND$; p: $ED = 3,211 + 0,044 * PLAND$; c-p: $ED = 5,519 - 0,015 * PLAND$; total: $ED = 1,73 + 0,156 * PLAND - 0,0017 * PLAND^2$.

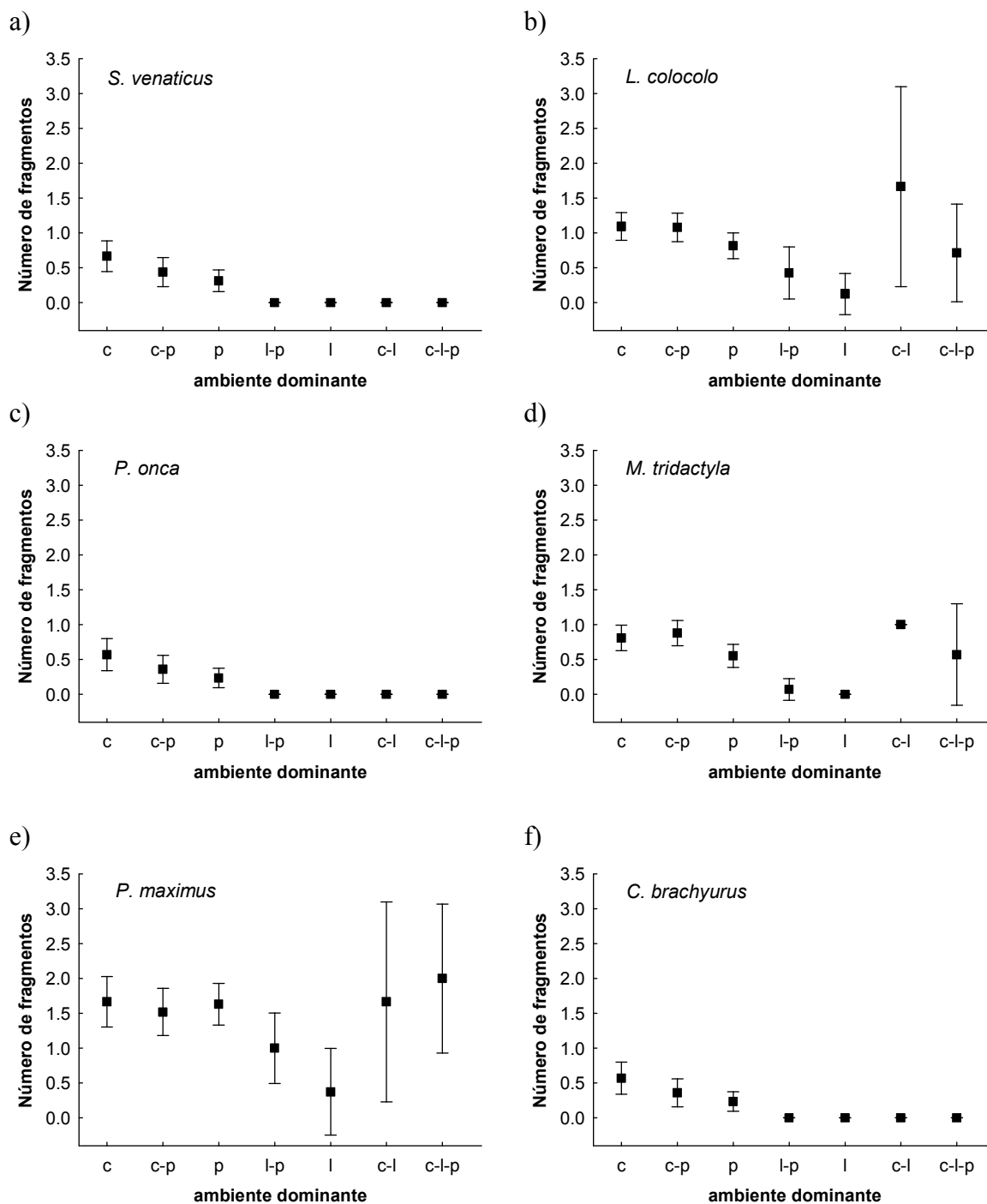


Figura 8. Número de fragmentos com área maior que 10 vezes a área de vida de mamíferos nas paisagens de Goiás. (a) cachorro-do-mato-vinagre, *Speothos venaticus*; (b) gato-palheiro, *Leopardus colocolo*; (c) onça-pintada, *Panthera onca*; (d) tamanduá-bandeira, *Myrmecophaga tridactyla*; (e) tatu-canastra, *Priodontes maximus*; (f) lobo-guará, *Chrysocyon brachyurus*.

Discussão

Fragmentação no cerrado: causas das diferenças

A ocupação de terras para lavoura, especialmente no sul de Goiás, se dá inicialmente em áreas de maior fertilidade natural. No entanto, com o desenvolvimento da tecnologia agrícola, a fertilidade deixa de ser o fator mais importante, e este passa a ser a topografia. Cerca de 95% das áreas com atividade agrícola em Goiás se localizam em regiões planas, com no máximo 4° de declividade (Miziara & Ferreira, 2006). Se a lavoura é desenvolvida preferencialmente em áreas mais planas, áreas de maior inclinação devem ser deixadas como parte das áreas de preservação permanente previstas no Código Florestal brasileiro de 1965, que exige dos proprietários rurais a manutenção de 20% das terras como Reserva Legal. Se essa lógica está correta, os fragmentos de Cerrado que restam no estado devem ser uma amostra não aleatória da topografia da região, estando localizados preferencialmente em áreas com maior inclinação. Esta hipótese foi confirmada pela relação positiva entre paisagens dominadas por cerrado e declividade. Brannstrom et al. (2008) também encontraram que as diferenças observadas no padrão de fragmentação podem ser devidas à topografia, uso da terra e dinâmica da vegetação. Em ambas as áreas, os remanescentes de Cerrado ocorrem em *pixels* com maior inclinação do que as áreas de atividade agro-pastoril.

O padrão de distribuição de muitos elementos importantes da biodiversidade, dos quais podem ser destacadas as plantas e as aves, é fortemente afetado pela topografia e altitude. Por exemplo, determinados grupos de aves tendem a ocorrer preferencialmente em ravinas com maior inclinação (Ribon et al., 2003) e determinados

grupos de palmeiras a ocorrer em áreas planas (Kahn et al., 1988). O presente estudo demonstra que as áreas de vegetação nativa remanescentes são uma amostra viciada do tipo de topografia e, portanto, representam também uma amostra viciada da biodiversidade. Neste caso, a conservação da biodiversidade nesses sistemas deve estar selecionando espécies típicas de áreas com topografia acidentada e excluindo ou levando à extinção local as espécies de áreas planas.

Não houve diferença na densidade de borda entre paisagens dominadas por lavoura e paisagens dominadas por pasto. No entanto, as áreas de lavoura tiveram um número maior de manchas do que as de pastagem, em uma mesma área total de habitat. Este resultado sugere que as paisagens de pasto devem ter manchas mais irregulares, que têm mais borda do que manchas de formas mais simples. Isto foi comprovado pelas diferenças observadas nas métricas relacionadas à forma dos fragmentos. Muitas das áreas de lavoura de Goiás são relacionadas ao plantio de soja e cana-de-açúcar, culturas intensamente mecanizadas (Ratter et al., 1997; Fearnside, 2001). É possível que nesses sistemas mais mecanizados as bordas dos fragmentos sejam mais regulares e reflitam o uso intensivo do solo na região.

Uma característica que diferencia lavoura de pecuária é que lavouras necessitam de maior infra-estrutura para o escoamento da produção. Historicamente, a área ocupada por culturas no Estado de Goiás aumentou como reflexo da consolidação da infra-estrutura de transportes na região, podendo também chegar a áreas em que antes isso não era viável. Assim, áreas dominadas por lavoura tendem a estar mais próximas a rodovias e ferrovias ou em regiões onde a malha rodoviária/ferroviária é mais desenvolvida. Isso pode ser exemplificado pela concentração de lavouras em torno de estradas de grande circulação (Miziara & Ferreira, 2006). Por outro lado, uma rede mais densa de estradas nestas regiões pode induzir uma fragmentação mais severa, o

que pode causar um maior impacto sobre a biodiversidade, como demonstrado por Goosem (1997).

A colonização e o desenvolvimento da tecnologia agrícola em Goiás ocorreram primeiramente na região sul do Estado, mais próxima ao centro de crescimento econômico do país (Miziara & Ferreira, 2006). O sentido de colonização seguiu em direção à Amazônia. Assim, o nordeste de Goiás sofreu uma pressão de colonização menor, devido a sua posição geográfica, mas também por limitações como elevação, declividade e solos pobres em nutrientes (Sano et al., 2006), o que inibiu a atividade agrícola na região. Tanto pelo seu nível atual de preservação quanto pelo menor risco que correram devido ao eixo de colonização, as áreas do nordeste do estado devem ser consideradas prioritárias para a preservação da biodiversidade e estratégias ligadas à criação de unidades de conservação.

Conseqüências da fragmentação para a conservação da biodiversidade em paisagens dominadas por atividades humanas

A fragmentação tem duas conseqüências imediatas (Saunders et al., 1991; Fahrig, 2003): redução da área do habitat e isolamento das manchas de habitat remanescente. O isolamento tem efeito sobre a viabilidade das populações, pois causa uma descontinuidade nos padrões de distribuição das espécies, afetando a dinâmica e a estrutura genética das populações de espécies dos fragmentos (Sih et al., 2000).

Fragmentos maiores têm maior área nuclear (área de interior de habitat, que não é afetada pelos efeitos de borda, mantendo as características do habitat original) e também devem conter maior diversidade de habitats. Portanto, fragmentos grandes devem ter maior probabilidade de manter populações de espécies de maior porte com

tamanho suficiente para evitar o risco de extinção. A fragmentação cria uma matriz de habitat diferente do original em torno dos fragmentos, que, no entanto, não é necessariamente um ambiente hostil para todas as espécies. O tipo de habitat da matriz que circunda os fragmentos pode facilitar ou impedir o movimento de indivíduos entre as manchas (Gascon et al., 1999; Joly et al., 2001; Jules & Shahani, 2003; Antongiovanni & Metzger, 2005). Assim, a matriz atua como um filtro para a dispersão, e não como uma barreira intransponível (Perfecto & Vandermeer, 2002; Ricketts, 2001; Pardini, 2004). A capacidade de movimento de indivíduos entre os fragmentos também depende das características da espécie, bem como do tempo de isolamento, da distância entre fragmentos adjacentes e do grau de conectividade entre eles (Saunders et al., 1991; Fahrig & Merriam, 1994; Banks et al., 2005; Ewers & Didham, 2006). Dessa forma, a persistência de populações nos fragmentos também depende do tipo de matriz em que estes fragmentos estão inseridos. As diferenças observadas entre paisagens dominadas por pasto e paisagens dominadas por lavoura podem, portanto, afetar fortemente as espécies que vivem nos fragmentos remanescentes.

Fragmentos com tamanho maior que 10 vezes a área de vida de *S. venaticus*, *P. onca* e *C. brachyurus* são raros, mesmo em paisagens dominadas por vegetação natural. Os resultados para todas as espécies analisadas também sugerem que paisagens dominadas por lavoura são mais prejudiciais para a sobrevivência dos mamíferos. No entanto, mesmo nestas paisagens de lavoura, ainda é possível encontrar fragmentos de cerrado que correspondem ao critério usado. Assim, esta análise mostra que fragmentos capazes de suportar populações desses mamíferos ainda estão presentes, mas necessitam de ações que aumentem ou preservem seu potencial de conservação.

A redução da área do habitat pode levar a uma diminuição da riqueza de espécies nos fragmentos e do tamanho das populações que habitam os fragmentos, aumentando a probabilidade de extinção, especialmente para espécies de grande porte (Wilcox & Murphy, 1985; Saunders et al., 1991; Fahrig & Merriam, 1994; Tilman et al., 1994; Brooks et al., 2002). A análise apresentada aqui mostra que esse pode ser o caso para *S. venaticus*, *P. onca* e *C. brachyurus*, principalmente nas áreas dominadas por lavoura.

O padrão de fragmentação observado sugere que paisagens dominadas por pastagem podem favorecer a conservação de espécies maiores, comparado a paisagens dominadas por lavoura, e também permitem maior riqueza de espécies nos fragmentos. Entretanto, fragmentos nas áreas de pasto são mais irregulares, o que pode causar um aumento na quantidade de borda e perda de área nuclear. As bordas são transições entre dois ambientes que se formam após um processo de fragmentação e que modificam a estrutura do habitat (Murcia, 1995). Os efeitos de borda são o resultado da interação entre estes dois ambientes e causam alterações físicas no ambiente, como aumento de ventos e da luminosidade, diminuição da umidade do solo e alterações no fluxo de nutrientes (Saunders et al., 1991; Murcia, 1995). Um fragmento de forma irregular pode sofrer com mais efeitos de borda relacionados a estas alterações abióticas. Estas mudanças afetam a comunidade biótica e podem levar a queda de árvores e perda e substituição de espécies (as bordas dos fragmentos podem ser invadidas por espécies da matriz ou espécies típicas de borda). A extensão dos efeitos de borda é variável, e fragmentos pequenos e mais irregulares são mais afetados, uma vez que esses efeitos podem alcançar toda a área do fragmento (Murcia, 1995; Parker et al., 2005). Plantas invasoras, tradicionalmente relacionadas a efeitos de borda (por exemplo, a introdução de capim-gordura, *Melinis minutiflora*), também são consideradas umas das maiores

ameaças ao Cerrado, especialmente por suas relações com a frequência e intensidade de incêndios (Klink & Machado, 2005). Entretanto, o Cerrado é formado por um conjunto de fitofisionomias, incluindo diversas formas de vegetação aberta, que recebem a influência natural de outros sistemas adjacentes. É possível que a flora e a fauna desses sistemas tenham uma longa história evolutiva com esses tipos de alterações e que, neste caso, a idéia clássica dos efeitos de borda não se aplique. Finalmente, pode-se considerar, de uma maneira conservadora, que o tamanho do fragmento é um fator mais importante do que a forma para a preservação das espécies nesse sistema.

É importante notar que estudos sobre os padrões de fragmentação usando métricas quantitativas podem levar a resultados diferentes se diferentes escalas são usadas (Tischendorf, 2001; Saura, 2002; Millington et al., 2003; Buyantuyev & Wu, 2007). Alguns estudos macroecológicos sobre padrões de riqueza de espécies de vertebrados no Cerrado usam células de 1° de longitude por 1° de latitude, principalmente devido a informações escassas sobre a distribuição da biodiversidade e disponibilidade de mapas de distribuição em grande escala (Diniz-Filho & Sant'Ana, 1998; Diniz-Filho et al., 2006; Diniz-Filho et al., 2007). Esta abordagem macroecológica ou de biogeografia da conservação (Whittaker et al., 2005) pode fornecer linhas gerais para a conservação e definir um foco para esforços de conservação mais locais. Assim, estes estudos podem ser considerados como um ponto de partida para estratégias mais detalhadas em escala local. No presente estudo, o uso de uma escala mais fina (0,5° longitude x 0,5° latitude) representa um balanço entre a análise numa perspectiva de conservação de uma grande área e o uso de padrões de fragmentação como um substituto para a biodiversidade. O conjunto de métricas usadas aqui foi apropriado para avaliar a fragmentação do Cerrado e realçar importantes

diferenças no uso da terra para lavoura e para pastagem em Goiás, o que pode ter importantes conseqüências para a diversidade do Cerrado.

A fragmentação do Cerrado é um processo corrente. Em particular, a conversão de áreas para produção de biocombustíveis é iminente. Os biocombustíveis, como biodiesel ou etanol, são alternativas ao petróleo como fonte de energia, apresentando um mercado em expansão e uma grande pressão para o estabelecimento de novas áreas para produção de suas matérias-primas, especialmente soja, mamona e cana-de-açúcar no Cerrado (Koh, 2007; Fargione et al., 2008; Koh & Ghazoul, 2008). Este aumento representa um grande potencial para perda de habitat e de biodiversidade, aumentando a pressão sobre áreas naturais preservadas, com conseqüências imprevisíveis (Koh, 2007). As expectativas atuais são de que a cana-de-açúcar ocupe locais que previamente eram ocupados por áreas de pastagem, podendo gerar um aumento da fragmentação nessas áreas, se seguir os padrões gerais mostrados pelas áreas de lavoura.

As mudanças na paisagem ocasionadas pelas atividades humanas alteram os serviços de ecossistemas, aumentando a perda de habitat, fragmentação e extinção de espécies. Os serviços de ecossistemas são processos e condições pelos quais os ecossistemas proporcionam benefícios para a sobrevivência humana (Costanza et al., 1997). Estes serviços incluem regulação do clima, fornecimento de água e alimentos, controle de enchentes e secas, manutenção da biodiversidade e recreação (Costanza et al., 1997; Li et al., 2007; Prato, 2007). Os padrões de distribuição dos remanescentes de habitat e os tamanhos desses fragmentos sustentam a idéia de que em áreas dominadas por lavoura, o propósito da conservação está principalmente relacionado com o potencial de manutenção dos serviços de ecossistemas. Ao contrário, as paisagens dominadas por pastagens e as dominadas por cerrado devem ser consideradas de maior

potencial direto para conservação da biodiversidade. Estas diferentes abordagens representam uma concentração de esforços de conservação em interações ecológicas que podem afetar a produção (por exemplo, polinização) em áreas dominadas por lavoura e o estabelecimento de unidades de conservação ou de corredores em áreas dominadas por pastagem.

Conclusão

Paisagens dominadas por lavoura são mais fragmentadas do que paisagens dominadas por pasto. Do ponto de vista da fragmentação, o uso da terra para atividades de lavoura pode ser considerado mais prejudicial do que para atividades de criação de gado. A porcentagem de vegetação remanescente é similar nas duas paisagens. Fragmentos das áreas de pastagem são maiores, mas mais irregulares do que os fragmentos das áreas de lavoura. A distribuição dos tipos de uso da terra foi fortemente afetada pela topografia, levando a uma distribuição desviada dos fragmentos remanescentes em relação à declividade. Os padrões de fragmentação observados sustentam a necessidade de diferentes abordagens para conservação dos sistemas dominados por lavoura e dos sistemas dominados por pasto.

Literatura citada

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.

Antongiovanni, M., Metzger, J.P., 2005. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation* 122, 441-451.

Baldi, G., Guerschman, J.P., Paruelo, J.M., 2006. Characterizing fragmentation in temperate South America grasslands. *Agriculture Ecosystems & Environment* 116, 197-208.

Banks, S.C., Finlayson, G.R., Lawson, S.J., Lindenmayer, D.B., Paetkau, D., Ward, S.J., Taylor, A.C., 2005. The effects of habitat fragmentation due to forestry plantation establishment on the demography and genetic variation of a marsupial carnivore, *Antechinus agilis*. *Biological Conservation* 122, 581-597.

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.

Brannstrom, C., Jepson, W., Filippi, A.M., Redo, D., Xu, Z.W., Ganesh, S., 2008. Land change in the Brazilian Savanna (Cerrado), 1986-2002: Comparative analysis and implications for land-use policy. *Land Use Policy* 25, 579-595.

Brooks, T.M., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B., Rylands, A.B., Konstant, W.R., Flick, P., Pilgrim, J., Oldfield, S., Magin, G., Hilton-Taylor, C., 2002. Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. *Conservation Biology* 16, 909-923.

Burel, F., Butet, A., Delettre, Y.R., Millán de la Peña, N., 2004. Differential response of selected taxa to landscape context and agricultural intensification. *Landscape and Urban Planning* 67, 195-204.

Buyantuyev, A., Wu, J.G., 2007. Effects of thematic resolution on landscape pattern analysis. *Landscape Ecology* 22, 7-13.

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.

Cheida, C.C., Nakano-Oliveira, E., Fusco-Costa, R., Rocha-Mendes, F., Quadros, J., 2006. Ordem Carnívora, in: Reis, N.R., Peracchi, A.L., Pedro, W.A., Lima, I.P. (Eds.), *Mamíferos do Brasil*. Editora UEL, Londrina, pp. 231-276.

Colli, G.R., Bastos, R.P., Araújo, A.B., 2002. The character and dynamics of the Cerrado herpetofauna, in: Oliveira, P.S., Marquis, R.J. (Eds.), *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna*. Columbia University Press, New York, pp. 223-241.

Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253-260.

- Cullen, L. Jr., Alger, K., Rambaldi, D.M., 2005. Land reform and biodiversity conservation in Brazil in the 1990: conflict and the articulation of mutual interests. *Conservation Biology* 19, 747-755.
- Damuth, J., 1981. Population density and body size in mammals. *Nature* 290, 699-700.
- DeMatteo, K.E., Loiselle, B.A., 2008. New data on the status and distribution of the bush dog (*Speothos venaticus*): evaluating its quality of protection and directing research efforts. *Biological Conservation* 141, 2494-2505.
- Dijak, W.D., Thompson, F.R., 2000. Landscape and edge effects on the distribution of mammalian predators in Missouri. *Journal of Wildlife Management* 64, 216.
- Diniz-Filho, J.A.F., Bini, L.M., Pinto, M.P., Rangel, T.F.L.V., Carvalho, P., Bastos, R.P., 2006. Anuran species richness, complementarity and conservation conflicts in Brazilian Cerrado. *Acta Oecologica - International Journal of Ecology* 29, 9-15.
- Diniz-Filho, J.A.F., Bini, L.M., Pinto, M.P., Rangel, T.F.L.V., Carvalho, P., Vieira, S.L., Bastos, R.P., 2007. Conservation biogeography of anurans in Brazilian Cerrado. *Biodiversity and Conservation* 16, 997-1008.
- Diniz-Filho, J.A.F., Sant'Ana, C.E.R., 1998. Macroecological analysis of South America owls (Strigiformes) using phylogenetic independent contrasts. *Journal of Comparative Biology* 3, 27-32.
- Eiten, G., 1982. Brazilian "savannas", in: Huntley, B.J., Walker, B.H. (Eds.), *Ecological Studies vol. 42: Ecology of Tropical Savannas*. Springer-Verlag, New York, pp. 25-47.
- Ewers, R.M., Didham, R.K., 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews* 81, 117-142.
- Fagan, W.F., Holmes, E.E., 2006. Quantifying the extinction vortex. *Ecology Letters* 9, 51-60.
- Fahrig, L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* 34, 487-515.
- Fahrig, L., Merriam, G., 1994. Conservation of fragmented populations. *Conservation Biology* 8, 50-59.
- Fargione, J., Hill, J., Tilman, D., Polasky, S., Hawthorne, P., 2008. Land clearing and the biofuel carbon debt. *Science* 319, 1235-1238.
- Fearnside, P.M., 2001. Soybean cultivation as a threat to the environment in Brazil. *Environmental Conservation* 28, 23-38.
- Fernandez, M.H., Vrba, E.S., 2005. Body size, biomic specialization and range size of African large mammals. *Journal of Biogeography* 32, 1243-1256.
- 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.
- Gautam, A.P., Webb, E.L., Shivakoti, G.P., Zoebisch, M.A., 2003. Land use dynamics and landscape change pattern in a mountain watershed in Nepal. *Agriculture Ecosystems & Environment* 99, 83-96.

- Grau, H.R., Gasparri, N.I., Aide, T.M., 2005. Agriculture expansion and deforestation in seasonally dry forests of north-west Argentina. *Environmental Conservation* 32, 140-148.
- Gustafson, E.J., 1998. Quantifying landscape spatial pattern: What is the state of the art? *Ecosystems* 1, 143-156.
- Hargis, C.D., Bissonette, J.A., David, J.L., 1998. The behavior of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation. *Landscape Ecology* 13, 167-186.
- IBAMA, 2003. Lista nacional das espécies da fauna Brasileira ameaçadas de extinção. www.meioambiente.gov.br/port/sbf/fauna/ordem4o.html. Oct./10/2007.
- IBGE, 2004. Mapa de biomas do Brasil. Escala 1:5.000.000. <http://mapas.ibge.gov.br/biomas2/viewer.htm>. Feb./10/2007.
- Jetz, W., Carbone, C., Fulford, J., Brown, J.H., 2004. The scaling of animal space use. *Science* 306, 266-268.
- Joly, P., Miaud, C., Lehmann, A., Grolet, O., 2001. Habitat matrix effects on pond occupancy in newts. *Conservation Biology* 15, 239-248.
- Jules, E.S., Shahani, P., 2003. A broader ecological context to habitat fragmentation: Why matrix habitat is more important than we thought. *Journal of Vegetation Science* 14, 459-464.
- Kahn, F., Mejia, K., Castro, A., 1988. Species richness and density of palms in terra firme forests of Amazonia. *Biotropica* 20, 266-269.
- Kelt, D.A., Van Vuren, D., 1999. Energetic constraints and the relationship between body size and home range area in mammals. *Ecology* 80, 337-340.
- Kirk, D.A., Bathe, G.M., 1994. Population size and home range of black-naped hares *Lepus nigricollis nigricollis* on Cousin Island (Seychelles, Indian Ocean). *Mammalia* 58, 557-562.
- Klink, C.A., Machado, R.B., 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology* 19, 707-713.
- Klink, C.A., Moreira, A.G., 2002. Past and current human occupation, and land use, in: Oliveira, P.S., Marquis, R.J. (Eds.), *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna*. Columbia University Press, New York, pp. 69-88.
- Koh, L.P., 2007. Potential habitat and biodiversity losses from intensified biodiesel feedstock production. *Conservation Biology* 21, 1373-1375.
- Koh, L.P., Ghazoul, J., 2008. Biofuels, biodiversity, and people: Understanding the conflicts and finding opportunities. *Biological Conservation* 141, 2450-2460.
- Kuper, W., Sommer, J.H., Lovett, J.C., Barthlott, W., 2006. Deficiency in African plant distribution data - missing pieces of the puzzle. *Botanical Journal of the Linnean Society* 150, 355-368.
- Laidlaw, R.K., 2000. Effects of habitat disturbance and protected areas on mammals of peninsular Malaysia. *Conservation Biology* 14, 1639-1648.

- Li, R.Q., Dong, M., Cui, J.Y., Zhang, L.L., Cui, Q.G., He, W.M., 2007. Quantification of the impact of land-use changes on ecosystem services: A case study in Pingbian County, China. *Environmental Monitoring and Assessment* 128, 503-510.
- MacDonald, D.W., Rushton, S., 2003. Modelling space use and dispersal of mammals in real landscapes: a tool for conservation. *Journal of Biogeography* 30, 607-620.
- Machado, R.B., Ramos Neto, M.B., Pereira, P., Caldas, E., Gonçalves, D., Santos, N., Tabor, K., Steininger, M., 2004. Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro, Conservation International, Brasília.
- McGarigal, K., Marks, B.J., 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure., USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep..
- Metzger, J.P., 1999. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 71, 435-463.
- Metzger, J.P., 2003. Estrutura da paisagem: o uso adequado de métricas, in: Cullen Jr, L., Rudran, R., Valladares-Padua, C. (Eds.), *Métodos de Estudos em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre*. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, pp. 423-453.
- Millington, A.C., Velez-Liendo, X.M., Bradley, A.V., 2003. Scale dependency in multitemporal mapping of forest fragmentation in Bolivia: implications for explaining temporal trends in landscape ecology and applications to biodiversity conservation. *Isprs Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 57, 289-299.
- Miranda, G.H.B., 2004. Ecologia e Conservação do Tamanduá-Bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*, Linnaeus, 1758) no Parque Nacional das Emas. Tese de Doutorado. Universidade de Brasília, 81 pp.
- Miziara, F., Ferreira, N.C., 2006. Expansão da fronteira agrícola e evolução da ocupação e uso do espaço no Estado de Goiás: subsídios à política ambiental, in: Ferreira, L.G. (Ed.), *Conservação da Biodiversidade e Sustentabilidade Ambiental em Goiás: Prioridades, Estratégias e Perspectivas*. Ed. Canone, Goiânia, pp. 94-109.
- Murcia, C., 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 10, 58-62.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B., Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853-858.
- Nelson, B.W., Ferreira, C.A.C., Dasilva, M.F., Kawasaki, M.L., 1990. Endemism Centers, Refugia and Botanical Collection Density in Brazilian Amazonia. *Nature* 345, 714-716.
- O'Grady, J.J., Reed, D.H., Brook, B.W., Frankham, R., 2004. What are the best correlates of predicted extinction risk? *Biological Conservation* 118, 513-520.
- Oliveira, T.G., Tortato, M.A., Silveira, L., Kasper, C.B., Mazim, F.D., Jácomo, A.T.A., Lucherini, M., Soares, J.B.G., Marques, R.V., Sunquist, M., 2008. Ocelot ecology and its effect on the small-felid guild in the lowland Neotropics, in: Macdonald, D.W., Loveridge, A. (Eds.), *Biology and Conservation of Wild Felids*. Oxford University Press, Oxford,
- Pardini, R., 2004. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. *Biodiversity and Conservation* 13, 2567-2586.

- Pardini, R., de Souza, S.M., Braga-Neto, R., Metzger, J.P., 2005. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological Conservation* 124, 253-266.
- Parks, S.A., Harcourt, A.H., Tobler, W., Deichmann, U., Gottsegen, J., Maloy, K., 2002. Reserve size, local human density, and mammalian extinctions in US protected areas. *Conservation Biology* 16, 800-808.
- Perfecto, I., Vandermeer, J., 2002. Quality of agroecological matrix in a tropical montane landscape: Ants in coffee plantations in southern Mexico. *Conservation Biology* 16, 174-182.
- Potts, S.G., Petanidou, T., Roberts, S., O'Toole, C., Hulbert, A., Willmer, P., 2006. Plant-pollinator biodiversity and pollination services in a complex Mediterranean landscape. *Biological Conservation* 129, 519-529.
- Prato, T., 2007. Selection and evaluation of projects to conserve ecosystem services. *Ecological Modelling* 203, 290-296.
- Promislow, D.E.L., Harvey, P.H., 1990. Living fast and dying young: A comparative analysis of life history variation among mammals. *Journal of Zoology* 220, 417-437.
- Ratter, J.A., Ribeiro, J.F., Bridgewater, S., 1997. The Brazilian cerrado vegetation and threats to its biodiversity. *Annals of Botany* 80, 223-230.
- Redford, K.H., Fonseca, G.A.B., 1986. The role of gallery forest in the zoogeography of the Cerrado's non-volant mammalian fauna. *Biotropica* 18, 126-135.
- Ribon, R., Simon, J.E., De Mattos, G.T., 2003. Bird extinctions in Atlantic Forest fragments of the Viçosa region, southeastern Brazil. *Conservation Biology* 17, 1827-1839.
- Ricketts, T.H., 2001. The matrix matters: Effective isolation in fragmented landscapes. *American Naturalist* 158, 87-99.
- Riitters, K.H., Oneill, R.V., Hunsaker, C.T., Wickham, J.D., Yankee, D.H., Timmins, S.P., Jones, K.B., Jackson, B.L., 1995. A Factor-Analysis of Landscape Pattern and Structure Metrics. *Landscape Ecology* 10, 23-39.
- Sano, E.E., Dambrós, L.A., Oliveira, C.G., 2006. Padrões de cobertura de solos do Estado de Goiás, in: Ferreira, L.G. (Ed.), *Conservação da Biodiversidade e Sustentabilidade Ambiental em Goiás: Prioridades, Estratégias e Perspectivas*. Ed. Canone, Goiânia, pp. 76-93.
- Sano, E.E., Ferreira, L.G., Asner, G., Steinke, E., 2007. Spatial and temporal probabilities of obtaining cloud-free Landsat images over the Brazilian Tropical Savanna. *International Journal of Remote Sensing* 28, 2739-2752.
- Sano, E.E., Rosa, R., Brito, J.L.S., Ferreira, L.G., 2008. Mapeamento semidetalhado do uso da terra do Bioma Cerrado. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 43, 153-156.
- Saunders, D.A., Hobbs, R.J., Margules, C.R., 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5, 18-32.
- Saura, S., 2002. Effects of minimum mapping unit on land cover data spatial configuration and composition. *International Journal of Remote Sensing* 23, 4853-4880.

- Sih, A., Jonsson, B.G., Luikart, G., 2000. Habitat loss: ecological, evolutionary and genetic consequences. *Trends in Ecology & Evolution* 15, 132-134.
- Silveira, L., 2004. *Ecologia Comparada e Conservação da Onça-Pintada (Panthera onca) e Onça-Parda (Puma concolor) no Cerrado e Pantanal*. Tese de Doutorado. Universidade de Brasília, 240 pp.
- Silveira, L., Jácomo, A.T.A., Furtado, M.M., Torres, N.M., Sollmann, R., Vynne, C., 2009. Ecology of the giant armadillo (*Priodontes maximus*) in the grasslands of Central Brazil. *Edentata* in press.
- Tilman, D., May, R.M., Lehman, C.L., Nowak, M.A., 1994. Habitat Destruction and the Extinction Debt. *Nature* 371, 65-66.
- Tilman, D., Fargione, J., Wolff, B., D'Antonio, C., Dobson, A., Howarth, R., Schindler, D., Schlesinger, W.H., Simberloff, D., Swackhamer, D., 2001. Forecasting Agriculturally Driven Global Environmental Change. *Science* 292, 281-284.
- Tischendorf, L., 2001. Can landscape indices predict ecological processes consistently? *Landscape Ecology* 16, 235-254.
- Tobler, M., Honorio, E., Janovec, J., Reynel, C., 2007. Implications of collection patterns of botanical specimens on their usefulness for conservation planning: an example of two neotropical plant families (Moraceae and Myristicaceae) in Peru. *Biodiversity and Conservation* 16, 659-677.
- Torbick, N.M., Qi, J.G., Roloff, G.J., Stevenson, R.J., 2006. Investigating impacts of land-use land cover change on wetlands in the Muskegon River Watershed, Michigan, USA. *Wetlands* 26, 1103-1113.
- Vandermeer, J., Perfecto, I., 2007. The agricultural matrix and a future paradigm for conservation. *Conservation Biology* 21, 274-277.
- Whittaker, R.J., Araujo, M.B., Paul, J., Ladle, R.J., Watson, J.E.M., Willis, K.J., 2005. Conservation Biogeography: assessment and prospect. *Diversity and Distributions* 11, 3-23.
- Wilcox, B.A., Murphy, D.D., 1985. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. *The American Naturalist* 125, 879-887.
- Zar, J.H., 1999. *Biostatistical analysis*, 4th edn. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, N.J.

Capítulo 2

Potencial de conservação de fragmentos de Cerrado em Goiás a partir da Análise de Viabilidade de Populações de mamíferos

Resumo

A fragmentação e a perda de habitats são atualmente as principais ameaças para a biodiversidade. As atividades humanas, como conversão de áreas naturais para atividades agrícolas, aceleram a taxa de desmatamento e potencializam os efeitos negativos sobre as comunidades naturais. Essas atividades levam as populações ao declínio e aumentam as chances de extinção. Populações pequenas estão mais sujeitas à extinção, devido a fatores estocásticos ambientais, demográficos e genéticos que atuam sobre elas. Neste Capítulo, foram aplicados modelos de Análise de Viabilidade de Populações para espécies de mamíferos que ocorrem no Cerrado, para prever a probabilidade de extinção dessas espécies nas paisagens alteradas de Goiás, fragmentadas pela conversão à pecuária e lavoura. O objetivo foi testar a hipótese de que paisagens dominadas por vegetação natural, por pastagem ou por lavoura apresentam riscos de extinção diferentes para estes mamíferos e, assim, estabelecer uma ordem de riscos que possa ser utilizada em planos de manejo de fauna para o Cerrado. As áreas de lavoura são as que apresentam menor capacidade de manter populações viáveis de todas as espécies estudadas. Onça-pintada foi a espécie mais ameaçada, seguida de lobo-guará, tamanduá-bandeira e anta. As paisagens dominadas por cerrado são as que suportam populações maiores, seguidas de paisagens dominadas por pastagem e paisagens dominadas por lavoura. Medidas de conservação efetivas devem incluir a recuperação de áreas degradadas, a manutenção dos fragmentos remanescentes e o limite à expansão de novas áreas de agricultura sobre áreas naturais, restrição de caça e outros impactos humanos sobre as espécies.

Introdução

A fragmentação e a perda de habitats são as principais ameaças à biodiversidade e estão entre os principais fatores que contribuem para a atual crise de extinção global (Wilcox & Murphy, 1985; Lindenmayer et al., 2000; Fahrig, 2001). A fragmentação de habitats pode ser definida como um processo no qual uma extensão de habitat é transformada em um número de pequenas manchas com área total menor que o habitat original e isoladas umas das outras por uma matriz de habitat diferente do original. É um processo em escala de paisagem, que envolve tanto a perda de habitat quanto o isolamento (Fahrig, 2003). Estes dois componentes têm efeitos sobre as populações naturais e podem levar ao aumento do risco de extinção (Wilcox & Murphy, 1985; Saunders et al., 1991; Fahrig & Merriam, 1994; Tilman et al., 1994; Sih et al., 2000; Brooks et al., 2002; Fahrig, 2003).

A fragmentação não é um evento aleatório, e deve ocorrer preferencialmente em áreas onde atividades agrícolas podem se tornar mais lucrativas (Kemper et al., 2000; Baldi et al., 2006). A localização de fragmentos de vegetação nativa em uma matriz de agricultura os torna altamente vulneráveis aos processos que ameaçam a persistência das populações (Kemper et al., 2000). Os efeitos da fragmentação e da perda de habitats sobre a probabilidade de extinção de espécies são variáveis. A vulnerabilidade à extinção depende de características da história de vida de cada espécie, como por exemplo, tamanho do corpo, tamanho da distribuição geográfica, taxa de sobrevivência e de fecundidade e tempo de geração (Beissinger, 2000; Owens & Bennett, 2000; Purvis et al., 2000; Fagan et al., 2001; Cardillo et al., 2004; Reed & Hobbs, 2004). Atividades humanas, como o uso da terra para atividades agrícolas, aceleram a fragmentação e a perda de habitats e podem levar ao declínio das populações naturais, causando um aumento do risco de extinção.

Uma vez que fatores determinísticos, como perda de habitat, introdução de espécies exóticas ou exploração por caça ou pesca tenham levado uma população ao declínio, a chance de extinção local é aumentada devido a processos estocásticos que atuam sobre as populações pequenas (Hedrick et al., 1996). Populações pequenas estão mais sujeitas à extinção ao acaso, simplesmente por serem pequenas, e também são mais vulneráveis por apresentarem características como menor variabilidade genética ou maior dificuldade de encontrar parceiros para reprodução. Mesmo em um habitat natural adequado, ou sob proteção, fatores aleatórios podem levar uma população pequena à extinção, simplesmente por ela ter um baixo número de indivíduos (Hedrick et al., 1996). Além disso, processos estocásticos que atuam sobre populações pequenas e isoladas podem levar a uma redução ainda maior do tamanho da população, mesmo que os fatores determinísticos que levam ao declínio da população sejam interrompidos. Os processos estocásticos demográficos, ambientais e genéticos que são fatores de ameaça para as populações pequenas interagem entre si, aumentando o risco de extinção da população. Os efeitos negativos dessas interações potencializam as ameaças de extinção e caracterizam os vórtices de extinção (Miller & Lacy, 2005).

A Análise de Viabilidade de Populações (“Population Viability Analysis”, PVA) é um processo que requer a avaliação de dados populacionais e de história de vida, além do emprego de modelos teóricos de dinâmica de populações para prever a persistência desta população em um período de tempo definido (Boyce, 1992). Um conceito intimamente relacionado à PVA é o de População Mínima Viável (“Minimum Viable Population”, MVP). Shaffer (1981) definiu uma População Mínima Viável como o tamanho no qual uma população isolada tem 99% de probabilidade de persistência em 1000 anos. Shaffer enfatiza que esta é uma definição de natureza experimental, ou seja, a probabilidade de persistência ou o intervalo de tempo considerados podem variar,

dependendo das condições. No entanto, um conceito mais útil biologicamente pode ser considerado como o tamanho abaixo do qual o destino da população se torna fortemente determinado pelos processos estocásticos que caracterizam os vórtices de extinção (Miller & Lacy, 2005).

Originalmente, a PVA descreve qualquer método de análise quantitativa para estimar a probabilidade de extinção de uma população (Lacy, 1993-1994; Miller & Lacy, 2005). No entanto, diferentes terminologias e usos de PVA podem ser encontrados na literatura, podendo gerar alguma confusão e criando dúvidas sobre a utilidade da PVA como ferramenta para conservação (Lacy, 1993-1994; Miller & Lacy, 2005). Diante desse quadro, Lacy (1993-1994) sugere que deve ser mais útil considerar o termo PVA em seu significado original, como o uso de técnicas quantitativas para estimar a probabilidade de persistência de uma população, sob um modelo definido de dinâmica da população, um conjunto específico de parâmetros biológicos e ambientais e pressupostos sobre os impactos e atividades humanas sobre o sistema.

Análises de viabilidade de populações têm sido aplicadas em uma variedade de contextos, com objetivos e espécies diversas (Lacy & Lindenmayer, 1995; Lindenmayer & Lacy, 1995; Armbruster et al., 1999; Menges, 2000; Ball et al., 2003; Maunder, 2004; Brito et al., 2008; Curtis & Vincent, 2008). A principal contribuição de uma PVA é a clareza que ela pode trazer a um problema e suas previsões são válidas especialmente se consideradas como contribuições relativas, mais do que resultados absolutos, ou quando voltadas para escolha de diferentes alternativas de estratégias de manejo (Akçakaya & Sjögren-Gulve, 2000; Brook et al., 2000; Brook et al., 2002). Evidentemente, essa é uma área de intensa pesquisa, na qual novas técnicas e abordagens estão sempre sendo avaliadas. Algumas revisões recentes, por exemplo, discutem a importância de incorporar a estocasticidade da paisagem nos modelos

(Chisholm & Wintle, 2007) ou a importância de considerar interações entre espécies nas análises de viabilidade de populações (Sabo, 2008).

As técnicas de PVA envolvem simulações, usando modelos probabilísticos com informações sobre variáveis biológicas e ambientais que afetam a probabilidade de extinção. Geralmente, estão envolvidos fatores determinísticos e estocásticos (Lacy, 1993-1994; Brito & Fernandez, 2000). Os fatores determinísticos são aqueles que não envolvem o acaso e podem ser mais importantes em populações grandes. Uma vez que a população se torna pequena e isolada de outras populações que poderiam servir de fonte de imigrantes, sua dinâmica e seu destino se tornam dominados por processos aleatórios ou estocásticos. Assim, mesmo que uma causa determinística do declínio de uma população seja cessada ou revertida, a instabilidade causada pelos processos estocásticos que atuam sobre as populações pequenas pode causar a extinção dessa população. A escolha dos fatores que podem ser importantes para uma PVA depende da biologia da espécie, do tamanho e distribuição da população e das ameaças enfrentadas por esta população (Brook et al., 2000; Miller & Lacy, 2005). Para uma estimativa adequada do risco de extinção é fundamental que os dados sobre a biologia da espécie sejam de qualidade e confiáveis e que se tenha boas estimativas das variâncias dos parâmetros demográficos e ambientais incluídos no modelo (Boyce, 1992; Brito & Fernandez, 2000; Reed et al., 2002).

Como uma proposta de modelagem com aplicações diretas em conservação, a PVA recebe críticas frequentes na literatura (Ludwig, 1999; Fieberg & Ellner, 2000; Coulson et al., 2001; Ellner et al., 2002), baseadas principalmente em três tipos de limitações (Brito & Fernandez, 2000): i) relacionadas à estimativa dos parâmetros, ii) à escolha de quais variáveis serão incluídas no modelo e iii) sobre o alcance dos resultados (os resultados de uma análise feita para uma população não podem ser

extrapolados para outra população). No entanto, diversos estudos mostram a validade de se usar a PVA como ferramenta para a conservação ou para o planejamento de ações de manejo (Lindenmayer et al., 1993; Brook et al., 2000; Brook et al., 2002; Lindenmayer & Lacy, 2002; Reed et al., 2002; Kohlmann et al., 2005; Zhang & Zheng, 2007). É importante enfatizar que as PVAs são uma ferramenta útil, desde que se tenham dados adequados, e dentro do contexto em que elas são aplicadas (Boyce, 1992; Brook et al., 2000). Além disso, a análise de viabilidade de populações é um modelo, e como tal, representa uma simplificação do mundo real. Nenhum modelo é inteiramente correto (Reed et al., 2002). Por isso, modelos de PVA devem ser tratados como projeções sobre os possíveis destinos de uma população, considerando que as hipóteses sobre o status e as ameaças a esta população estejam corretos (Miller & Lacy, 2005).

O Cerrado é um bioma localizado na região central do Brasil, que ocupa uma área de cerca de 2 milhões de km², aproximadamente 25% do território brasileiro (IBGE, 2004). O bioma é formado por diferentes fisionomias vegetais, desde formações savânicas até formações florestais e matas de galeria (Eiten, 1982; Redford & Fonseca, 1986). O Cerrado conta com uma grande riqueza de espécies e alto grau de endemismo de plantas e vertebrados (Myers et al., 2000; Colli et al., 2002; Klink & Machado, 2005). A partir da década de 1960, o Cerrado vem sofrendo um rápido processo de desmatamento, especialmente para plantação de soja e milho e para pecuária extensiva (Klink & Moreira, 2002; Klink & Machado, 2005). Além disso, atualmente há uma grande demanda por expansão da cultura de cana-de-açúcar. Sano et al. (2008) identificaram 39,5% da área total do Cerrado sob diferentes classes de uso da terra, sendo pastagens cultivadas e culturas agrícolas as principais. Machado et al. (2004) consideram um cenário mais pessimista, com cerca de 55% do Cerrado já convertidos em outras classes de uso da terra. Estas diferenças podem estar relacionadas a

divergências na identificação de pastagens nativas em áreas naturais ou alteradas. Além disso, somente 2% da área do Cerrado estão em áreas protegidas (Klink & Machado, 2005). Devido ao seu alto grau de endemismo e grande perda de habitat, o Cerrado é considerado um dos principais hotspots mundiais para conservação da biodiversidade (Myers et al., 2000).

A análise do padrão de fragmentação do Cerrado em Goiás realizada no Capítulo 1 mostrou que paisagens dominadas por lavoura são mais fragmentadas do que paisagens dominadas por pasto. Paisagens dominadas por lavoura têm mais fragmentos e fragmentos menores do que áreas dominadas por pasto e apresentam menor porcentagem de área ocupada por habitat remanescente. Uma análise do tamanho dos fragmentos em cada paisagem em relação ao tamanho da área de vida de mamíferos ameaçados de extinção mostrou também que paisagens dominadas por lavoura têm menor número de fragmentos com tamanho suficiente para manter essas espécies. Estes resultados mostram que o uso da terra para lavoura pode ser mais prejudicial para a persistência dos mamíferos, mas a análise não usou uma abordagem de PVA explícita.

A Lista Brasileira de Espécies Ameaçadas de Extinção (IBAMA, 2003) conta com 66 espécies de mamíferos, das quais 12% ocorrem no Cerrado (Costa et al., 2005). A perda de habitats, atropelamentos e caça são as principais ameaças para a sobrevivência dos mamíferos que ocorrem no Cerrado (Rodden et al., 2004; Cheida et al., 2006; Miranda et al., 2008; Silveira et al., 2009). Os processos de fragmentação de habitats e conversão do uso da terra continuam acontecendo no Cerrado. Além disso, a possível expansão das plantações de soja e cana-de-açúcar para produção de biocombustíveis (Koh, 2007; Fargione et al., 2008; Koh & Ghazoul, 2008) representa um grande potencial de perda de habitat e pode aumentar a pressão sobre áreas preservadas, aumentando a pressão sobre a biodiversidade.

A partir do padrão de fragmentação do Cerrado observado para o Estado de Goiás (Capítulo 1), este capítulo teve como objetivo prever a probabilidade de extinção de mamíferos em algumas paisagens alteradas de Goiás, fragmentadas pela conversão à pecuária e lavoura. O principal objetivo foi testar a hipótese de que paisagens dominadas por vegetação natural, por pastagem ou por lavoura apresentam riscos de extinção diferentes para estes mamíferos, estimados por uma PVA e, assim, estabelecer uma ordem de riscos que possa ser utilizada em planos de manejo de fauna para o Cerrado. Dessa forma, esse capítulo apresenta um uso diferenciado dos modelos de PVA, agora voltado para escolher áreas prioritárias e avaliar o risco hipotético de extinção de algumas espécies como um substituto efetivo do potencial de conservação dessas áreas.

Métodos

Análise de Viabilidade de Populações

As PVAs foram feitas utilizando o software VORTEX 9.72 (Miller & Lacy, 2005). O VORTEX é um modelo de simulação por computador que consiste em uma simulação Monte Carlo dos efeitos das forças determinísticas e dos eventos estocásticos demográficos, ambientais e genéticos que atuam sobre as populações (Lacy, 1993). Outros programas de análise de viabilidade de populações também estão disponíveis. A escolha do modelo mais adequado depende dos objetivos do estudo e das características da espécie em questão (Lindenmayer et al., 1995).

O VORTEX é um modelo baseado no indivíduo, isto é, simula os eventos que podem ocorrer na vida de cada indivíduo de uma população (Lacy, 2000; Miller & Lacy, 2005). Como qualquer programa de PVA, o VORTEX assume alguns pressupostos matemáticos e biológicos, o que é inevitável, dada a complexidade dos diversos processos que podem ter impacto sobre as populações naturais (Lacy, 1993). O funcionamento e a estrutura do programa são descritos detalhadamente em Lacy (1993; 2000) e Miller & Lacy (2005).

Diversos estudos comparam os resultados dos modelos com séries de dados de campo (Lindenmayer et al., 1995; Brook et al., 2000; Lindenmayer et al., 2000; Chapman et al., 2001; Lindenmayer & Lacy, 2002), demonstrando a capacidade de predição e as limitações de cada modelo. O VORTEX é um modelo adequado para espécies com baixa fecundidade e longo tempo de vida, como mamíferos, aves e répteis (Lacy, 1993).

As espécies de mamíferos foram escolhidas com base nos dados existentes sobre sua biologia necessários para a modelagem pelo VORTEX. Dentro do possível, foram escolhidas espécies de diferentes grupos e tamanhos, visando uma representação de grupos de diferentes necessidades ecológicas. As espécies estudadas foram onça-pintada (*Panthera onca*, ordem Carnívora), tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*, ordem Pilosa), anta (*Tapirus terrestris*, ordem Perissodactyla) e lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*, ordem Carnívora). A onça-pintada, o tamanduá-bandeira e o lobo-guará estão na lista de espécies brasileiras ameaçadas de extinção (IBAMA, 2003). A anta não está na lista nacional, mas consta como ameaçada em listas estaduais (Bergallo et al., 2000; Fontana et al., 2003; Passamani & Mendes, 2007). Além disso, aparece também na lista da IUCN (União Internacional Para a Conservação da Natureza) como “Vulnerável à Extinção” (Medici et al., 2007). Apesar disso, a anta foi

uma das espécies escolhidas por se tratar de um animal de grande porte e de ciclo reprodutivo lento, que dificulta a recuperação da população em caso de declínio (Bodmer et al., 1997; McKinney, 1997).

Os parâmetros populacionais usados para as simulações no VORTEX foram baseados em estudos já existentes (Medici et al., 2007; Paula et al., 2007; Miranda et al., 2008; Sollmann et al., 2008). Foram utilizados os dados de cada cenário-base dos estudos citados. Em alguns casos, alguns parâmetros foram modificados (por exemplo, a modelagem de depressão por endocruzamento ou reprodução dependente de densidade em onça-pintada). Estas alterações foram feitas nos dados dos cenários-base para permitir que a comparação entre as espécies fosse realizada com os mesmos parâmetros básicos. Os dados de tamanho das populações foram obtidos multiplicando a densidade (em ind/km²) pela área do fragmento (em km²) e arredondando o valor obtido para o primeiro número inteiro acima. As simulações foram feitas com fragmentos com áreas variando de 300 a 249000 ha, usando intervalos de 100 ha entre as áreas de 300 a 14000 ha e intervalos de 5000 ha entre 14000 e 249000 ha, totalizando 185 tamanhos de fragmento simulados. Este intervalo foi baseado nos dados dos fragmentos reais que ocorrem nas paisagens em que o estado de Goiás foi dividido. Uma população viável foi considerada como aquela com uma probabilidade de sobrevivência de 95% em 100 anos. A menor e a maior área simuladas foram escolhidas para englobar desde fragmentos com capacidade para apenas um indivíduo (nos casos de onça-pintada e lobo-guará) até fragmentos com área suficiente para manter uma população viável de todas as espécies. Os dados de densidade foram obtidos da literatura, sempre que possível de estudos realizados no Cerrado (Tabela 1). A capacidade de suporte foi considerada igual ao tamanho da população inicial. Nestas simulações, foram modeladas populações isoladas, ou seja, sem conectividade entre elas. Não foram

incluídos depressão por endocruzamento, retirada de animais da população ou suplementação, manipulação genética e catástrofes. Para cada simulação foram rodadas 100 iterações por 100 anos.

Os parâmetros de entrada dos cenários-base utilizados no VORTEX estão listados nas Tabelas 2-4. Como uma forma de análise de sensibilidade, foram feitas simulações considerando a reprodução dependente de densidade. Para estas simulações, apenas dados para a onça-pintada e para o tamanduá-bandeira estavam disponíveis (Miranda et al., 2008; Sollmann et al., 2008). Os parâmetros usados nestas simulações estão na Tabela 5.

Tabela 1: Densidade populacional das espécies de mamíferos que ocorrem no Cerrado para as quais foi realizada PVA.

Espécie	Densidade (ind/km²)	Local do estudo	Fonte
Onça-pintada (<i>Panthera onca</i>)	0,02	Parque Nacional das Emas, Goiás	Silveira (2004)
Anta (<i>Tapirus terrestris</i>)	0,37	Barão do Melgaço, Pantanal, Mato Grosso	Cordeiro (2004)
Tamanduá-bandeira (<i>Myrmecophaga tridactyla</i>)	0,40	Parque Nacional das Emas, Goiás	Miranda (2004)
Lobo-guará (<i>Chrysocyon brachyurus</i>)	0,05	Parque Nacional das Emas, Goiás	Silveira et al. (2009)

Tabela 2: Dados ambientais e de descrição dos cenários inseridos no VORTEX para as simulações dos cenários-base de cada espécie de mamíferos estudada. EV: variação ambiental; SD: desvio-padrão.

Parâmetros	Onça-pintada	Tamanduá-bandeira	Anta	Lobo-guará
Depressão por endocruzamento	Não	Não	Não	Não
Concordância de EV em reprodução e sobrevivência	Sim	Sim	Sim	Sim
Catástrofes	Não	Não	Não	Não
Reprodução dependente da densidade	Não	Não	Não	Não
Capacidade de suporte	$K = N$	$K = N$	$K = N$	$K = N$
Variação ambiental na capacidade de suporte (SD)	0	0	0	0

Tabela 3: Parâmetros referentes aos dados reprodutivos das espécies de mamíferos estudadas inseridos no VORTEX para as simulações dos cenários-base. SD: desvio-padrão.

Parâmetros	Onça-pintada	Tamanduá-bandeira	Anta	Lobo-guará
Sistema reprodutivo	Poligâmico	Poligâmico	Monogâmico	Monogâmico a longo prazo
Idade da fêmea na primeira ninhada	2	3	4	2
Idade do macho na primeira ninhada	2	3	4	2
Idade máxima de reprodução	10	15	22	10
Número máximo de filhotes por ano	4	1	1	5
Razão sexual no nascimento (em % de machos)	50	50	50	50
Porcentagem de fêmeas adultas reprodutivas	50	100	60	60
Variação ambiental nessa % (SD)	12,5	12,5	6	10
Distribuição do número de filhotes por fêmea por ano	Específica	Específica	Específica	Específica
% de fêmeas com 1 filhote	5	100	100	21
% de fêmeas com 2 filhotes	40	-	-	24
% de fêmeas com 3 filhotes	30	-	-	28
% de fêmeas com 4 filhotes	25	-	-	19
% de fêmeas com 5 filhotes	-	-	-	8
Porcentagem de machos no pool reprodutivo	90	100	90	90
Distribuição etária	Estável	Estável	Estável	Estável

Tabela 4: Parâmetros referentes às taxas de mortalidade das espécies de mamíferos estudadas inseridos no VORTEX para as simulações dos cenários-base. SD: desvio-padrão.

Parâmetros	Onça-pintada	Tamanduá-bandeira	Anta	Lobo-guará
Mortalidade das fêmeas no primeiro ano de vida	34	60	10	60
SD devido à variação ambiental	10	6	2,5	10
Mortalidade das fêmeas na idade 1 – 2	15	10	15	20
SD devido à variação ambiental	5	1	3,75	5
Mortalidade das fêmeas na idade 2 – 3	-	10	15	-
SD devido à variação ambiental	-	1	3,75	-
Mortalidade das fêmeas na idade 3 – 4	-	-	15	-
SD devido à variação ambiental	-	-	3,75	-
Mortalidade das fêmeas adultas	15	10	8	10
SD devido à variação ambiental	5	1	2	2
Mortalidade dos machos no primeiro ano de vida	34	40	10	60
SD devido à variação ambiental	10	4	2,5	10
Mortalidade dos machos na idade 1 – 2	20	10	15	20
SD devido à variação ambiental	5	1	3,75	5
Mortalidade dos machos na idade 2 – 3	-	10	15	-
SD devido à variação ambiental	-	1	3,75	-
Mortalidade dos machos na idade 3 – 4	-	-	15	-
SD devido à variação ambiental	-	-	3,75	-
Mortalidade dos machos adultos	30	10	8	10
SD devido à variação ambiental	5	1	2	2

Tabela 5: Parâmetros referentes aos dados reprodutivos de onça-pintada e tamanduá-bandeira inseridos no VORTEX para as simulações considerando a reprodução dependente de densidade. SD: desvio-padrão.

Parâmetros	Onça-pintada	Tamanduá-bandeira
Sistema reprodutivo	Poligâmico	Poligâmico
Reprodução dependente da densidade	Sim	Sim
Fêmeas reprodutivas em densidade baixa (%), P_0	50	90
Fêmeas reprodutivas na capacidade de suporte (%), P_K	30	60
Parâmetro Allee (A)	0,5	1
Parâmetro B	2	2
Idade da fêmea na primeira ninhada	2	3
Idade do macho na primeira ninhada	2	3
Idade máxima de reprodução	10	15
Número máximo de filhotes por ano	4	1
Razão sexual no nascimento (em % de machos)	50	50
Porcentagem de fêmeas adultas reprodutivas	50	100
Variação ambiental nessa % (SD)	12.5	12.5
Distribuição do número de filhotes por fêmea por ano	Específica	Específica
% de fêmeas com 1 filhote	5	100
% de fêmeas com 2 filhotes	40	-
% de fêmeas com 3 filhotes	30	-
% de fêmeas com 4 filhotes	25	-
% de fêmeas com 5 filhotes	-	-
Porcentagem de machos no pool reprodutivo	90	100
Distribuição etária	Estável	Estável

Análise Estatística

Para cada espécie de mamífero, a relação entre a área dos fragmentos e a probabilidade de sobrevivência estimada pelo VORTEX foi ajustada utilizando procedimento de regressão não-linear assumindo um modelo logístico de acordo com a equação

$$x = \frac{LN\left(\frac{1-y}{ay}\right) \times 1000}{b},$$

sendo: x = área do fragmento; y = probabilidade de sobrevivência; a = intercepto; b = coeficiente de regressão.

As equações das regressões ajustadas serviram para predizer qual seria a área do fragmento que teria capacidade de manter uma população viável (95% de probabilidade de sobrevivência em 100 anos) de cada espécie.

Para cada uma das células em que o estado de Goiás foi dividido, foram listados quantos fragmentos com áreas maiores ou iguais ao valor predito cada célula continha e o ambiente dominante de cada célula (cerrado, pastagem ou lavoura). Considerando a densidade de cada espécie, também foi listado o tamanho da população que cada fragmento seria capaz de suportar, estimado pelas regressões ajustadas. Para testar a hipótese de que o tipo de uso predominante afeta o tamanho de população predito de cada espécie foi utilizada inferência por intervalo de confiança (Zar, 1999).

A probabilidade de sobrevivência de cada espécie nos remanescentes de vegetação natural do Estado de Goiás foi estimada a partir das equações das regressões.

Os resultados foram espacializados, gerando um mapa da probabilidade de persistência das populações de cada espécie no estado de Goiás.

Resultados

A onça-pintada é a espécie com menor viabilidade nos fragmentos de Goiás. De acordo com as equações das regressões, esta espécie necessita de uma área de 113.375 ha para alcançar uma probabilidade de sobrevivência de 95% em 100 anos, equivalente a um tamanho de população de 23 indivíduos. O lobo-guará precisa de uma área de 61.424 ha, com um tamanho de população de 31 indivíduos. O tamanduá-bandeira e a anta aparecem em uma situação menos crítica, sendo viáveis em fragmentos menores: 10.092 ha para o tamanduá-bandeira, com uma população de 41 indivíduos, e 6.019 ha para a anta, com uma população de 23 indivíduos (Figura 1).

Os modelos com reprodução dependente de densidade resultaram em necessidade de áreas maiores para onça-pintada (160.312 ha, com tamanho populacional igual a 33 indivíduos) e tamanduá-bandeira (22.752 ha, com população de 91 indivíduos).

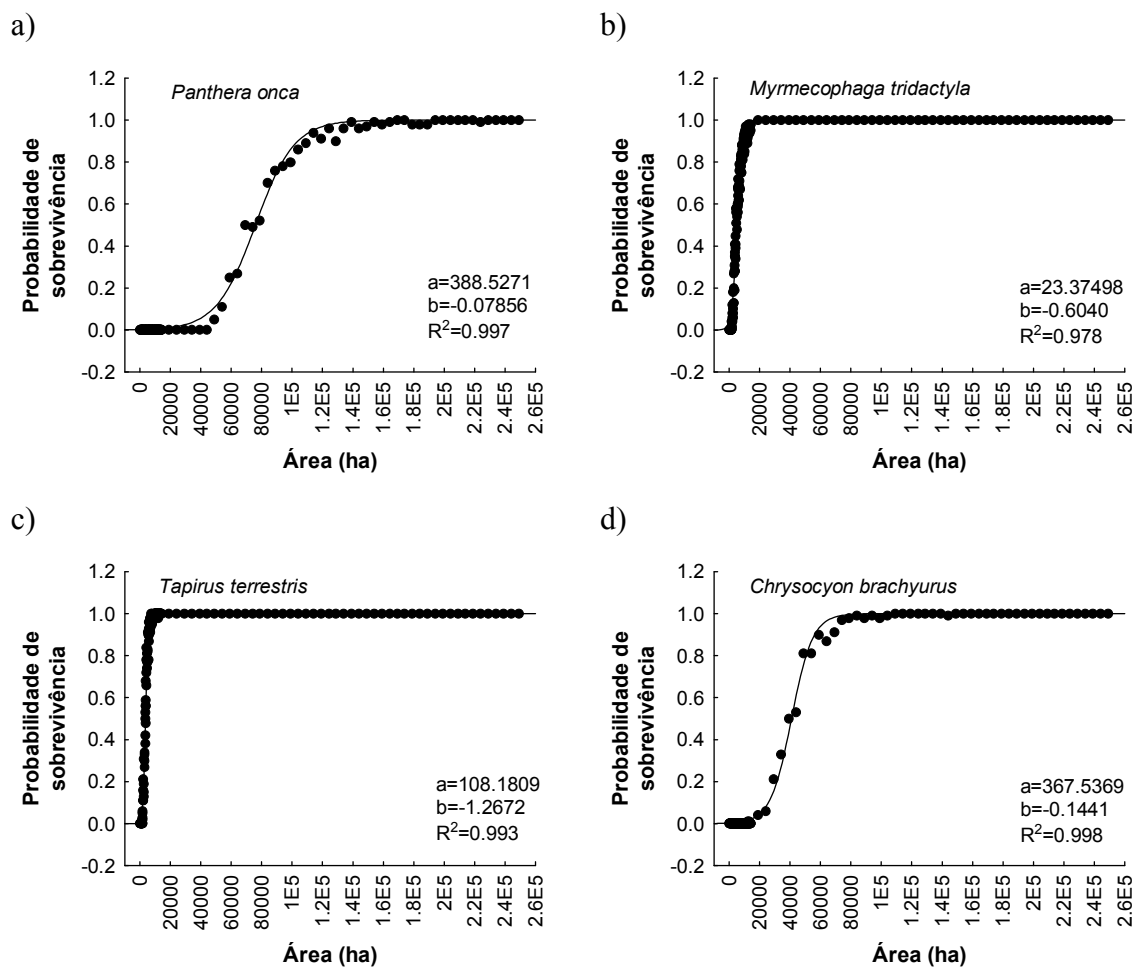


Figura 1: Regressão entre a probabilidade de sobrevivência de cada espécie (considerando a reprodução independente da densidade) e a área do fragmento (em ha). (a) onça-pintada (*Panthera onca*); (b) tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*); (c) anta (*Tapirus terrestris*); e (d) lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*).

A relação entre o tamanho da população de cada espécie com o ambiente dominante de cada paisagem (cerrado, pasto ou lavoura) mostrou que paisagens dominadas por cerrado são capazes de suportar populações maiores de todas as espécies. As paisagens dominadas por pastagens foram intermediárias, com capacidade de manter populações maiores do que as paisagens dominadas por lavoura, mas menores do que as paisagens dominadas por cerrado (Figura 2). Em paisagens dominadas por lavoura não há nenhum fragmento com área suficiente para manter uma população de onça-pintada. Já tamanduá-bandeira e anta, que têm densidades mais altas na natureza, podem ter populações maiores, assumindo o pressuposto de que a área é o fator mais importante (e que não há diferenças na qualidade do habitat). Mesmo fragmentos em paisagens de lavoura ainda apresentam possibilidade de manter populações dessas espécies, embora com tamanhos menores do que nas paisagens dominadas por cerrado e por pastagem (Figura 2).

Os mapas de probabilidade de sobrevivência de cada espécie nos remanescentes de Goiás também mostraram onça-pintada e lobo-guará como as espécies mais ameaçadas. Populações viáveis destas espécies ocorrem apenas nos fragmentos maiores do Estado. Tamanduá-bandeira e anta são capazes de permanecer viáveis mesmo em fragmentos menores (Figura 3). Fragmentos com capacidade para manter populações viáveis das quatro espécies simultaneamente ainda existem, localizados principalmente na região da Chapada dos Veadeiros, no oeste, próximo ao rio Araguaia, no Parque Nacional das Emas e em algumas áreas do sudoeste do estado (Figura 4).

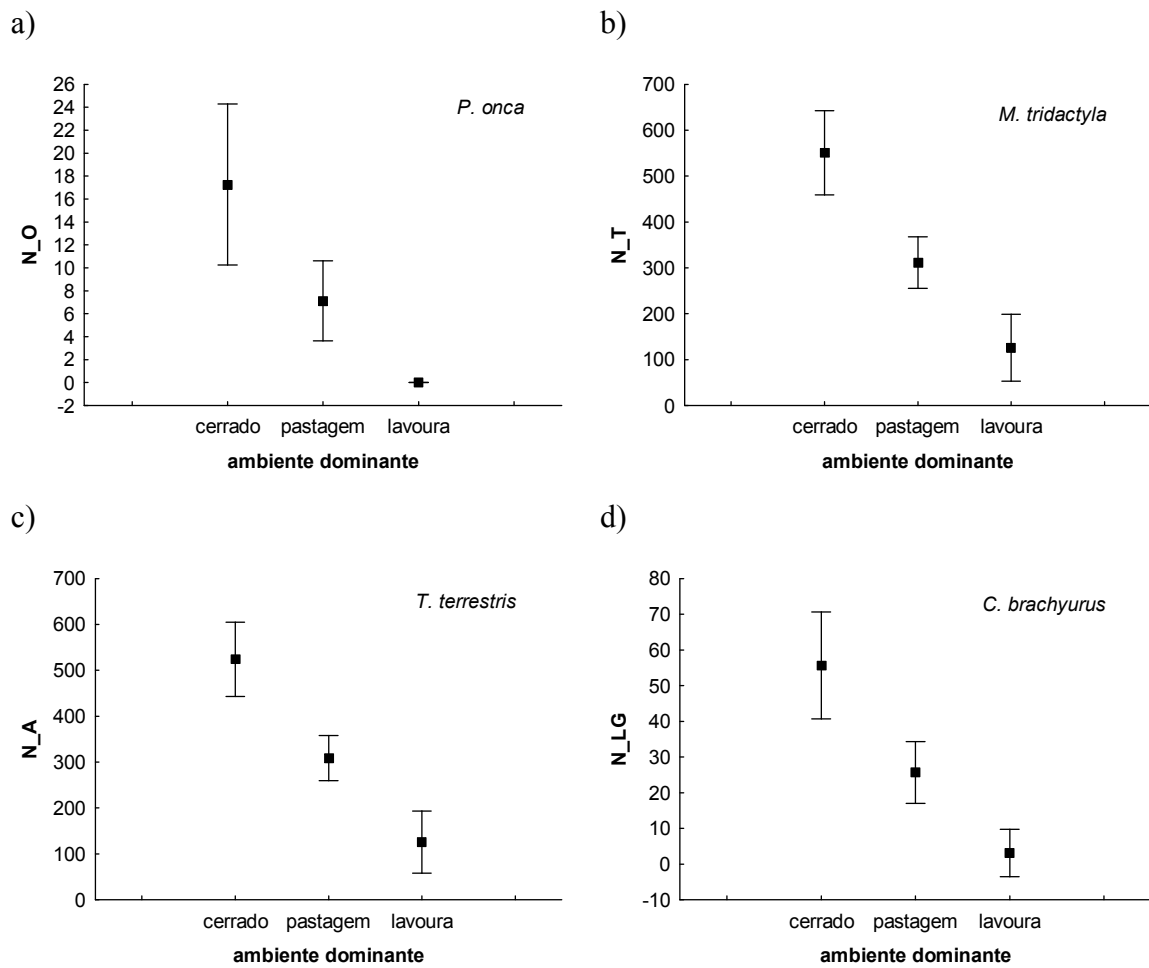
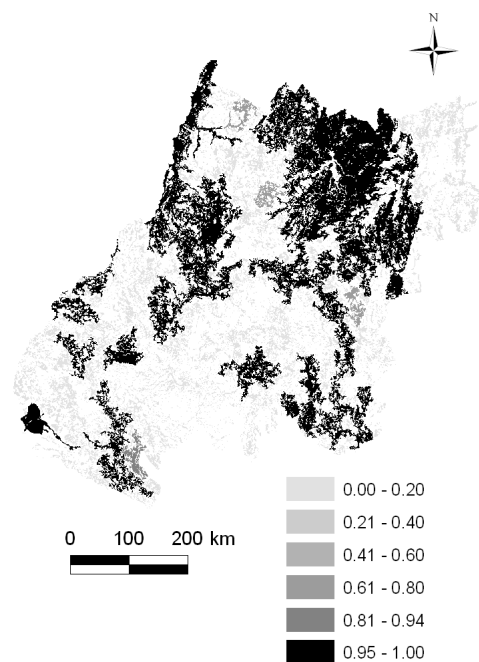
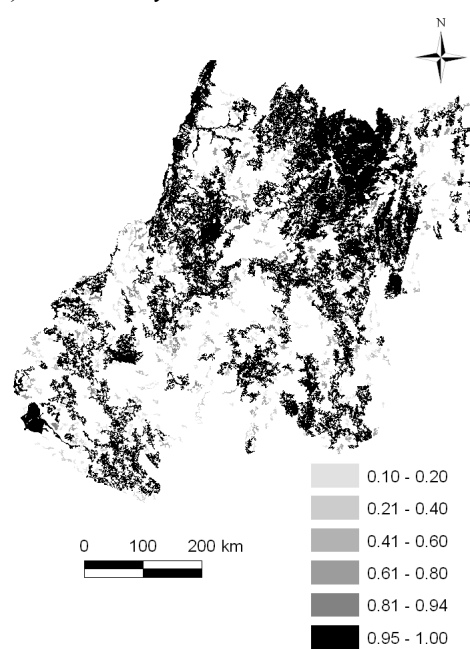


Figura 2: Tamanho da população (N) nas paisagens dominadas por cerrado (vegetação natural), pastagem e lavoura. (a) onça-pintada (*Panthera onca*); (b) tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*); (c) anta (*Tapirus terrestris*); e (d) lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*).

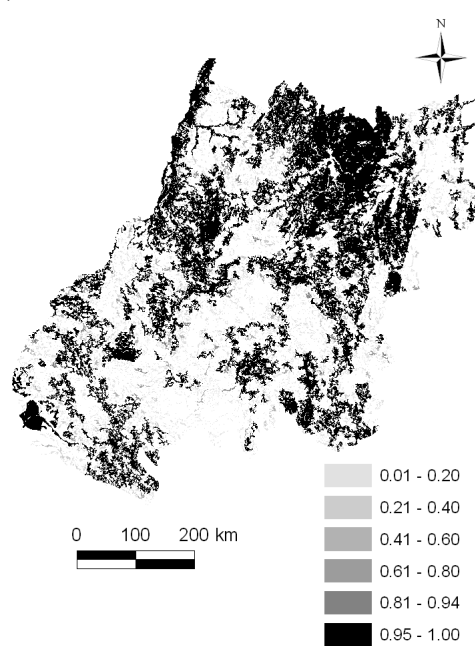
a) *P. onca*



b) *M. tridactyla*



c) *T. terrestris*



d) *C. brachyurus*

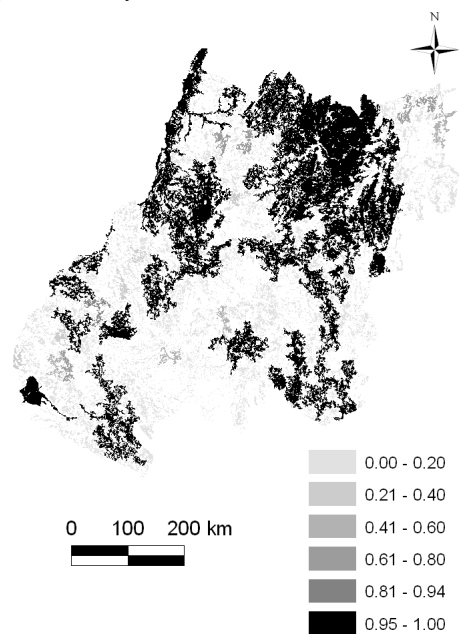


Figura 3: Probabilidade de sobrevivência das espécies de mamíferos estudadas nos remanescentes de vegetação natural no Estado de Goiás. (a) onça-pintada (*Panthera onca*); (b) tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*); (c) anta (*Tapirus terrestris*); (d) lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*).

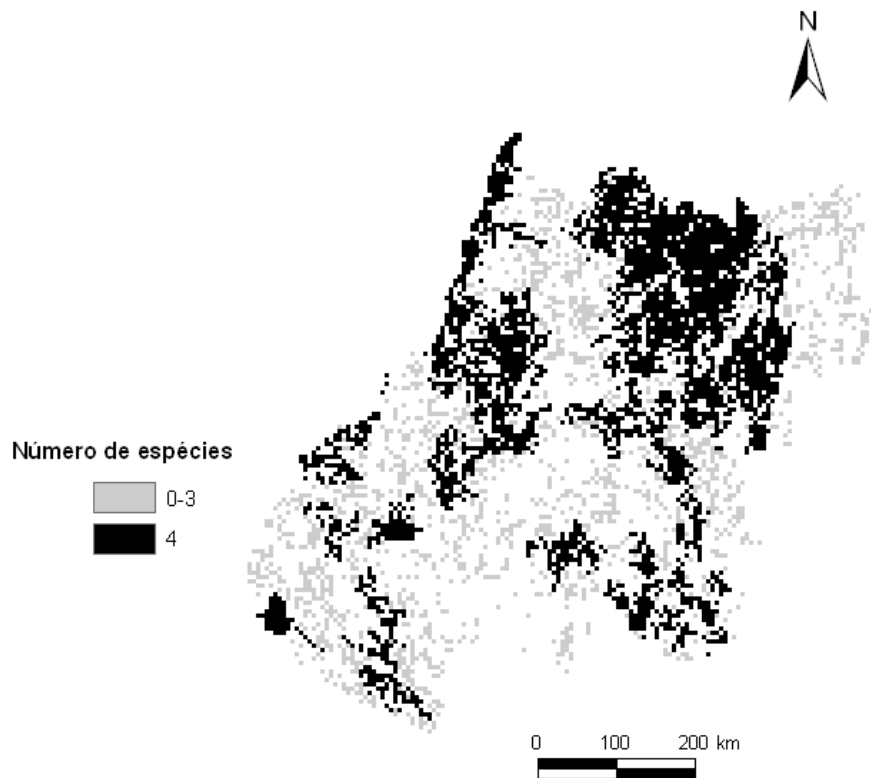


Figura 4: Probabilidade de sobrevivência $P(S)$ nos remanescentes de vegetação natural no Estado de Goiás, juntando todas as espécies de mamíferos estudadas. Em preto, os remanescentes com $P(S) > 95\%$ para as quatro espécies estudadas.

Discussão

Considerações metodológicas: limites e domínio da abordagem utilizada

Muitas das críticas à análise de viabilidade de populações encontradas na literatura se referem à incerteza na estimativa dos parâmetros. Se por um lado estas incertezas existem (e podem ser minimizadas com a análise de sensibilidade), por outro, não há tempo para estudos detalhados que nos permitam obter dados completos sobre as espécies, especialmente quando se trata de espécies ameaçadas. A PVA pode ser considerada um modelo adequado, que permite estimar com êxito a probabilidade de sobrevivência de uma população, além de ser facilmente disponível. Nesse sentido, a PVA é, sem dúvida, uma ferramenta útil para auxiliar a tomada de decisões em conservação e seu uso é plenamente justificado (Brook et al., 2000; Lindenmayer & Lacy, 2002; Reed et al., 2002). No entanto, devemos lembrar que se trata de um modelo e, portanto, os resultados devem ser analisados como projeções possíveis do destino de uma população.

Os modelos apresentados no presente trabalho não incluíram ocorrência de catástrofes e depressão por endocruzamento. A depressão por endocruzamento pode aumentar a vulnerabilidade das populações à extinção (Frankham, 1995; Lacy, 1997; Frankham & Ralls, 1998; Saccheri et al., 1998; Spielman et al., 2004; O'Grady et al., 2006). Não considerar os efeitos do endocruzamento sobre a extinção das populações pode superestimar as estimativas de probabilidade de sobrevivência (O'Grady et al., 2006). Entretanto, os impactos do endocruzamento são variáveis e dependem de características das populações e de como elas interagem com o ambiente (Hedrick & Kalinowski, 2000). No VORTEX, a depressão por endocruzamento é modelada de uma

forma mais simples como tendo efeito na sobrevivência dos indivíduos no primeiro ano de vida. Assim, o resultado geralmente subestima os impactos do endocruzamento sobre as populações, uma vez que ele pode afetar outros componentes da adaptabilidade, como sobrevivência de adultos, fecundidade e sucesso na competição por parceiros (Miller & Lacy, 2005).

Catástrofes são eventos que ocorrem com pouca frequência e que apresentam variações ambientais extremas, com grande impacto sobre as populações. Catástrofes, portanto, devem ter grande influência sobre a probabilidade de extinção de uma população (Mangel & Tier, 1994; Reed et al., 2003). No VORTEX é possível modelar a frequência, extensão de ocorrência e severidade de catástrofes e avaliar seus efeitos sobre a reprodução e/ou sobrevivência das populações. No entanto, é difícil prever a frequência e a intensidade destes eventos (Ludwig, 1999; Coulson et al., 2001), de modo que suas estimativas muitas vezes podem não ser muito confiáveis.

De um modo geral, podemos assumir que a inclusão do endocruzamento e da ocorrência de catástrofes nos modelos tenderia a um resultado no qual a situação das espécies seria ainda mais crítica. Dessa forma, é provável que os resultados apresentados aqui estejam superestimando a probabilidade de sobrevivência e que, se este for o caso, as espécies necessitariam de áreas de habitat ainda maiores para persistir. No entanto, qualitativamente, a evidência e as informações existentes sugerem que a ordem de risco sugerida provavelmente continuaria a mesma, ou seja, a onça-pintada ainda seria a espécie mais ameaçada, necessitando de áreas maiores para ter populações viáveis.

A análise de sensibilidade avalia o impacto de variações nos parâmetros testados no modelo original (Miller & Lacy, 2005). Neste estudo, os parâmetros relacionados à reprodução foram modificados, com modelos considerando a reprodução

dependente de densidade. Estes modelos resultaram em previsões mais pessimistas sobre o risco de extinção de onça-pintada e tamanduá-bandeira, com populações viáveis apenas em fragmentos maiores. Portanto, os modelos que não consideram a dependência de densidade podem estar superestimando a probabilidade de sobrevivência das espécies.

Por outro lado, modelos que não consideram a dispersão entre as populações podem subestimar a probabilidade de sobrevivência. Simulações que permitem modelar o movimento de indivíduos de diferentes populações de um fragmento para outro devem resultar em uma maior probabilidade de sobrevivência das espécies em fragmentos menores. Este resultado deve ser esperado, uma vez que a capacidade de usar a matriz e de se mover entre fragmentos deve aumentar a viabilidade das populações. No entanto, é importante ter em mente também que em populações muito fragmentadas a dispersão pode reduzir a persistência das populações (Brito & Fonseca, 2007).

Nesse estudo, estamos assumindo que a matriz é inóspita para as espécies estudadas, seja pela intensidade de uso humano que ela representa, seja pelas alterações de cobertura. Essa abordagem pode ser considerada como um modelo inicial que representa uma situação extrema. Se considerarmos que uma matriz de cultura agrícola que tende a uma intensificação tecnológica que aumenta o impacto nesse sistema, pelo uso de agrotóxicos ou outros efeitos, a noção de que essa matriz pode se tornar cada vez menos utilizável pela fauna se torna mais realista (Millán de la Peña et al., 2003; Donald, 2004). Um aspecto importante nesse sentido é a substituição de algumas áreas, possivelmente hoje ocupadas por pastagem, por culturas relacionadas à produção de biocombustíveis (Fearnside, 2001; Fargione et al., 2008). A cana-de-açúcar lidera a tendência dessa substituição e o sistema atual de manejo da cana, com a colheita através da queima, é extremamente danosa ao ambiente e torna a matriz mais impermeável à

dispersão de muitas espécies. Esse também pode ser um argumento importante para considerar o cenário de não dispersão pela matriz como algo realista em um futuro não muito distante.

A abordagem discutida no presente estudo considera que a área do fragmento é o fator preponderante para determinar a persistência das espécies, e não a estrutura metapopulacional. A área do fragmento tem sido considerada um dos principais fatores determinantes do risco de extinção (Andrén, 1994; Reed, 2004; Burkey & Reed, 2006). Informações de qualidade sobre dispersão também são raras, assim como as informações sobre endocruzamento. Dessa forma, a abordagem utilizada aqui pode ser considerada conservadora, uma vez que é possível que algumas populações consideradas aqui como não viáveis poderiam persistir, no caso de possibilidade de dispersão entre fragmentos ou de haver uma estrutura de metapopulação.

Conservação das espécies individuais

A anta foi a espécie mais viável nos fragmentos de Goiás. Apesar de ser um animal de grande porte, a anta é capaz de persistir em fragmentos menores do que o tamanduá-bandeira. O tamanduá-bandeira é a espécie com a maior densidade dentre os mamíferos analisados aqui e, com isto, os fragmentos poderiam suportar populações maiores desta espécie. No entanto, o tamanduá-bandeira necessita de uma área maior do que a anta para se manter viável em 100 anos. Estes resultados podem estar relacionados com características biológicas das espécies. Por exemplo, em comparação ao tamanduá-bandeira, os parâmetros utilizados para a anta apresentavam menor mortalidade de machos e fêmeas no primeiro ano de vida e de adultos, o que pode contribuir para a maior sobrevivência desta espécie nas paisagens de Goiás. Outras

diferenças, como o sistema reprodutivo e idade da primeira da primeira reprodução poderiam favorecer o tamanduá-bandeira. No entanto, isso não foi observado. Estes resultados sugerem que a maior persistência da anta pode ser devida à menor mortalidade. Essa menor mortalidade pode ser dependente de fatores externos, como, por exemplo, menor pressão de caça. Além disso, o tamanduá-bandeira tem pêlos inflamáveis e baixa mobilidade, sendo mais suscetíveis aos efeitos de incêndios (Miranda et al., 2008). Um outro ponto que diferencia estas duas espécies e que pode ter influência na persistência é o hábito alimentar. A anta é uma espécie de hábito herbívoro-frugívoro, enquanto o tamanduá-bandeira é insetívoro e se alimenta principalmente de formigas e cupins (Fonseca et al., 1996; Emmons & Feer, 1997). O tamanduá-bandeira possui uma dieta mais especializada do que a anta, o que também é um fator que pode tornar o tamanduá mais propenso à extinção (McKinney, 1997; Crooks, 2002).

De acordo com Crooks (2002), tamanho do corpo explica uma parte das respostas de mamíferos carnívoros à fragmentação de habitats. Outras características, como dieta, estrutura social e comportamento também influenciam nas respostas das espécies aos efeitos da fragmentação. Espécies mais especialistas foram mais vulneráveis a distúrbios ambientais.

As espécies mais ameaçadas, com menor viabilidade em Goiás, foram a onça-pintada e o lobo-guará. A onça-pintada é uma espécie de alto nível trófico, com grande área de vida e que ocorre preferencialmente nas áreas de fisionomia florestal do Cerrado (Silveira, 2004). Além disso, ocorre em densidades muito baixas em Goiás. Estas características a tornam uma espécie bastante ameaçada no Cerrado (Purvis et al., 2000; Cardillo et al., 2004; Collen et al., 2006). O nível trófico pode ser um fator importante para o risco de extinção, pois indica uma dependência da espécie a outros componentes

do ecossistema. Uma espécie pode estar mais vulnerável à extinção se depende de outra espécie que está ameaçada (Purvis et al., 2000).

Paisagens dominadas por lavoura já não contêm fragmentos com área suficiente para manter populações viáveis de onça-pintada. Este fato indica que medidas para a conservação da onça-pintada nestas áreas devem se basear em recuperação de áreas degradadas, que podem resultar em aumento de área de habitat. Sem isso, outras ações, como, por exemplo, evitar a caça, não darão resultados a longo prazo. A maioria dos fragmentos com área suficiente para manter populações viáveis de onça-pintada ocorre apenas no norte de Goiás. Estes resultados mostram que a onça-pintada pode persistir somente em paisagens dominadas por vegetação natural ou por pastagem e provavelmente restritas ao norte do Estado. As paisagens dominadas por lavoura se concentram na região sul de Goiás e, mesmo que a onça ainda seja encontrada nesta região, essas populações podem ser consideradas relictos fadados à extinção local. Essa situação pode caracterizar um débito de extinção: sem condições adequadas para a persistência de uma população, ela será extinta, mas essa extinção ainda não foi consumada porque isso leva algum tempo após a perda de habitat para acontecer (Hanski & Ovaskainen, 2002). Na região sudoeste de Goiás está o Parque Nacional das Emas (PNE), uma unidade de conservação de cerca de 132.000 ha. Esta área é maior do que a área predita pela equação para a persistência de uma população de onça-pintada (113.375 ha) e mostra a importância de ações para preservação de áreas naturais ainda existentes.

Assim como a onça-pintada, a densidade populacional do lobo-guará em Goiás também é muito baixa (Silveira et al., 2009). O lobo-guará é um mamífero de médio porte e taxa de crescimento relativamente baixa e, portanto, também possui características que aumentam a vulnerabilidade à extinção (Purvis et al., 2000; Cardillo

et al., 2004). O lobo-guará habita principalmente as áreas de campo aberto do Cerrado (Dietz, 1984; Juarez & Marinho-Filho, 2002; Jácomo et al., 2004). Silveira et al. (2009) estimaram uma densidade relativamente alta de lobo-guará, comparada a outras estimativas (por exemplo, Trolle et al., 2007). O estudo de Silveira et al. (2009) foi realizado no Parque Nacional das Emas, que está localizado na região central da distribuição geográfica do lobo-guará e é uma das últimas áreas naturais de campo aberto do Brasil. Com base na área de fragmento predita pela equação, o PNE tem uma área suficiente para suportar uma população viável do lobo-guará em 100 anos. No entanto, assim como para a onça-pintada, ações efetivas de conservação são necessárias, não só na área do PNE e seu entorno, mas também em outras regiões. Em outras regiões do Cerrado a situação pode ser mais crítica, devido à baixa densidade das populações. De acordo com Rodrigues & Diniz-Filho (2007), os principais fatores de ameaça de extinção do lobo-guará estão relacionados com processos demográficos, como grande flutuação da população e redução da capacidade de suporte. Apesar da situação de ameaça observada para o lobo-guará, este mamífero tem uma grande capacidade de dispersão e também é capaz de usar áreas alteradas, convertidas em agricultura, onde pode encontrar presas e abrigo (Rodden et al., 2004; Trolle et al., 2007; Lyra-Jorge et al., 2008). Por isso, pode ser menos sensível à perda de habitat. A capacidade de usar as áreas alteradas depende da existência de uma matriz permeável, que permita o movimento de indivíduos entre os fragmentos e pode possibilitar que fragmentos menores do que a área predita pelas equações tenham capacidade de manter populações viáveis.

Áreas de conservação de mamíferos

Algumas paisagens em que o estado de Goiás foi dividido não têm nenhum fragmento de vegetação natural com área suficiente para manter uma população viável de nenhuma das espécies. Estas paisagens são na maioria dominadas por lavoura e localizadas principalmente na região sul de Goiás. Este resultado reforça a hipótese proposta nesse trabalho de que paisagens dominadas por lavoura são mais prejudiciais para a sobrevivência das espécies de mamíferos do que as paisagens dominadas por pastagem, como foi estabelecido no Capítulo 1. As regiões com fragmentos de vegetação nativa que ainda têm a capacidade de manter populações viáveis das quatro espécies analisadas podem ser consideradas como áreas importantes para conservação da biodiversidade em Goiás, e que merecem estudos de campo para determinar o estado atual da fauna de mamíferos presente.

A menor viabilidade das espécies em áreas dominadas por lavoura pode ser explicada pelo padrão de fragmentação observado nestas paisagens. A região sul de Goiás é a região do Estado com maior concentração de atividade de lavoura e foi a primeira a ser colonizada (Miziara & Ferreira, 2006). As áreas dominadas por lavoura são mais fragmentadas, com um número maior de fragmentos e de tamanhos menores do que paisagens dominadas por pasto. Além disso, áreas de lavoura necessitam de estradas para o escoamento da produção, o que possivelmente pode tornar os fragmentos remanescentes mais isolados, causando maior impacto sobre a biodiversidade (Goosem, 1997). Nas regiões sul e central de Goiás há uma grande concentração de atividade de lavoura próxima a grandes rodovias (Miziara & Ferreira, 2006).

As paisagens dominadas por cerrado são as que suportam populações maiores, seguidas de paisagens dominadas por pastagem e paisagens dominadas por lavoura.

Estes resultados ilustram como o processo de ocupação de Goiás, especialmente a conversão de terras para lavoura, foi prejudicial para a biodiversidade. Os resultados indicam uma situação mais favorável para a persistência das espécies principalmente na região nordeste de Goiás, que foi uma região colonizada mais tarde. Esta condição pode ter sido favorecida também pelo fato de o nordeste do Estado, onde predominam paisagens dominadas por vegetação natural, ser uma região com relevo mais acidentado e com solos não apropriados para agricultura (Sano et al., 2006).

Apesar de apresentarem uma situação menos favorável para a sobrevivência de populações de mamíferos, as paisagens dominadas por lavoura ainda contêm fragmentos com área capaz de manter populações viáveis de algumas espécies (com exceção para onça-pintada). A preservação desses fragmentos pode possibilitar a manutenção dos serviços de ecossistemas (Costanza et al., 1997) e das interações ecológicas ainda preservadas nesses remanescentes (Tschardt et al., 2002).

Muitos remanescentes de vegetação natural são pequenos e, por isso, devem comportar populações pequenas, o que facilita a perda de espécies por fatores estocásticos, mesmo que a causa da fragmentação ou da perda de habitats seja interrompida (Hedrick et al., 1996; Kemper et al., 2000; Henle et al., 2004). A persistência, a longo prazo, das espécies de mamíferos do Cerrado depende não só da criação e manutenção de áreas protegidas, mas também de ações efetivas de conservação e manejo nas áreas externas às unidades de conservação.

Um aspecto importante dos modelos aqui desenvolvidos é que há uma forte coincidência das áreas com maior probabilidade de persistência entre as diferentes espécies de mamíferos analisadas. Este é um resultado importante porque sugere que mesmo projetos desenhados para preservar espécies de grande apelo público, como a onça-pintada ou o lobo-guará, podem, incidentalmente, preservar o restante da fauna

ameaçada. Neste caso, a onça-pintada e o lobo-guará poderiam servir como espécie guarda-chuva (Caro, 2003; Roberge & Angelstam, 2004; Fontaine et al., 2007). Uma espécie guarda-chuva é aquela cuja conservação pode servir para conservar também outras espécies que ocorrem na mesma área (Roberge & Angelstam, 2004). Este conceito foi proposto como uma ferramenta para determinar um tamanho mínimo para áreas de conservação, selecionar áreas a serem incluídas em redes de reservas e estabelecer um conjunto mínimo de atributos para composição, estrutura e processos do ecossistema (Roberge & Angelstam, 2004). Sob esse ponto de vista, a onça-pintada ou o lobo-guará podem ser considerados como espécies guarda-chuva viáveis para planos de conservação no Cerrado, incluindo tanto as fisionomias florestais como os campos abertos.

Além disso, as espécies estudadas aqui reúnem um conjunto de características ecológicas complementares e importância socioeconômica e, por isso, podem ser pensadas como espécies-paisagem (Sanderson et al., 2002; Cunha & Grelle, 2008). Esta abordagem pode ser usada para orientar o manejo de paisagens ameaçadas e a conservação da biodiversidade em áreas pouco conhecidas e pode ser usada para implementar planos de conservação em escala local e regional (Cunha & Grelle, 2008).

Conclusão

As PVAs realizadas neste estudo resultaram em predições do risco de extinção de mamíferos apontando a onça-pintada como a espécie com maior risco de extinção, seguida de lobo-guará, tamanduá-bandeira e anta.

A menor viabilidade das populações de todas as espécies estudadas foi observada em paisagens dominadas por lavoura. As análises realizadas neste capítulo, utilizando a técnica de PVA para predizer o risco de extinção nas paisagens de Goiás, confirmaram a predição do primeiro capítulo de que áreas de lavoura são mais prejudiciais para a persistência das espécies do que áreas de pasto. Paisagens dominadas por lavoura não são viáveis para onça-pintada, mas ainda contêm fragmentos de vegetação nativa com área suficiente para manter populações viáveis de lobo-guará, tamanduá-bandeira e anta. Portanto, estes fragmentos devem ser preservados, possibilitando ainda a manutenção dos serviços de ecossistemas e das interações ecológicas que ainda persistem. As paisagens dominadas por cerrado, localizadas especialmente no nordeste de Goiás, podem ser consideradas com maior potencial direto pra conservação da biodiversidade e como áreas importantes para o estabelecimento de unidades de conservação.

Medidas de conservação devem incluir, além da manutenção dos fragmentos remanescentes, a recuperação de áreas degradadas e a limitação das ações humanas sobre essas espécies, evitando desmatamento para expansão ou criação de novas áreas de produção agropecuária, caça e outros impactos.

Modelos de PVA não incluem todos os aspectos que podem ter influência na dinâmica das populações. Os modelos utilizados neste estudo podem ser considerados mais simples, e análise de sensibilidade e inclusão de mais parâmetros podem tornar o

modelo mais robusto. No entanto, seus resultados são válidos como indicadores da situação de ameaça enfrentada pelas espécies no Cerrado. Diante das dificuldades inerentes ao conhecimento detalhado dos parâmetros e variáveis que influenciam a dinâmica das populações, especialmente de espécies ameaçadas, a PVA é uma forma útil de analisar e projetar possíveis resultados das populações no futuro e pode ser usada como ferramenta para auxiliar na determinação de ações de conservação.

Literatura citada

- Akçakaya, H.R., Sjögren-Gulve, P., 2000. Population viability analyses in conservation planning: an overview. *Ecological Bulletins* 48, 9-21.
- 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.
- Armbruster, P., Fernando, P., Lande, R., 1999. Time frames for population viability analysis of species with long generations: an example with Asian elephants. *Animal Conservation* 2, 69-73.
- Baldi, G., Guerschman, J.P., Paruelo, J.M., 2006. Characterizing fragmentation in temperate South America grasslands. *Agriculture Ecosystems & Environment* 116, 197-208.
- Ball, S.J., Lindenmayer, D.B., Possingham, H.P., 2003. The predictive accuracy of population viability analysis: a test using data from two small mammal species in a fragmented landscape. *Biodiversity and Conservation* 12, 2393-2413.
- Beissinger, S.R., 2000. Ecological mechanisms of extinction. *Proceedings of National Academy of Sciences of USA* 97, 11688-11689.
- Bergallo, H.G., Rocha, C.F.D., Alves, M.A.S., Van Sluys, M., 2000. A fauna ameaçada de extinção do estado do Rio de Janeiro. Ed. UERJ, Rio de Janeiro.
- Bodmer, R.E., Eisenberg, J.F., Redford, K.H., 1997. Hunting and the likelihood of extinction of Amazonian mammals. *Conservation Biology* 11, 460-466.
- Boyce, M.S., 1992. Population viability analysis. *Annual Review of Ecology and Systematics* 23, 481-506.
- Brito, D., Fernandez, F.A.S., 2000. Metapopulation viability of the marsupial *Micoureus demerarae* in small Atlantic forest fragments in south-eastern Brazil. *Animal Conservation* 3, 201-209.
- Brito, D., Fonseca, G.A.B., 2007. Demographic consequences of population subdivision on the long-furred woolly mouse opossum (*Micoureus paraguayanus*) from the Atlantic Forest. *Acta Oecologica* 31, 60-68.
- Brito, D., Grelle C.E.V., Boubli, J.P., 2008. Is the Atlantic Forest protected area network efficient in maintaining viable populations of *Brachyteles hypoxanthus*? *Biodiversity and Conservation* 17, 3255-3268.
- Brook, B.W., Burgman, M.A., Akçakaya, H.R., O'Grady, J.J., Frankham, R., 2002. Critiques of PVA ask the wrong questions: Throwing the heuristic baby out with the numerical bath water. *Conservation Biology* 16, 262-263.
- Brook, B.W., O'Grady, J.J., Chapman, A.P., Burgman, M.A., Akçakaya, H.R., Frankham, R., 2000. Predictive accuracy of population viability analysis in conservation biology. *Nature* 404, 385-387.
- Brooks, T.M., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B., Rylands, A.B., Konstant, W.R., Flick, P., Pilgrim, J., Oldfield, S., Magin, G., Hilton-Taylor, C., 2002. Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. *Conservation Biology* 16, 909-923.

- Burkey, T.V., Reed, D.H., 2006. The effects of habitat fragmentation on extinction risk: Mechanisms and synthesis. *Songklanakarin Journal of Science and Technology* 28, 9-37.
- Cardillo, M., Purvis, A., Sechrest, W., Gittleman, J.L., Bielby, J., Mace, G.M., 2004. Human population density and extinction risk in the world's carnivores. *Plos Biology* 2, 909-914.
- Caro, T.M., 2003. Umbrella species: critique and lessons from East Africa. *Animal Conservation* 6, 171-181.
- Chapman, A.P., Brook, B.W., Clutton-Brock, T.H., Grenfell, B.T., Frankham, R., 2001. Population viability analyses on a cycling population: a cautionary tale. *Biological Conservation* 97, 61-69.
- Cheida, C.C., Nakano-Oliveira, E., Fusco-Costa, R., Rocha-Mendes, F., Quadros, J., 2006. Ordem Carnivora, in: Reis, N.R., Peracchi, A.L., Pedro, W.A., Lima, I.P. (Eds.), *Mamíferos do Brasil*. Editora UEL, Londrina, pp. 231-276.
- Chisholm, R.A., Wintle, B.A., 2007. Incorporating landscape stochasticity into population viability analysis. *Ecological Applications* 17, 317-322.
- Collen, B., Bykova, E., Ling, S., Milner-Gulland, E.J., Purvis, A., 2006. Extinction risk: a comparative analysis of Central Asian vertebrates. *Biodiversity and Conservation* 15, 1859-1871.
- Colli, G.R., Bastos, R.P., Araújo, A.B., 2002. The character and dynamics of the Cerrado herpetofauna, in: Oliveira, P.S., Marquis, R.J. (Eds.), *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna*. Columbia University Press, New York, pp. 223-241.
- Cordeiro, J.L.P., 2004. Estrutura e heterogeneidade da paisagem de uma unidade de conservação no nordeste do Pantanal (RPPN SESC Pantanal), Mato Grosso, Brasil: efeitos sobre a distribuição e densidade de antas (*Tapirus terrestris*) e de cervos-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*). Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 196 pp.
- Costa, L.P., Leite, Y.L.R., Mendes, S.L., Ditchfield, A.D., 2005. Mammal conservation in Brazil. *Conservation Biology* 19, 672-679.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253-260.
- Coulson, T., Mace, G.M., Hudson, E., Possingham, H., 2001. The use and abuse of population viability analysis. *Trends in Ecology & Evolution* 16, 219-221.
- Crooks, K.R., 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology* 16, 488-502.
- Cunha, A.A., Grelle, C.E.V., 2008. Landscape species for conservation planning: are muriquis good candidates for the Brazilian Atlantic Forest? *Natureza & Conservação* 6, 125-132.
- Curtis, J.M.R., Vincent, A.C.J., 2008. Use of Population Viability Analysis to evaluate CITES trade-management options for threatened marine fishes. *Conservation Biology* 22, 1225-1232.
- Dietz, J.M., 1984. Ecology and social organization of the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*). *Smithsonian Contributions to Zoology* 392, 1-51.

- Donald, P.F., 2004. Biodiversity impacts of some agricultural commodity production systems. *Conservation Biology* 18, 17-37.
- Eiten, G., 1982. Brazilian "savannas", in: Huntley, B.J., Walker, B.H. (Eds.), *Ecological Studies* vol. 42: Ecology of Tropical Savannas. Springer-Verlag, New York, pp. 25-47.
- Ellner, S.P., Fieberg, J., Ludwig, D., Wilcox, C., 2002. Precision of population viability analysis. *Conservation Biology* 16, 258-261.
- Emmons, L., Feer, F., 1997. *Neotropical Rainforest Mammals: A Field Guide*, Second Edition. The University of Chicago Press, Chicago.
- Fagan, W.F., Meir, E., Prendergast, J., Folarin, A., Karieva, P., 2001. Characterizing population vulnerability for 758 species. *Ecology Letters* 4, 132-138.
- Fahrig, L., 2001. How much habitat is enough. *Biological Conservation* 100, 65-74.
- Fahrig, L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* 34, 487-515.
- Fahrig, L., Merriam, G., 1994. Conservation of fragmented populations. *Conservation Biology* 8, 50-59.
- Fargione, J., Hill, J., Tilman, D., Polasky, S., Hawthorne, P., 2008. Land clearing and the biofuel carbon debt. *Science* 319, 1235-1238.
- Fearnside, P.M., 2001. Soybean cultivation as a threat to the environment in Brazil. *Environmental Conservation* 28, 23-38.
- Fieberg, J., Ellner, S.P., 2000. When is it meaningful to estimate an extinction probability? *Ecology* 81, 2040-2047.
- Fonseca, G.A.B., Herrmann, G., Leite, Y.L.R., Mittermeier, R.A., Rylands, A.B., Patton, J.L., 1996. Lista anotada de mamíferos do Brasil. *Occasional Papers in Conservation Biology* 4, 1-38.
- Fontaine, B., Gargominy, O., Neubert, E., 2007. Priority sites for conservation of land snails in Gabon: testing the umbrella species concept. *Diversity and Distributions* 13, 725-734.
- Fontana, C.S., Bencke, G.A., Reis, R.E., 2003. *Livro Vermelho da Fauna Ameaçada de Extinção no Rio Grande do Sul*, EDIPUCRS, Porto Alegre.
- Frankham, R., 1995. Inbreeding and extinction: a threshold effect. *Conservation Biology* 9, 792-799.
- Frankham, R., Ralls, K., 1998. Inbreeding leads to extinction. *Nature* 392, 441-442.
- Goosem, M., 1997. Internal fragmentation: the effects of roads, highway, and powerline clearings on movements and mortality of rainforest vertebrates, in: Laurance, W.F., Bierregaard, R.O., Jr. (Eds.), *Tropical forest remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. The University of Chicago Press, Chicago & London, pp. 241-255.
- Hanski, I., Ovaskainen, O., 2002. Extinction debt at extinction threshold. *Conservation Biology* 16, 666-673.
- Hedrick, P.W., Kalinowski, S.T., 2000. Inbreeding depression in conservation biology. *Annual Review of Ecology and Systematics* 31, 139-162.

- Hedrick, P.W., Lacy, R.C., Allendorf, F.W., Soulé, M.E., 1996. Directions in conservation biology: Comments on Caughley. *Conservation Biology* 10, 1312-1320.
- Henle, K., Davies, K.F., Kleyer, M., Margules, C., Settele, J., 2004. Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity and Conservation* 13, 207-251.
- IBAMA, 2003. Lista nacional das espécies da fauna Brasileira ameaçadas de extinção. www.meioambiente.gov.br/port/sbf/fauna/ordem4o.html. Oct./10/2007.
- IBGE, 2004. Mapa de biomas do Brasil. Escala 1:5.000.000. <http://mapas.ibge.gov.br/biomas2/viewer.htm>. Feb./10/2007.
- Jácomo, A.T.A., Silveira, L., Diniz-Filho, J.A.F., 2004. Niche separation between the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*), the crab-eating fox (*Dusicyon thous*) and the hoary fox (*Dusicyon vetulus*) in central Brazil. *Journal of Zoology*, London 262, 99-106.
- Juarez, K.M., Marinho-Filho, J., 2002. Diet, habitat use, and home ranges of sympatric canids in Central Brazil. *Journal of Mammalogy* 83, 925-933.
- Kemper, J., Cowling, R.M., Richardson, D.M., Forsyth, G.G., McKelly, D.H., 2000. Landscape fragmentation in South Coast Renosterveld, South Africa, in relation to rainfall and topography. *Austral Ecology* 25, 179-186.
- Klink, C.A., Machado, R.B., 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology* 19, 707-713.
- Klink, C.A., Moreira, A.G., 2002. Past and current human occupation, and land use, in: Oliveira, P.S., Marquis, R.J. (Eds.), *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna*. Columbia University Press, New York, pp. 69-88.
- Koh, L.P., 2007. Potential habitat and biodiversity losses from intensified biodiesel feedstock production. *Conservation Biology* 21, 1373-1375.
- Koh, L.P., Ghazoul, J., 2008. Biofuels, biodiversity, and people: Understanding the conflicts and finding opportunities. *Biological Conservation* 141, 2450-2460.
- Kohlmann, S.G., Schmidt, G.A., Garcelon, D.K., 2005. A population viability analysis for the Island Fox on Santa Catalina Island, California. *Ecological Modelling* 183, 77-94.
- Lacy, R.C., 1993. VORTEX: A computer simulation model for population viability analysis. *Wildlife Research* 20, 45-65.
- Lacy, R.C., 1993-1994. What is population (and habitat) viability analysis? *Primate Conservation* 14-15, 27-33.
- Lacy, R.C., 1997. Importance of genetic variation to the viability of mammalian populations. *Journal of Mammalogy* 78, 320-335.
- Lacy, R.C., 2000. Structure of the VORTEX simulation for population viability analysis. *Ecological Bulletins* 48, 191-203.
- Lacy, R.C., Lindenmayer, D.B., 1995. A simulation study of the impacts of population subdivision on the mountain brushtail possum *Trichosurus caninus* Ogilby (Phalangeridae: Marsupialia) in south-eastern Australia. II. Loss of genetic variation within and between subpopulations. *Biological Conservation* 73, 131-142.
- Lindenmayer, D.B., Burgman, M.A., Akçakaya, H.R., Lacy, R.C., Possingham, H.P., 1995. A review of the generic computer programs ALEX, RAMAS / space and VORTEX for modelling the viability of wildlife metapopulations. *Ecological Modelling* 82, 161-174.

- Lindenmayer, D.B., Clark, T.W., Lacy, R.C., Thomas, V.C., 1993. Population viability analysis as a tool in wildlife conservation policy: With reference to Australia. *Environmental Management* 17, 745-758.
- Lindenmayer, D.B., Lacy, R.C., 1995. A simulation study of the impacts of population subdivision on the mountain brushtail possum *Trichosurus caninus* Ogilby (Phalangeridae: Marsupialia) in south-eastern Australia. I. Demographic stability and population persistence. *Biological Conservation* 73, 119-129.
- Lindenmayer, D.B., Lacy, R.C., 2002. Small mammals, habitat patches and PVA models: a field test of model predictive ability. *Biological Conservation* 103, 247-265.
- Lindenmayer, D.B., Lacy, R.C., Pope, M.L., 2000. Testing a simulation model for population viability analysis. *Ecological Applications* 10, 580-597.
- Ludwig, D., 1999. Is it meaningful to estimate a probability of extinction? *Ecology* 80, 298-310.
- Lyra-Jorge, M.C., Ciocheti, G., Pivello, V.R., 2008. Carnivore mammals in a fragmented landscape in northeast of São Paulo State, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 17, 1573-1580.
- Machado, R.B., Ramos Neto, M.B., Pereira, P., Caldas, E., Gonçalves, D., Santos, N., Tabor, K., Steininger, M., 2004. Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro, Conservation International, Brasília.
- Mangel, M., Tier, C., 1994. Four facts every conservation biologist should know about persistence. *Ecology* 75, 607-614.
- Maunder, M.N., 2004. Population viability analysis based on combining Bayesian, integrated, and hierarchical analyses. *Acta Oecologica* 26, 85-94.
- McKinney, M.L., 1997. Extinction vulnerability and selectivity: Combining ecological and paleontological views. *Annual Review of Ecology and Systematics* 28, 495-516.
- Medici, E.P., Desbiez, A.L.J., Gonçalves da Silva, A., Jerusalinsky, L., Chassot, O., Montenegro, O.L., Rodríguez, J.O., Mendoza, A., Quse, V.B., Pedraza, C., Gatti, A., Oliveira-Santos, L.G.R., Tortato, M.A., Ramos Jr., V., Reis, M.L., Landau-Remy, G., Tapia, A., Morais, A.A., 2007. Workshop para conservação da anta brasileira (*Tapirus terrestris*): Análise de Viabilidade Populacional e de Habitat (PHVA) – Relatório Final. pp. 1-267. IUCN/SSC Tapir Specialist Group & IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group, Sorocaba, São Paulo, Brasil.
- Menges, E.S., 2000. Population viability analyses in plants: challenges and opportunities. *Trends in Ecology & Evolution* 15, 51-56.
- Millán de la Peña, N., Butet, A., Delettre, Y., Paillat, G., Moran, P., Le Du, L., Burel, F., 2003. Response of the small mammal community to changes in western French agricultural landscapes. *Landscape Ecology* 18, 265-278.
- Miller, P.S., Lacy, R.C., 2005. VORTEX: A Stochastic Simulation of the Extinction Process. Version 9.50 User's Manual, Conservation Breeding Specialist Group (IUCN/SSC), Apple Valley.
- Miranda, G.H.B., 2004. Ecologia e Conservação do Tamanduá-Bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*, Linnaeus, 1758) no Parque Nacional das Emas. Tese de Doutorado. Universidade de Brasília, 81 pp.

- Miranda, G.H.B., Valladares-Pádua, C.P., Rodrigues, F.H.G., 2008. Análise de viabilidade populacional como ferramenta para conservação de "tamanduá-bandeira", *Myrmecophaga tridactyla* Linnaeus, 1758 (Mammalia, Pilosa), no Parque Nacional das Emas, in: Reis, N.R., Peracchi, A.L., Santos, G.A.S.D. (Eds.), Ecologia de Mamíferos. Technical Books Editora, Londrina, pp. 43-54.
- Miziara, F., Ferreira, N.C., 2006. Expansão da fronteira agrícola e evolução da ocupação e uso do espaço no Estado de Goiás: subsídios à política ambiental, in: Ferreira, L.G. (Ed.), Conservação da Biodiversidade e Sustentabilidade Ambiental em Goiás: Prioridades, Estratégias e Perspectivas. Ed. Canone, Goiânia, pp. 94-109.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B., Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853-858.
- O'Grady, J.J., Brook, B.W., Reed, D.H., Ballou, J.D., Tonkyn, D.W., Frankham, R., 2006. Realistic levels of inbreeding depression strongly affect extinction risk in wild populations. *Biological Conservation* 133, 42-51.
- Owens, I.P.F., Bennett, P.M., 2000. Ecological basis of extinction risk in birds: Habitat loss versus human persecution and introduced predators. *Proceedings of National Academy of Sciences of USA* 97, 12144-12148.
- Passamani, M., Mendes, S.L., 2007. Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção no Estado do Espírito Santo, IPEMA - Instituto de Pesquisas da Mata Atlântica, Vitória.
- Paula, C.P., Medici, P., Morato, R.G., 2007. Plano de Ação Para Conservação do Lobo-Guará – Análise de Viabilidade Populacional e de Habitat (PHVA), IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis, Brasília.
- Purvis, A., Gittleman, J.L., Cowlshaw, G., Mace, G.M., 2000. Predicting extinction risk in declining species. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 267, 1947-1952.
- Redford, K.H., Fonseca, G.A.B., 1986. The role of gallery forest in the zoogeography of the Cerrado's non-volant mammalian fauna. *Biotropica* 18, 126-135.
- Reed, D.H., 2004. Extinction risk in fragmented habitats. *Animal Conservation* 7, 181-191.
- Reed, D.H., Hobbs, G.R., 2004. The relationship between population size and temporal variability in population size. *Animal Conservation* 7, 1-8.
- Reed, D.H., O'Grady, J.J., Ballou, J.D., Frankham, R., 2003. The frequency and severity of catastrophic die-offs in vertebrates. *Animal Conservation* 6, 109-114.
- Reed, J.M., Mills, L.S., Dunning, J.B., Menges, E.S., McKelvey, K.S., Frye, R., Beissinger, S.R., Anstett, M.C., Miller, P., 2002. Emerging issues in population viability analysis. *Conservation Biology* 16, 7-19.
- Roberge, J.M., Angelstam, P., 2004. Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool. *Conservation Biology* 18, 76-85.
- Rodden, M., Rodrigues, F.H.G., Bestelmeyer, S., 2004. Maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*), in: Sillero-Zubiri, C., Hoffmann, M., Macdonald, D.W. (Eds.), Canids: Foxes, Wolves, Jackals and Dogs. Status Survey and Conservation Action Plan. IUCN/SSC Canid Specialist Group, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, pp. 38-43.
- Rodrigues, F.M., Diniz-Filho, J.A.F., 2007. Extinction of canid populations by inbreeding depression under stochastic environments in Southwestern Goiás State: A simulation study. *Genetics and Molecular Biology* 30, 121-126.

- Sabo, J.L., 2008. Population viability and species interactions: Life outside the single-species vacuum. *Biological Conservation* 141, 276-286.
- Saccheri, I., Kuussaari, M., Kankare, M., Vikman, P., Fortelius, W., Hanski, I., 1998. Inbreeding and extinction in a butterfly metapopulation. *Nature* 392, 491-494.
- Sanderson, E.W., Redford, K.H., Vedder, A., Copollilo, P.B., Ward, S.E., 2002. A conceptual model for conservation planning based on landscape species requirements. *Landscape and Urban Planning* 58, 41-56.
- Sano, E.E., Dambrós, L.A., Oliveira, G.C., 2006. Padrões de cobertura de solos do Estado de Goiás, in: Ferreira, L.G. (Ed.), *Conservação da Biodiversidade e Sustentabilidade Ambiental em Goiás: Prioridades, Estratégias e Perspectivas*. Ed. Canone, Goiânia, pp. 76-93.
- Sano, E.E., Rosa, R., Brito, J.L.S., Ferreira, L.G., 2008. Mapeamento semidetalhado do uso da terra do Bioma Cerrado. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 43, 153-156.
- Saunders, D.A., Hobbs, R.J., Margules, C.R., 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5, 18-32.
- Shaffer, M.L., 1981. Minimum population sizes for species conservation. *BioScience* 31, 131-134.
- Sih, A., Jonsson, B.G., Luikart, G., 2000. Habitat loss: ecological, evolutionary and genetic consequences. *Trends in Ecology & Evolution* 15, 132-134.
- Silveira, L., 2004. *Ecologia Comparada e Conservação da Onça-Pintada (Panthera onca) e Onça-Parda (Puma concolor) no Cerrado e Pantanal*. Tese de Doutorado. Universidade de Brasília, 240 pp.
- Silveira, L., Furtado, M.M., Torres, N.M., Sollmann, R., Uhl, G., Jacomo, A.T.A., 2009. Maned wolf density in a Central Brazilian grassland reserve. *Journal of Wildlife Management* 73, 68-71.
- Sollmann, R., Torres, N.M., Silveira, L., 2008. Jaguar conservation in Brazil: The role of protected areas. *Cat News Special Issue no.4*, 15-20.
- Spielman, D., Brook, B.W., Frankham, R., 2004. Most species are not driven to extinction before genetic factors impact them. *Proceedings of National Academy of Sciences of USA* 101, 15261-15264.
- Tilman, D., May, R.M., Lehman, C.L., Nowak, M.A., 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371, 65-66.
- Trolle, M., Noss, A.J., Lima, E.S., Dalponte, J.C., 2007. Camera-trap studies of maned wolf densities in the Cerrado and the Pantanal of Brazil. *Biodiversity and Conservation* 16, 1197-1204.
- Tscharntke, T., Steffan-Dewenter, I., Kruess, A., Thies, C., 2002. Contribution of small habitat fragments to conservation of insect communities of grassland-cropland landscapes. *Ecological Applications* 12, 354-363.
- Wilcox, B.A., Murphy, D.D., 1985. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. *The American Naturalist* 125, 879-887.

Zar, J.H., 1999. Biostatistical analysis, 4th edn. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, N.J.

Zhang, Y., Zheng, G., 2007. A population viability analysis (PVA) for Cabot's Tragopan (*Tragopan caboti*) in Wuyanling, south-east China. Bird Conservation International 17, 151-161.

Considerações Finais

Este estudo mostrou que o uso da terra para lavoura produz paisagens mais fragmentadas do que o uso da terra para pastagem. Este resultado indica que as áreas de lavoura são mais prejudiciais para a sobrevivência dos mamíferos, apresentando fragmentos menores e menor viabilidade das populações em comparação a áreas de pasto e de cerrado.

O uso da terra é fortemente associado à topografia da região. O padrão de ocupação de Goiás, com áreas mais fragmentadas no sul (mais plano) e áreas mais preservadas no nordeste do estado (com relevo mais acidentado), pode contribuir para que as espécies com maior viabilidade em Goiás representem uma amostra desviada da fauna e flora do Cerrado.

As predições do risco de extinção dos mamíferos apontaram a onça-pintada como a espécie mais ameaçada, seguida de lobo-guará, tamanduá-bandeira e anta. As situações mais graves da onça-pintada e do lobo-guará merecem destaque. Estas duas espécies devem ser alvos de estudos mais específicos em escalas mais locais e de ações mais específicas de conservação.

Apesar de menores, os fragmentos localizados em paisagens de lavoura ainda têm capacidade de manter populações viáveis de alguns mamíferos, o que justifica a necessidade de preservação dessas áreas, possibilitando também a manutenção dos serviços de ecossistemas e das interações ecológicas. As paisagens dominadas por cerrado, localizadas especialmente no nordeste de Goiás, podem ser consideradas áreas de maior potencial direto pra conservação da biodiversidade e como áreas importantes para o estabelecimento de unidades de conservação.

Os padrões de fragmentação observados sugerem a necessidade de diferentes abordagens de conservação para paisagens dominadas por lavoura e paisagens dominadas por pastagem e por vegetação nativa.

Medidas de conservação devem incluir a recuperação de áreas degradadas e a limitação das ações humanas sobre as espécies, evitando o desmatamento de novas áreas para expansão de produção agropecuária, caça e outros impactos.

Os modelos de PVA utilizados neste estudo podem ser considerados mais simples, mas seus resultados são válidos como indicadores do grau de ameaça de extinção das populações. A PVA continua sendo uma ferramenta útil para analisar e projetar possíveis resultados dos destinos das populações no futuro e pode ser usada como ferramenta auxiliar na determinação de ações de conservação.

Diante dos resultados apresentados aqui, possibilidades de novos estudos incluem a análise do comportamento das métricas de fragmentação em escalas de análise diferentes, com o objetivo de entender o funcionamento destes índices para o Cerrado. Este tipo de análise permite avaliar se existem diferenças entre escalas e, neste caso, avaliar qual escala pode ser a mais adequada para o estudo dos padrões de fragmentação no Cerrado e seus efeitos sobre outros grupos taxonômicos.

Além disso, o estudo dos riscos de extinção através de PVA pode ser estendido para incluir outras espécies ou modelar estrutura metapopulacional. Neste caso, pode ser útil também testar outros softwares disponíveis, que podem ser mais adequados para outros modelos de PVA e permitir, com isso, avaliar a robustez das conclusões apresentadas por esse estudo.

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](#)