

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS

INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

Marcelo Juliano Rabelo Oliveira

Estimativas populacionais de jaguatiricas (*Leopardus pardalis*) e gatos-do-mato (*Leopardus tigrinus*) em duas unidades de conservação do Cerrado de Minas Gerais

Orientador: Prof. Dr. Flavio Henrique Guimarães Rodrigues

Dissertação apresentada ao Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Minas Gerais para obtenção do título de Mestre em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre.

Belo Horizonte

2009

Oliveira, Marcelo Juliano Rabelo

Estimativas populacionais de jaguatiricas (*Leopardus pardalis*) e gatos-do-mato (*Leopardus tigrinus*) em duas unidades de conservação do Cerrado de Minas Gerais.

Dissertação (Mestrado) – Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais.

Palavras-chave:

1. estimativas populacionais, 2. armadilhas fotográficas, 3. *Leopardus pardalis* 4.

Leopardus tigrinus. 5. Parque Nacional Grande Sertão Veredas, 6. Parque

Estadual Veredas do Peruaçu, 7. Cerrado

BANCA EXAMINADORA

Dr. Laury Cullen Junior

Dr. Adriano Pereira Paglia

Prof. Dr. Flavio H. G. Rodrigues
(Orientador)

Agradecimentos

Agradeço primeiramente, o Instituto Biotropicos de Pesquisa em Vida Silvestre. Esta dissertação não é de apenas uma pessoa, mas sim é fruto de uma equipe que trabalhou junta desde a concepção a execução deste trabalho. Sou apenas aquele que teve a honra de tornar publico este esforço, peça de uma engrenagem que está dando certo.

Portanto agradeço a confiança e amizade de todos os “biotropicos”, especialmente, Joaquim de Araújo Silva, Edsel Amorim Moraes Junior, Guilherme Braga Ferreira, Rafael L. Aarão Freitas e Izabela Menezes Barata. Não tem como deixar de fora a amizade e apoio de Alexsander A. Azevedo, Maíra F. Goulart, Ana C. Neves, Luiz G. Dias e Antônio Luiz Freitas.

Agradeço o professor Dr. Flavio Henrique Guimarães Rodrigues, pela orientação, suporte e amizade. A banca composta pelo Dr Laury Cullen Junior e Dr. Adriano Pereira Paglia. Ao Dr. Peter Crashaw, Dr. Ricardo B. Machado e Prof. Célio Vale, meu muito obrigado pelo apoio. Ao Msc. Tadeu de Oliveira Gomes e a Dra. Claudia Jacobi pelos comentários valiosos a respeito desta dissertação. Ao IBAMA do Parque Nacional Grande Sertão Veredas e ao IEF do Parque Estadual Veredas do Peruaçu. Ao curso de Pós Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre da UFMG. Aos financiadores desta pesquisa: Fundação o Boticário e Conservação Internacional do Brasil.

Aos meus amigos de Chapada Gaúcha, meu obrigado pela receptividade e amizade. Aos meus colegas do laboratório de Ecologia de Mamíferos, e claro, aos meus divertidíssimos amigos da pós em ecologia da UFMG, aquele grande abraço!!

Ao meu cachorro Luke, pela sua compreensão e alegria caninas! Ao George Lucas, Gene Roddenberry, Neil Gaiman e J. R. R. Tolkien por terem criado mundos senão melhores do que este. E por ultimo e não menos importante à minha família, aos meus pais e irmãos, Deus, e ao Sertão mineiro!!

SUMÁRIO

Agradecimentos	III
Índice de Tabelas	VI
Índice de Figuras	VIII
Resumo	X
Abstract	XI
1. Introdução	11
1. 1 O uso de armadilhas fotográficas.....	14
1.2 - Historia de Vida – <i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758).....	19
1.3 Historia de vida – <i>Leopardus tigrinus</i> (Schreber, 1775).....	22
1.4 Objetivos da dissertação.....	24
2. Materiais e Métodos	25
2.1 Áreas de estudo.....	25
2.1.1 - Parque Nacional Grande Sertão Veredas, Minas Gerais e Bahia.....	25
2.1.2 - Parque Estadual Veredas do Peruaçu, Minas Gerais.....	26
2.2 - Atividades de campo.....	27
2.3 - Padrão de atividade.....	30
2.4 - Índices de abundância.....	31
2.5 - Estimativas de abundâncias absolutas e densidade.....	31
2.5.1 – Estimativa de abundância.....	31
2.5.2 – Tamanho da Área Efetiva de Amostragem e Estimativas de Densidade....	32
3. Resultados	34
3.1 - Padrão de Atividade.....	34
3.2 - Índice de Abundância.....	36
3.3 Estimativas de abundância – Jaguatiricas.....	38
3.4 Estimativas de abundância – Gatos-do-mato.....	40
3.5 Área efetiva amostrada e densidade populacional	42

4. Discussão	45
4. 1 Padrão de Atividade.....	45
4.2 Índice de Abundância – Sucesso de Captura.....	46
4.3 Área Efetiva de Amostragem, Estimativas de Abundância e Densidade.....	48
5. Referências Bibliográficas	58
6. Apêndices	67

INDICE DE TABELAS

Tabela 1. Lista de trabalhos realizados com estimativas de densidade para jaguatirica (<i>L. pardalis</i>).....	21
Tabela 2. Tamanho das áreas amostradas e tempo de estudo.....	29
Tabela 3. Esforço amostral e índices de abundância por área amostrada.....	37
Tabela 4. Número de foto - capturas de jaguatiricas nas áreas amostrais de ambos os parques.....	38
Tabela 5. Resultados dos testes de população fechada e de seleção de modelos realizados pelo Capture, para cada área amostral no PNGSV e no PEVP (jaguatiricas).....	40
Tabela 6. Resultados das estimativas de abundancia absoluta e cálculos de probabilidade de capturas realizados pelo Capture (jaguatiricas).....	40
Tabela 7 . Número de foto - capturas de gatos-do-mato nas áreas amostrais de ambos os parques.....	41
Tabela 8. Resultados dos testes de população fechada e de seleção de modelos realizados pelo Capture, para cada área amostral no PNGSV e no PEVP (gatos-do-mato).....	42
Tabela 9. Resultados das estimativas de abundancia absoluta e calculos de probabilidade de capturas realizados pelo Capture (gatos-do-mato).....	42
Tabela 10. Valores de MMDM, tamanho das áreas efetivas amostradas e densidade das duas espécies no Parque Nacional Grande Sertão Veredas.....	43
Tabela 11. Valores de MPMD, tamanho áreas efetivas amostradas e densidade das duas espécies no Parque Estadual Veredas do Peruaçu.....	44

Tabela 12. Histórico de captura utilizado para a área 1 – Jaguatirica.....	76
Tabela 13. Histórico de captura utilizado para a área 2 – Jaguatirica.....	76
Tabela 14. Histórico de captura utilizado para a área A – Jaguatirica.....	76
Tabela 15. Histórico de captura utilizado para a área 4 – Jaguatirica.....	77
Tabela 16. Histórico de captura utilizado para a área 2 – Gato-do-mato.....	77
Tabela 17. Histórico de captura utilizado para a área B – Gato-do-mato.....	77
Tabela 18. Histórico de captura utilizado para a área 5 – Gato-do-mato.....	78
Tabela 19. Lista de espécies registradas no Parque Nacional Grande Sertão Veredas.....	79
Tabela 20. Lista de espécies registradas no Parque Estadual Veredas do Peruaçu.....	80

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Localização, limite do Parque Nacional Grande Sertão Veredas, no norte/noroeste do estado de Minas Gerais e sudoeste da Bahia.....	25
Figura 2. Localização e limites do Parque Estadual Veredas do Peruaçu.....	27
Figura 3. Padrão de atividade de <i>L. pardalis</i> por armadilhamento fotográfico, com amostragem por hora. Registros obtidos no PARNA e no PEVP.....	34
Figura 4. Padrão de atividade de <i>L. tigrinus</i> por armadilhamento fotográfico, com amostragem por hora. Registros obtidos no PARNA e no PEVP.....	35
Figura 5. 1) Indivíduo de jaguatirica (<i>Leopardus pardalis</i>) fotografado no PNGSV; 2) Indivíduo de gato-do-mato (<i>Leopardus tigrinus</i>) fotografado no PEVP.....	36
Figura 6. Polígono área 1 PNGSV.....	67
Figura 7. polígono área 2 PNGSV.....	68
Figura 8. polígono área 3 PNGSV.....	68
Figura 9. polígono área A PNGSV.....	69
Figura 10. polígono área B PNGSV.....	69
Figura 11. polígono área 4 PEVP.....	70
Figura 12. polígono área 5 PEVP.....	70
Figura 13. área 1 – áreas efetivas obtidas para <i>L. pardalis</i>	71
Figura 14. área 1 - áreas efetivas obtidas para <i>L. tigrinus</i>	72
Figura 15. área 2 – áreas efetivas obtidas para <i>L. pardalis</i>	72
Figura 16. área 2 – áreas efetivas obtidas para <i>L. tigrinus</i>	73

Figura 17. área A – áreas efetivas obtidas para <i>L. pardalis</i>	73
Figura 18. área B - áreas efetivas obtidas para <i>L. tigrinus</i>	74
Figura 19. área 4 - áreas efetivas obtidas para <i>L. pardalis</i>	74
Figura 20. área 5 – áreas efetivas obtidas para <i>L. tigrinus</i>	75

RESUMO

Estimativas populacionais de jaguatiricas (*Leopardus pardalis*) e gatos-do-mato (*Leopardus tigrinus*) em duas unidades de conservação do Cerrado de Minas Gerais

A jaguatirica (*Leopardus pardalis*) e o gato-do-mato (*Leopardus tigrinus*) são duas espécies de gatos simpátricas presentes no Cerrado. Para atender a necessidade de preencher lacunas do conhecimento acerca destas duas espécies, esta dissertação se concentrou em avaliar o status populacional destes gatos utilizando armadilhamento fotográfico. Foram amostradas duas unidades de conservação presentes no bioma Cerrado, localizadas no norte/noroeste de Minas Gerais, o Parque Nacional Grande Sertão Veredas, MG-BA (PNGSV) e o Parque Estadual Veredas do Peruacu, MG (PEVP). Foram realizadas estimativas de abundância e de densidade para populações ditas “fechadas” destas espécies, também sendo gerados padrões de atividade e índices de abundância. No PNGSV foram amostradas três áreas contíguas (áreas 1, 2 e 3), e para experimentar o efeito de um aumento da área amostral na coleta de dados, os dados destas áreas foram analisados separadamente e depois conjuntamente. Na área 1 do PNGSV, foram registrados 5 indivíduos de jaguatiricas, sendo a densidade estimada de 0,08 indiv/km². Nesta mesma área foi registrado somente 1 indivíduo de gato-do-mato. Na área 2 do PNGSV, foram registrados 3 indivíduos de jaguatiricas, sendo a densidade estimada de 0,04 indiv/km². Nesta mesma área foram registrados 9 indivíduos de gatos-do-mato, sendo a densidade estimada de 0,29 indiv/km². Na área 3 não foram obtidos registros de jaguatiricas e foram registrados apenas 2 indivíduos de gatos-do-mato. Ao se juntar as áreas 1 e 2 do PNGSV, foi obtida uma densidade de jaguatiricas de 0,02 indiv/km², e ao se juntar todas as áreas (1, 2 e 3) foi obtida uma densidade de 0,13 indiv/km² para gatos-do-mato. No PEVP foram amostradas duas áreas (4 e 5). Na área 4 foram registradas 2 jaguatiricas com uma densidade de 0,04 indiv/km², mas não foram registrados gatos-do-mato. Na área 5 foi registrado somente um indivíduo de jaguatirica, mas foram registrados 7 indivíduos de gatos-do-mato, com uma densidade de 0,67 indiv/km². Os índices de abundância calculados sugerem uma ligeira maior capturabilidade de jaguatiricas com relação a gatos-do-mato por este método de armadilhamento fotográfico. Os padrões de atividade de ambas as espécies foram predominantemente noturnos e com uma correlação positiva. Os resultados foram discutidos com relação à necessidade de uma área amostral suficientemente grande, para a realização de estimativas de densidade para estas espécies. Foram feitos também apontamentos sobre uma possível competição interespecífica entre as espécies, sendo observado uma provável liberação ecológica de gatos-do-mato em uma área com baixa densidade de jaguatiricas.

ABSTRACT

Population Estimates of ocelot (*Leopardus pardalis*) and tiger cat (*Leopardus tigrinus*) in two protected areas of northern Minas Gerais

The ocelot (*Leopardus pardalis*) and the tiger cat (*Leopardus tigrinus*) are two species of small cats that occur in the Cerrado. To address the gaps in knowledge for these species this thesis focused in evaluate their population status using camera-trap. Two protected areas in the Cerrado located in north/northern Minas Gerais were evaluated: Grande Sertão Veredas National Park (GSVNP) and Veredas do Peruaçu State Park (VPSP). Absolute abundance and density for so called "closed" populations were estimated for both species, also activity pattern and abundance index were calculated. Three adjacent areas (areas 1, 2 and 3) were evaluated in GSVNP. To experimentally assess the effect of a larger area data from these areas were analyzed separated and grouped. In area 1 five ocelot individuals were recorded and the estimated density was 0.08 indiv/km². In this same area only one individual tiger cat was recorded. In area 2 three ocelot individuals were recorded and the estimated density was 0.04 NGSV indiv/km². in this same area nine individuals of tiger cat were recorded and the estimated density was 0.29 indiv/km². In area 3 ocelot was not recorded and only two individuals of tiger cat were recorded. When area 1 and 2 are grouped the ocelot density is 0.02 indiv/km² and when all areas (1, 2 and 3) are grouped the estimated density for tiger cat is 0.13 indiv/km². In VPSP two areas were evaluated (4 and 5). In area 4 two ocelots were recorded resulting in a density of 0.04 indiv/km², the tiger cat was not recorded in this area. In area 5 only one individual of ocelot was recorded and seven individuals of tiger cat were recorded resulting in a density of 0.67 indiv/km². The abundance index suggests a slightly higher probability of capture ocelots than tiger cats using camera-traps. The activity pattern for both species was mainly nocturnal with a positive correlation. The results were discussed in relation to the need of a an evaluated area large enough to conduct density estimates for these species. A possible inter-specific competition between the target species is also discussed, being observed a possible ecological release of tiger cats in an area where ocelot density is low.

1. INTRODUÇÃO

A biodiversidade do Cerrado, segundo maior domínio fitogeográfico do país (Ribeiro & Walter, 1998 ; Klink & Machado, 2005), está associada a uma grande diversidade de fitofisionomias (Machado et al., 2004). Estas são agrupadas em formações campestres (campo limpo, campo sujo e campo rupestre), formações savânicas (cerrado senso estrito, parque cerrado, palmeiral e vereda) e formações florestais (mata de galeria, mata ciliar, mata seca e cerradão) (Ribeiro & Walter, 1998).

Este mosaico de fitofisionomias do Cerrado causa uma heterogeneidade espacial, que é um fator determinante para a ocorrência de um considerável número de espécies (Machado et al., 2004). Enquanto domínios fitogeográficos como a Amazônia e Mata Atlântica devem sua diversidade a uma estratificação vertical, o Cerrado conta com grande estratificação horizontal, podendo ser encontrado diversos ambientes numa mesma região (Machado et al., 2004).

Compondo a grande biodiversidade de espécies no Cerrado, os mamíferos neste bioma representam 194 espécies, de 30 famílias e 9 ordens (Marinho-Filho et al., 2002). Sua mastofauna recebe grande influência da Mata Atlântica e Amazônia, sendo que apenas 18% das espécies são endêmicas (Marinho-Filho et al., 2002). Isto é resultado de baixa adaptação a condições secas, evidenciado pela dependência de muitas espécies a corredores formados por matas de galerias (Marinho-Filho et al., 2002) e possível origem primária desta mastofauna em formações florestais (Redford & Fonseca, 1986). Segundo a Lista da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção 2003, 20 espécies de mamíferos encontradas no Cerrado estão ameaçadas de extinção. Atividades humanas depredatórias estão causando perda e fragmentação de habitat, sendo essas as maiores ameaças aos mamíferos terrestres no Brasil (Costa et al., 2005).

Esta grande fragmentação do habitat tem atingindo a maioria dos mamíferos carnívoros, pois estes necessitam de grandes áreas de uso, conseqüentemente a degradação ambiental tem reduzido suas populações a números que não permitem sua viabilidade em longo prazo (Costa et al., 2005). Estima-se que o Cerrado perde 3 milhões de hectares ao ano e, mantendo-se as

taxas atuais de desmatamento, estima-se que o bioma irá desaparecer fora de Unidades de Conservação até o ano de 2030 (Machado et al., 2004).

Inseridas neste bioma e contexto, estão as Unidades de Conservação onde foram realizados os trabalhos necessários para o desenvolvimento desta dissertação: o Parque Nacional Grande Sertão Veredas, MG (PNGSV) e o Parque Estadual Veredas do Peruaçu, MG (PEVP). Estes dois parques fazem parte de uma região conhecida como *Os Gerais*. Este nome denomina uma região do Cerrado de 13 milhões de hectares, que começa compreendendo o norte/noroeste de Minas Gerais e o oeste da Bahia até o sul do Piauí (MMA/Ibama/Funatura, 2003). Segundo Mittermeier e colaboradores (1999), toda esta região apresenta grande diversidade e grau de conservação, porque apresenta uma grande amplitude de diferentes fisionomias possíveis de serem encontradas no Cerrado. Mas desde início da década de 1980 esta região sofre com uma ocupação rápida e desordenada (MMA/Ibama/Funatura, 2003).

Para futuramente ser possível nesta região a adoção de políticas públicas de conservação, são necessárias pesquisas ecológicas básicas sobre determinados elementos da biodiversidade. Um grupo interessante para se trabalhar dentro da escala proposta, dentro de unidades de conservação, são os mamíferos carnívoros.

Os carnívoros, principalmente espécies com grande área de vida, se encaixam bem no conceito de “espécies guarda-chuva”, que são aquelas cujas ações de conservação, acabam por conservar outras espécies dentro de sua abrangência espacial (Roberge & Angelstam, 2004). A mesma espécie que se enquadra neste conceito anterior, também pode ser considerada uma “espécie-chave”, se ela tiver uma grande importância na regulação de determinado ecossistema (Mills et al., 1993). Os carnívoros podem ser incluídos nestes dois conceitos, pois exercem importante função dentro do ecossistema, influenciando a abundância de suas presas, podendo também até mesmo afetar a diversidade biológica da sua comunidade (Terborgh, 1990).

Um determinado animal ainda pode ser uma “espécie indicadora”, se mudanças demográficas e espaciais em suas populações indicarem alguma alteração ambiental (Cullen, 2006), e ser for uma espécie carismática pode ser uma importante “espécie bandeira” que agrega grande valor a ações de conservação para determinada região ou ecossistema (Dietz et al. 1994).

Dentre os carnívoros, os felinos podem unir mais de uma das características acima citadas. Estes animais são importantes espécies focais que podem responder questões relativas à área necessária a ser protegida para manter a biodiversidade local, meios para se avaliar periodicamente a qualidade do habitat e, principalmente com relação a grandes felinos, como desenhar os componentes de uma rede de reservas (Miller & Rabinowitz, 2002 ; Cullen, 2006).

Os felinos têm grande importância ecológica para a comunidade florestal (Fonseca & Robinson, 1990), pois podem influenciar não só a abundância de suas presas, mas também a dinâmica da comunidade de plantas e conseqüentemente sua diversidade (Terborgh, 1992). Apesar de algumas espécies apresentarem plasticidade comportamental frente a algumas modificações dos habitats dentro de sua área de distribuição, os gatos de maneira geral apresentam comportamento de caça e certos padrões de utilização de habitats altamente especializados (Crawshaw, 1995). As características ecológicas de elementos deste grupo animal podem ser utilizadas para o planejamento de ações de conservação, devido a suas exigências básicas para sua manutenção populacional e sobrevivência (Cullen, 2006). Estas espécies, se bem estudadas, podem atuar como verdadeiros “detetives da paisagem”, ajudando a delinear o desenho de uma rede de áreas protegidas ao serem monitorados (Cullen, 2006).

Portanto, o estudo ecológico de felinos dentro e fora de áreas protegidas se mostra bem promissor com relação a praticas de conservação e manejo de UCs. Porém, as informações sobre a fauna de maneira geral, em grande parte das UCs, são escassas. Não se sabe precisamente qual o status de suas populações e às vezes nem a ocorrência destes em certas áreas protegidas (Rodrigues & Oliveira, 2006). Isto muitas vezes impossibilita tomadas de decisões, pois o conhecimento

do tamanho de populações (abundância e densidade) e o monitoramento de flutuações populacionais são importantes para medir o sucesso de ações de manejo e conservação da fauna (Tomas & Miranda, 2003; Tomas et al., 2006).

A partir do momento em que se consegue informações robustas sobre o tamanho e/ou densidade de uma população, é possível se fazer inferências sobre a dinâmica da população estudada e até avaliar a efetividade de áreas protegidas em manter populações viáveis. (Tomas et al., 2006). Além de permitir o estudo de padrões ecológicos naturais, estimativas de tamanho populacional fornecem bases para o tratamento de populações em declínio acentuado ou em processo de crescimento anormal, e para o uso sustentado de espécies de interesse econômico (Tomas & Miranda, 2003).

1.1 - O uso de armadilhas fotográficas

O monitoramento e manejo de espécies dependem de estimativas populacionais confiáveis, e isto pode ser difícil e custoso para grandes e crípticos vertebrados que vivem em habitats densos e fechados (Carbone, 2001). Isto se aplica especialmente para mamíferos carnívoros, que em sua grande maioria são crípticos, noturnos e/ou crepusculares, o que torna difícil sua observação na natureza (Wilson & Delahay, 2001; Tomas et al., 2006).

Várias técnicas de amostragem têm sido desenvolvidas para estimar o tamanho ou densidade de uma população de espécies de difícil estudo (Tomas & Miranda, 2003). Dentre estas se tem a contagem de pegadas, que é uma metodologia muito questionada por Karanth e Nichols (1998), e a contagem de pilhas de fezes. Mas estas técnicas são pouco consistentes e sem precisão, sendo usadas apenas como índices de abundância, para se comparar a mesma população em diferentes momentos, ou populações da mesma espécie em áreas diferentes (Tomas & Miranda, 2003; Jackson, 2005B)

Estimativas populacionais feitas através da metodologia de radio-telemetria têm problemas de custo relativamente alto, tamanho da amostra quase sempre pequeno, falta de réplicas e ainda tem problemas relativos à grande sobreposição

de território em certas espécies, o que leva a subestimativas de densidade (Tomas et al., 2006)

Desde os anos 90, armadilhas fotográficas vêm se tornando uma importante ferramenta para monitorar animais raros e crípticos, principalmente em floresta tropicais (Karanth, 1995; Karanth & Nichols, 1998; Carbone et al., 2001). Armadilhas fotográficas são equipamentos que tem como componentes principais uma câmera fotográfica e sensores de movimento, estes responsáveis por acionar a câmera quando algum animal passa em frente da armadilha em questão.

Karanth (1995), e Karanth e Nichols (1998) propuseram o armadilhamento fotográfico para o estudo de densidade animais crípticos, no caso em tigres (*Panthera tigris*), animais que possuem padrões únicos e imutáveis de pelagem possíveis de serem individualizados. Esta técnica se mostrou bastante útil porque permite um experimento apropriado de captura-recaptura cuja análise permite estimativas de abundância relativa e estimativas de densidade, assim como fornece informações sobre comportamento, padrões de atividade e dispersão/migração (Karanth, 1995; Karanth & Nichols 1998, 2003; Carbone, 2001).

Karanth (1995) sugeriu que o uso de marcas naturais pode ter grande aplicabilidade para outros animais crípticos além de tigres, que também possuem marcas distinguíveis. Atualmente a técnica de armadilhamento fotográfico já é conhecida como um bom meio de fazer estimativas de captura e recaptura para animais que são individualmente identificáveis (Carbone, 2001). Uma série de trabalhos utilizando esta técnica com felinos neotropicais já foram realizados, como por exemplo a onça-pintada (Maffei et al., 2004; Silver et al., 2004;; Cullen, 2006; Soisalo & Cavalcanti, 2006; Salom-Pérez et al., 2007). Para a jaguatirica (*Leopardus pardalis* Linnaeus, 1758), uma das espécies alvo deste estudo, obter informações sobre seu status populacional sempre foi difícil devido a seus hábitos solitários, crípticos e por geralmente viver em vegetações densas e habitats remotos (Dillon, 2005). Estimativas populacionais são especialmente desafiadoras (Trolle & Kery, 2003), mas indivíduos de jaguatirica são bem fáceis de distinguir utilizando-se seus padrões de rosetas e listras (Maffei et al., 2005). A outra

espécie alvo deste estudo, o gato-do-mato (*Leopardus tigrinus* Schreber, 1775), por ser um gato pintado também oferece a vantagem de uma relativamente fácil individualização dos animais fotos-capturados.

Existem alguns trabalhos publicados que utilizam a técnica de armadilhamento fotográfico para jaguatiricas (Jacob, 2002; Trolle & Kery, 2003, 2005; Dillon, 2005; Maffei et al., 2005, 2008; Dillon & Kelly, 2006 ; Di Bitteti et al., 2006; Haines et al., 2006). Para o gato-do-mato, apesar de ser uma espécie muito pouco conhecida, já foram realizadas estimativas de abundância e densidade com sucesso para a espécie (Tortato & Oliveira, 2005 ; Oliveira et al. in press).

Por outro lado Jackson e colaboradores (2005B), apontam certas desvantagens para a técnica de armadilhamento fotográfico em comparação com outras metodologias mais simples, apesar do alto nível de precisão dos resultados. Isto decorreria desta técnica requerer pesquisadores experientes, equipamento especializado e de qualidade, alta complexidade logística e alto custo inicial.

Para a análise dos dados obtidos com registros fotográficos é muitas vezes utilizado o método de captura-marcação-recaptura, sendo o modelo mais simples e popularizado o de Lincoln-Petersen (in Tomas & Miranda, 2003), baseado em duas ocasiões de captura (Otis et al.1978). Este modelo se baseia em quatro premissas básicas: (1) a população tem que ser fechada, ou seja não pode ocorrer alteração na estrutura da população por meio de nascimentos, mortes, imigração ou emigração no tempo de duração do estudo; (2) o processo de marcação do indivíduo não pode alterar sua probabilidade de captura; (3) após a primeira captura todos os indivíduos marcados devem se misturar na população, e na segunda captura devem continuar a ter a mesma probabilidade de captura anterior e igual a indivíduos não marcados; (4) a marcação não pode ser perdida (Otis et al., 1978 ; White et al., 1982 ; Karanth, 1995 ; Tomas & Miranda, 2003). Para situações onde são necessárias mais de duas ocasiões de amostragem, foram desenvolvidos estimadores mais sofisticados. Mas quase sempre as premissas baseadas em igual probabilidade de captura são violadas, porque é muito difícil encontrar na natureza tal condição onde todos os indivíduos de uma população

têm igual chance de captura (Otis et al., 1978; Tomas & Miranda, 2003; Jackson et al., 2005).

As situações que violam as premissas são de três tipos: diferenças causadas pelo tempo, comportamento e heterogeneidade. Para possibilitar a estimativa de densidade considerando as violações nestas premissas foram formulados três modelos (Otis et al., 1978)

Modelo Mt – assume variação na probabilidade de captura com o tempo, de uma ocasião para outra para todos os indivíduos da população, mas não há variação entre os indivíduos ao longo do histórico de captura (Otis et al., 1978; Karanth & Nichols, 1998; Tomas & Miranda, 2003).

Modelo Mb – permite diferentes probabilidades de captura para indivíduos marcados e não marcados, mas não inclui diferenças no tempo ou entre indivíduos. Todos os animais têm a mesma probabilidade inicial de captura, mas após a primeira ocasião de captura, altera-se esta probabilidade da mesma maneira para todos os indivíduos. As repostas podem ser de dois tipos, o animal pode ser trap happy ou trap shy, tendo uma resposta positiva ou negativa à captura (Otis et al., 1978; Karanth & Nichols, 1998 ; Tomas & Miranda, 2003)

Modelo Mh – permite diferentes probabilidades de capturas únicas para cada indivíduo, devido a uma heterogeneidade individual causada por diferenças de classe de tamanho, idade e sexo, o que reflete diferenças no status social e status fisiológico, levando a uma heterogeneidade individual. Mas esta probabilidade permanece constante ao longo de todo o histórico de captura e todo indivíduo tem sua probabilidade única de captura (Otis et al., 1978; Karanth, 1995,;Tomas & Miranda, 2003). Nesta situação, o programa Capture oferece dois métodos de análise, o jackknife trabalhado por Burnham (1972) e o “moment estimator” proposto por Chao (1988).

É importante lembrar que quando não é percebida alguma alteração na probabilidade de captura, é utilizado o modelo Mo. Isto ocorre quando não há mudança nesta probabilidade com relação ao tempo, comportamental ou devido a variações individuais (Otis et al., 1978; Tomas & Miranda, 2003).

Existem também combinações entre os modelos que se baseiam na violação da premissa de probabilidades de captura. O modelo Mbh incorpora heterogeneidade individual na resposta comportamental à primeira captura; o modelo Mth incorpora o fator tempo na variação individual de probabilidade de captura; o modelo Mbh que incorpora resposta comportamental aos efeitos do tempo nesta mesma probabilidade; e o modelo Mtbh, que incorpora todos os modelos, mas para o qual ainda não foi desenvolvida uma solução para seu uso aplicável (Otis et al., 1978, Tomas & Miranda, 2003, Karanth & Nichols, 1998).

Para a manipulação dos dados coletados em campo através destes modelos apresentados, um programa muito utilizado é o Capture (Rexstad & Burnham, 1991). Este programa gera estimativas populacionais, considerando a premissa de fechamento populacional, e incluindo diferentes modelos para estas estimativas. É um software de fácil acesso, com um manual básico "*User's Guide for Interactive Program CAPTURE*" (Rexstad & Burnham, 1991), sendo também recomendada a leitura dos trabalhos de Otis e colaboradores (1978) e White e colaboradores (1982).

É possível também obter estimativas de tamanho populacional dentro de um período de tempo mais longo, quando a população pode se alterar com mortes, nascimentos, imigrações e emigrações durante a amostragem, esta população é dita como aberta (White et al., 1982). O modelo básico para esta estimativa é o de Jolly-Seber (White et al., 1982; Tomas & Miranda, 2003), que trabalha com taxas de sobrevivência, que representam a perda de indivíduos de uma população tanto por mortalidade e/ou imigração, e com taxas de natalidade, que representa tanto nascimentos quanto imigração (Tomas & Miranda, 2003). Karanth e colaboradores (2006) através de armadilhamento fotográfico, trabalharam com sucesso com populações abertas de tigres na Índia, discutindo modelos que melhor representariam a dinâmica populacional da espécie.

1.2 - Historia de Vida – *Leopardus pardalis* (Linnaeus, 1758)

A jaguatirica, *Leopardus pardalis*, é um carnívoro de médio porte, com comprimento de corpo variando entre 67 – 101.5 cm, cauda proporcionalmente curta e que mal toca o chão (Murray & Gardner, 1997; Oliveira & Cassaro, 2005). Os machos adultos têm de 11-12 kg, fêmeas adultas têm de 8-9 kg (Emmons, 1997). Sua pelagem curta tem manchas negras que tendem a formar rosetas abertas, que formam bandas longitudinais dos lados (Murray & Gardner, 1997; Oliveira & Cassaro, 2005). A cor da pelagem varia muito dentro de uma população, as listras não são simétricas e seu padrão tem grande variabilidade (Emmons, 1997; Murray & Gardner, 1997).

Pode ser considerada a espécie de pequeno felino brasileira mais bem estudada. Mas ainda assim, para o Brasil faltam informações básicas para diversas áreas de sua distribuição (Oliveira, 2006; Rodrigues & Oliveira, 2006). Para o Cerrado, existem em grande parte apenas informações pontuais sobre sua presença em listas de espécies em Unidades de Conservação.

A espécie é bem distribuída, comum em algumas áreas e naturalmente ou artificialmente rara em outras (Emmons, 1997). São encontradas em territórios no extremo sudoeste do estado do Texas, nos EUA, oeste do México, América Central até o norte da Argentina (Murray & Gardner, 1997; Oliveira & Cassaro, 2005), mas não havendo registros no Chile e em platôs no sudoeste do Peru (Murray & Gardner, 1997). São também encontradas em uma ilha pertencente à Venezuela e na ilha de Trinidad e Tobago (Bisbal, 1986; Murray & Gardner, 1997). No Brasil é encontrada em todas as regiões, com exceção do sul do Rio Grande do Sul (Oliveira & Cassaro, 2005).

A jaguatirica pode ser observada em habitats bastante variados, sendo possível de ser vista em florestas de espinhos no Texas (Tewes, 1986), em savanas venezuelanas (Bisbal, 1986; Mondolfi, 1986; Sunquist et al. 1989; Ludlow & Sunquist, 1987), florestas decíduas (De Villa et al., 2002; Maffei et al. 2005), em florestas tropicais, subtropicais, semidescuidas e Mata Atlântica (Emmons, 1987, 1988; Konnency, 1989; Crawshaw, 1994; Gonzalez et al., 2003; Dillon, 2005; Trolle & Kery, 2003, 2005; Fusco-Costa, 2007). No Brasil ela é encontrada em

fisionomias do Cerrado, Caatinga, Pantanal, mas principalmente em florestas tropicas e subtropicais (Oliveira & Cassaro, 2005). É comum também encontrá-las em áreas pertubardas (Oliveira et al. in press).

É uma espécie solitária, terrestre, podendo estar em atividade durante o dia, mas seus hábitos são predominantemente noturnos (Emmons, 1988; Crawshaw, 1995; Murray & Gardner, 1997; Emmons, 1997; Dillon, 2005). Pequenos mamíferos são os principais recursos alimentares para a jaguatirica, podendo também consumir em menores quantidades aves, répteis e anfíbios (Emmons, 1987; Murray & Gardner, 1997). Sua preferência por pequenos mamíferos sugere preferência por caçar no solo (Bisbal, 1986; Emmons, 1987) e raramente escalam arvores (Emmons, 1987). Apesar de se concentrar em presas menores que um quilograma, a jaguatirica aparenta depender de presas de maior porte para se manter em uma determinada área, como preguiças, quatis, cutias, pacas, tatus, macacos e veados. Estas presas maiores têm maior importância em biomassa em sua dieta do que pequenos roedores (Bisbal, 1986; Konency, 1989; Oliveira & Cassaro, 2005; Murray & Gardner, 1997; Bianchi, 2001; Moreno, 2006; Oliveira et al. in press). Bianchi (2001), numa área de Mata Atlântica encontrou alto consumo de pequenos roedores, mas baixa importância em termos de biomassa. O consumo médio diário de presas na natureza é mais de 1 kg (Oliveira et al. in press). Ainda assim, jaguatiricas são especializadas em relação ao habitat e preferem áreas com densa cobertura vegetal e alta densidade de roedores (Tewes, 1986; Emmons, 1988)

Nos animais de vida livre, as fêmeas podem ter sua primeira cria a 18-45 meses. Laack e colaboradores (2005) sugerem que o ano da primeira reprodução depende de outros fatores como nutrição e densidade de outras fêmeas adultas, o tempo de vida reprodutiva na natureza pode ser de menos de 10 anos.

Já foram feitos diversos estudos sobre abundância e densidade populacional da espécie em algumas áreas de sua ocorrência (tabela 1), sendo que a densidade até agora mais baixa encontrada foi em Floresta Ombrofila Densa 0,03 indiv/km² (Goulart 2008) e mais alta na Amazônia 0,8 indiv/ km² (Emmons, 1988). Trabalhos relativos à área de vida e territorialidade da espécie

também foram feitos, com os machos com territórios sempre maiores que as fêmeas e com redução destas áreas na estação chuvosa (Ludlow & Sunquist, 1987; Emmons, 1988; Crawshaw, 1994; Mantovani, 2001; Jacob, 2002; Dillon, 2005; Rocha, 2006). O tamanho de sua área de vida é bastante variado, com valores que variam de 1,8 km² em floresta tropical (Emmons, 1988) a até 38,8 km² (Crawshaw, 1995) em área de Mata Atlântica.

Tabela 1 – Lista de trabalhos realizados com estimativas de densidade para jaguatirica (*L. pardalis*)

Autor (es)	Método utilizado	Localidade	Habitat	Densidade (ind/km²)
Ludlow & Sunquist, 1987	Rádio telemetria	Venezuela / Hatos Masaguaral e Hatos Flores Moradas	Llanos (savana inundável), mata de galeira	0,4
Emmons, 1988	Rádio telemetria	Peru / Parque Nacional de Manu	Floresta tropical	0,8
Crawshaw, 1995	Radio telemetria	Brasil / Parque Nacional do Iguaçu	Mata Atlântica	0,14
Jacob, 2002	Armadilha fotográfica	Brasil / Parque Estadual Morro do Diabo	Mata Atlântica	0,3 ± 0,08
Lopes Gonzales, 2003	Registros e observações	México/ Sonora	-	0,06
Trolle & Kery, 2003	Armadilha fotográfica	Brasil / Pantanal	Pantanal	0.56 ± 0.201
Trolle & Kery, 2005	Armadilha fotográfica	Brasil / Pantanal	Pantanal	0,112 ± 0,069
Dillon, 2005	Armadilha fotográfica	Belize / Parque Nacional Reserva da Floresta Chiquibul	Floresta tropical úmida	0,26 ± 0,08
Maffei et al., 2005	Armadilha fotográfica	Bolivia / Parque Nacional de Kaa-Iya	Floresta chaco-chiquitano	0,24 ± 0,03 a 0,66 ± 0,07
Di Bitetti et al., 2006	Armadilha fotográfica	Argentina / Parque Nacional do Iguaçu	Mata Atlântica	0,20 ± 0,04
	Armadilha fotográfica	Argentina / Parque Provincial de Uruguai-í	Mata Atlântica	0,13 ± 0,02
Haines, 2006	Armadilha Fotográfica	EUA/ Yturria ranch	Sub-tropical e semi árido	0,30 ± 0,03
Rocha et al., 2006	Radio telemetria	Brasil / Fazenda Nhecolândia	Pantanal	0,3

Fusco Costa., 2007	Armadilha fotográfica	Brasil / Parque Estadual Ilha do Cardoso	Mata Atlântica	0,21 ± 0,03 a 0,4 ± 0,05
Goulart, 2008	Armadilha fotográfica	Brasil / RPPN do Caraguatá	Floresta Ombrófila Densa	0,03

No Brasil a subespécie *Leopardus pardalis mitis* está classificada como vulnerável (Oliveira & Bianchi, 2008). As principais ameaças para a subespécie são desmatamento, destruição do habitat e perseguição. Portanto, apesar desta aparente falta de perigo para a espécie, algumas subpopulações estão ameaçadas e decaindo (Caso et al., 2008).

Na Lista Vermelha da IUCN 2008 (Caso et al., 2008), a jaguatirica foi classificada como “least concern”, com sua população com tendência ao declínio. A razão para esta classificação foram alguns estudos ecológicos que apontaram que esta espécie tem sua densidade alta suficiente para manter sua população viável em longo prazo, principalmente na Amazônia (in Caso et al., 2008; Tomas et al., 2006).

1.3 História de vida – *Leopardus tigrinus* (Schreber, 1775)

O gato-do-mato, *Leopardus tigrinus*, é a menor espécie de felino no Brasil, tem comprimento do corpo variando entre 40 – 59,1 cm, patas pequenas e proporcionais e uma cauda longa com cerca de 26,4 cm (Oliveira & Cassaro, 2005). Pesa cerca de 2,4 kg, sendo suas proporções corporais semelhantes ao gato doméstico (Oliveira & Cassaro, 2005). Com coloração básica bem variável, com tonalidades entre amarelo-claro e castanho-amarelado, indivíduos melânicos não são raros de ocorrer. As rosetas são usualmente pequenas e abertas (Oliveira & Cassaro, 2005).

A distribuição deste gato vai da Costa Rica até o norte da Argentina. Ocorre em todos os estados do Brasil, até o Rio Grande do Sul, aonde se encontra apenas na porção norte deste estado (Emmons, 1997; Oliveira & Cassaro, 2005). O ambientes onde podem ser encontradas são áreas de florestas tropicais (Emmons, 1997; Oliveira & Cassaro, 2005), florestas decíduas, no Cerrado,

Caatinga e podendo ser encontrado em proximidades de áreas agrícolas adjacentes a matas (Oliveira & Cassaro, 2005). Espécie geralmente associada a uma densa cobertura vegetal (Mondolfi, 1986), e em áreas florestais muito úmidas e matas secas (Bisbal, 1989). Mas apesar de sua ampla distribuição, a ocorrência de suas populações não é homogênea ao longo do continente (Oliveira & Cassaro, 2005)

É uma das espécies de pequenos felinos brasileira mais desconhecidas, poucos indivíduos foram monitorados e existem poucos trabalhos sobre dieta, fornecendo dados bem limitados (Oliveira, 2006). Tem hábitos solitários, noturnos, mas em algumas áreas tem atividade diurna elevada. O peso médio de suas presas é menor que 100 g, sendo sua dieta à base de pequenos roedores do porte de camundongos, lagartos e aves, mas não inclui presas maiores que um quilograma (Emmons, 1987; Oliveira, 2005). Eventualmente predam animais com mais de 500 g (Oliveira, 2005). Wang (2002), encontrou 66,3% de suas presas consistindo em pequenos roedores e marsupiais, mas também incluiu em 26,8% aves em sua dieta e serpentes. Mondolfi (1986), relatou que *L. tigrinus* são mais ativos durante a noite e predam mais sobre pequenos mamíferos. Olmos (1993), em um estudo na Caatinga, relatou que são mais ativos durante o dia e predam bastante em lagartos, com roedores sendo pequena parte de sua dieta. Como na região a densidade de lagartos é alta, a dieta de *tigrinus* deve estar apenas seguindo sua disponibilidade local.

As áreas de vida da espécie nos poucos estudos sugerem uma área pequena de 0,9 – 2,8 km² para fêmeas e 4,8 – 17 km² para machos (in Oliveira et al., 2008). Sua densidade varia de 0,01 a 0,05 indivíduos por km² e na Amazônia esta densidade chega aos menores números como 0,0001 km² (in Oliveira et al., 2008).

No Brasil *Leopardus tigrinus* está na categoria vulnerável (Oliveira, 2008), e as principais ameaças para a espécie são desmatamento, destruição do habitat e perseguição. Na Lista Vermelha da IUCN de 2008 (Oliveira et al., 2008), o gato-do-mato foi classificado como “vulnerável”, com sua população com tendência ao

declínio. Os motivos para tal classificação foi à baixa densidade da espécie na Amazônia, um bioma que pode ser considerado um grande suporte para demais felinos neotropicais, mas aonde *L. tigrinus* é encontrado em densidades muito baixas (Tomas et al., 2006 ; in: Oliveira et al., 2008). Aparentemente este gato é encontrando em maior número fora de áreas protegidas e em regiões com alto grau de perda de área, como o Cerrado, Caatinga e Mata Atlântica, sendo que sua conservação também depende da proteção de áreas fora de reservas (Oliveira et al., 2008).

1.4 Objetivos

Para atender a necessidade de preencher lacunas do conhecimento acerca destas duas espécies, *L. pardalis* e *L. tigrinus*, esta dissertação se concentrou em avaliar o status populacional destes gatos que ocorrem em simpatria no Cerrado (Oliveira & Cassaro, 2005). Os fatores que promovem a coexistência entre carnívoros simpátricos são muito pouco conhecidos devido à falta de trabalhos de campo (Ray & Sunquist., 2001). Estudos detalhados em ecologia de pequenos felinos são necessários não apenas para se conhecer a estrutura social destes, mas também para estabelecer propostas de conservação dos mesmos (Ludlow & Sunquist, 1987).

O principal objetivo deste trabalho foi realizar estimativas de abundância absoluta e densidade de populações destas duas espécies de gatos em duas unidades de conservação da região dos *Gerais*, o Parque Nacional Grande Sertão Veredas (PNGSV) e o Parque Estadual Veredas do Peruaçu (PEVP). A partir destes resultados foram discutidas questões acerca da dinâmica populacional das espécies e a existência de competição interespecífica.

Como hipótese, foi procurado relacionar os cálculos de densidade populacional com a área amostrada, sendo esperado que quanto maior a área amostral, menor a densidade. Também foram gerados índices de abundancia para cada área amostrada e padrões de atividade para cada espécie, com o objetivo de se encontrar relações significativas entre os índices de abundancias e entre os padrões de atividade.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2. 1 - ÁREAS DE ESTUDO

2. 1. 1 - Parque Nacional Grande Sertão Veredas, Minas Gerais e Bahia

O Parque Nacional Grande Sertão Veredas (PNGSV) foi criado em 1989 com uma área de 83.353 ha no estado de Minas Gerais. Em 2004 sua área foi ampliada para 230.714,4 ha (figura 1), com cerca de 150 mil ha no estado da Bahia. Os municípios de Formoso, MG, Arinos, MG, Chapada Gaúcha, MG e de Cocos, BA, são de influência direta do parque, além de possuírem em seu território porções do mesmo (MMA/Ibama/Funatura, 2003).

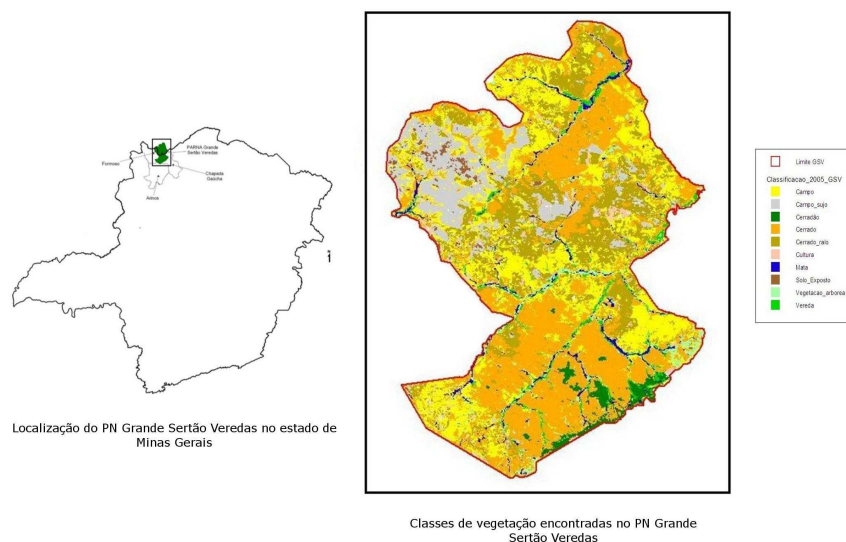


Figura 1: Localização, limite e classes de vegetação do Parque Nacional Grande Sertão Veredas, no norte/noroeste do estado de Minas Gerais e sudoeste da Bahia.

O parque situa-se na bacia do Rio Preto, que alimenta a bacia do Rio São Francisco. Dentro do parque é possível encontrar as nascentes do rio Preto e do

Córrego do Boi que são afluentes do importante rio Carinhanha. Está localizado em uma região onde a temperatura média anual está entre as isotermas de 21°C a 23°C e a precipitação total anual entre as isoietas de 1050 a 1200 mm. A topografia é quase em sua totalidade plana com poucos morros e o solo é em sua maior parte arenoso (MMA/Ibama/Funatura, 2003).

Segundo o Plano de Manejo (2003) foram identificadas as seguintes fitofisionomias no parque: cerrado sentido restrito (denso, típico e ralo), cerradão, carrasco, veredas, mata de galeria/mata ciliar, formações campestres (campo sujo e campo limpo). Também foram encontradas porções de agricultura e pastagens artificiais.

2.1.2 - Parque Estadual Veredas do Peruaçu, Minas Gerais

O Parque Estadual Veredas do Peruaçu (PEVP) foi criado em 1994 com uma área aproximada de 31.500 ha (figura 2) no norte Minas Gerais, sendo inserido nos municípios de Cônego Marinho, Januária e Bonito de Minas (Minas Gerais, 1994).

O PEVP situa-se na sub-bacia do Rio Peruaçu, componente da bacia do Rio São Francisco. O parque foi criado com objetivo de se proteger as nascentes do rio Peruaçu, sendo pertencente à Área de Proteção Ambiental Cavernas do Peruaçu, integrando-se junto com ele o Parque Nacional Cavernas do Peruaçu e a Reserva Indígena do Xacriabá (MMA/Ibama, 2005)

A temperatura média anual está entre as isotermas de 22°C a 25°C e a precipitação na época chuvosa é uma média mensal de 121 mm, e na seca a média mensal é de 6 mm (Instituto Nacional de Meteorologia, 2004). Possui solo profundo e sem mudanças bruscas em sua composição, o que é refletido em fitofisionomias relacionadas (Silva, 2007). Foram identificadas quatro sub formações do Cerrado no PEVP: cerradão, cerrado *stritu senso*, campo limpo e veredas (Mailard & Gomes, 2006).

Nas décadas de 70 a 90 a área foi usada para plantio de eucalipto causando grande degradação, até hoje sendo observado um processo de regeneração (Mailard & Gomes, 2006). Até a presente data ainda não foi elaborado um plano de manejo para o PEVP.

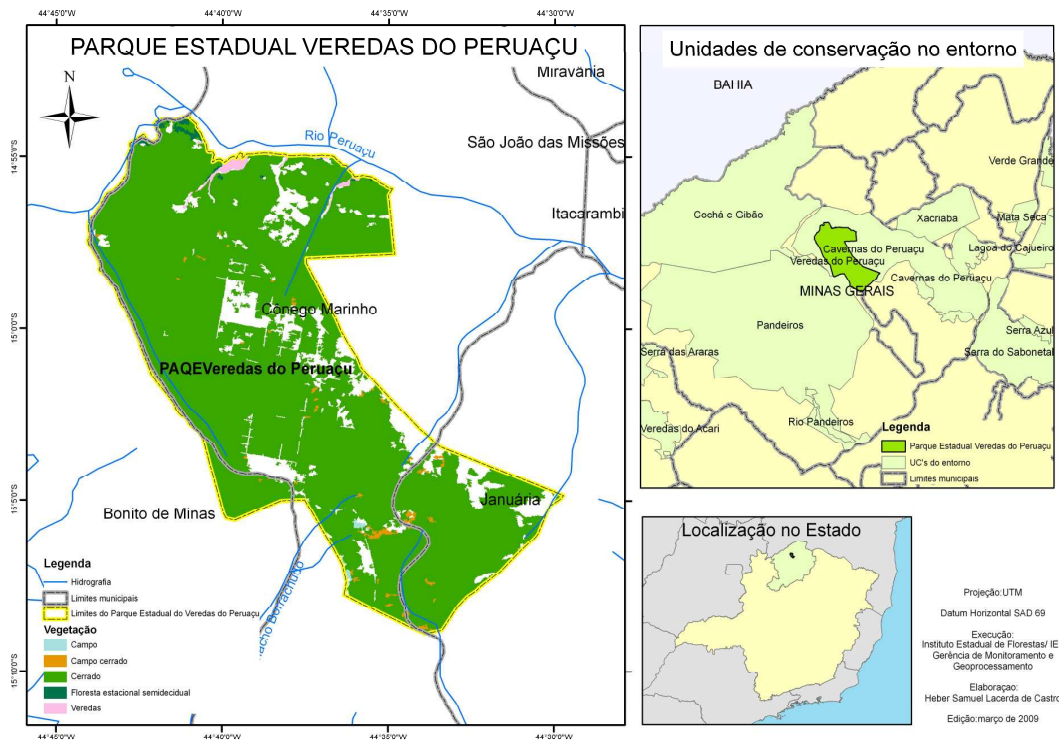


Figura 2. Localização e limites do Parque Estadual Veredas do Peruaçu. Instituto Estadual de Florestas - IEF

2.2 - Atividades de campo

Os equipamentos utilizados para este estudo foram armadilhas fotográficas equipadas com câmeras convencionais, da marca Tigrinus® (Tigrinus, equipamentos para pesquisa, Timbó, Santa Catarina, Brasil). Este equipamento possui um sensor infravermelho de movimento, que aciona a câmera fotográfica quando ocorre movimentos no raio de ação deste sensor; possui também um sensor de ambiente, capaz de bloquear o sensor de movimento, quando acontece alguma variação forte de temperatura, evitando assim disparos em falso. As áreas

de estudo atingem grandes temperaturas, principalmente durante o meio-dia, portanto a armadilha foi programada para funcionar das 16:00 as 11:00 h, evitando a hora mais quente do dia e possíveis disparos em falso. As câmeras ainda permitem o registro de data e horário para cada registro fotográfico. As armadilhas foram posicionadas em árvores ou estacas a cerca de 40-50 cm de altura acima do solo.

Durante os meses de Janeiro a Agosto de 2006 foram escolhidas para a amostragem três áreas no PNGSV: área 1, área 2 e área 3 (ver apêndice figuras 6, 7 e 8). Todas estas se localizam em área de cerrado dentro da zona intangível do parque (MMA/Ibama/Funatura, 2003) e são contíguas.

Nos meses de Janeiro a Junho do ano de 2007, no PEVP foram amostradas duas áreas: área 4 e área 5 (ver apêndice figuras 11 e 12). Na maior parte da área 4 as armadilhas foram instaladas próximos à vereda do rio Peruaçu, e a área 5 é uma área de cerrado em regeneração avançada, já desmatada para plantio de eucalipto.

No armadilhamento fotográfico, fatores que podem afetar a probabilidade de captura são a densidade de armadilhas, duração e definição das ocasiões, arranjo espacial das armadilhas e detalhes do armadilhamento, como iscas (Trolle & Kery, 2003). Portanto as áreas foram escolhidas de maneira que se otimize as chances de registros fotográficos das espécies-alvo. Se os melhores locais de captura não forem utilizados, a probabilidade de captura cairá, afetando a estimativa populacional, sendo que o sucesso do armadilhamento fotográfico depende do posicionamento das câmeras (Tomas & Miranda, 2003; Tomas et al., 2006).

É conhecido que felinos, como a jaguatirica, costumam patrulhar constantemente as mesmas trilhas (Emmons, 1988; Dillon, 2005; Maffei et al., 2005; Di Bitetti et al., 2006), mas evitam trilhas recém-abertas (Dillon, 2005). Então em todas as áreas amostradas as armadilhas foram colocadas em estradas já estabelecidas e com registros de vestígios de pequenos felinos.

Nas áreas amostradas foram utilizadas 14 armadilhas fotográficas dispostas em 7 estações de câmeras, cada estação com duas armadilhas opostas, de

maneira que seja possível registrar duas vezes o animal no mesmo momento, pegando os dois flancos de seu corpo (Karanth, 1995; Karanth & Nichols, 1998; Karanth & Nichols, 2002). A relativa facilidade de individualização dos animais é muito importante porque os registros fotográficos são considerados capturas e recapturas na análise dos dados (Tomas & Miranda, 2003).

Cada estação de câmera foi posicionada sempre a um 1 km de distância uma da outra, sendo um valor próximo ao raio da menor área de vida de uma fêmea de jaguatirica, cerca de 1,8 – 2 km² (Emmons, 1988; Rocha, 2006) e menor do que a média da distância diária percorrida por uma fêmea 1762 ± 162 m (Dillon, 2005). Isto foi feito para aumentar as chances de se registrar indivíduos e não deixar nenhum animal com pequena área de vida dentro da área amostrada com probabilidade de captura igual a zero (Karanth & Nichols, 1998; Tomas & Miranda, 2003).

Para aumentar o tamanho da área de amostragem e avaliar experimentalmente os efeitos deste aumento nas estimativas de densidade, as áreas 1 e 2 do PNGSV foram unidas, formando a área A. Neste mesmo parque as áreas 1, 2 e 3 foram também unidas formando a área B. Com este desenho amostral, o tamanho das áreas feitas pelos polígonos das câmeras e o tempo de amostragem para ambos os parques estão listados na tabela abaixo (tabela 2) e representados no apêndice pelas figuras 6 -12.

Tabela 2. Tamanho das áreas amostradas e tempo de estudo.

Áreas	Unidade de conservação	Tamanho do polígono (km²)	Tempo de amostragem
Pol cam área 1	PNGSV	3,93	60 dias
Pol cam área 2	PNGSV	2,94	80 dias
Pol cam área 3	PNGSV	3,89	30 dias
Pol cam área A	PNGSV	11,05	140 dias
Pol cam área B	PNGSV	33	170 dias
Pol cam área 4	PEVP	3,74	60 dias
Pol cam área 5	PEVP	4,07	100 dias

Como este trabalho é referente a duas espécies distintas, ele se confronta com certo problema. O espaçamento das câmeras se baseia em estudos com jaguatiricas. Mas o mesmo protocolo de amostragem não pode ser usado para espécies com áreas de vida, densidade e preferências de habitat diferentes, o que pode acabar levando a dados com pouco significado biológico, demográfico ou estatístico (Tomas et al., 2006). Mas o espaçamento das estações de câmeras neste trabalho (1 km), foi considerado e utilizado para as realizações das estimativas com gato-do-mato, já que a menor área de vida de uma fêmea já registrada foi de 0,9 km² (Oliveira et al., in press), valor próximo ao espaçamento das estações. Portanto na área amostral tivemos no mínimo cerca de uma estação de armadilha por território de cada animal residente, diminuindo as chances que ocorra algum gato-do-mato com zero probabilidade de captura.

Em todas as estações foram postas iscas de cheiro de Bobcat (*Lynx rufus*), para não causar variações nas probabilidades de captura, o que pode resultar em falhas importantes de premissas de modelos de estimativas populacionais (Tomas & Miranda, 2003). Um dos principais objetivos do pesquisador deve ser obter probabilidades de captura semelhantes para todos os animais (Tomas & Miranda, 2003; Karanth et al., 2003). As estações foram visitadas aproximadamente de 20 em 20 dias no PNGSV de 30 em 30 dias no PEVP, para possíveis trocas de baterias, filmes e verificação do bom funcionamento das câmeras.

2.3 - Padrão de atividade

Os registros fotográficos de todas as áreas amostrais foram somadas para cada espécie e distribuídas de acordo com seu horário de registro, em intervalos de uma hora. Registros do mesmo animal no mesmo horário e dia, não foram contados mais de uma vez. Para o cálculo do padrão de atividade dos gatos, o número de registros em cada hora foi dividido pelo número total de registros, para se estimar a porcentagem de atividade dos animais durante 24 horas (Dillon, 2005). Devido ao pequeno número amostral, não foi possível separar o padrão de atividade por sexo. Os padrões de atividade das duas espécies foram comparados através de um teste de Kolmogorov-Smirnov.

2.4 - Índices de abundância

Foram feitos índices de abundância com registros fotográficos para as populações amostradas de *L. pardalis* e *L. tigrinus* em cada uma das 5 áreas amostrais. Estes índices foram expressos como o número de animais fotografados em relação ao número de dias de exposição e ao número de câmeras (Tomas & Miranda, 2003). Os índices de abundância das duas espécies foram comparados através de um teste de Kolmogorov-Smirnov.

2.5 - Estimativas de abundâncias absolutas e densidade

2.5.1 – Estimativa de abundância

Para a realização da estimativa de abundância, foi utilizado o programa Capture (Rexstad & Burnham, 1991). Para a utilização do programa é necessário construir um histórico de captura, que consiste em uma Matriz, X_{ij} , que representa o número de vezes que cada indivíduo foi capturado, em uma seqüência de ocasiões de captura. Para um indivíduo i numa ocasião j , coloca-se “0” quando este indivíduo não foi capturado, se foi capturado coloca-se “1” (Otis, 1978; Rexstad & Burnham, 1991; Karanth & Nichols, 1998; Jackson, 2005B; Tomas & Miranda, 2003)

O programa Capture além de trabalhar com todos os modelos possíveis de serem usados com o histórico de captura fornecido a ele, faz um teste de ajuste destes modelos. Este teste aponta aquele modelo que é mais adequado para os dados apresentados, através de uma escala de 0 a 1, aonde o modelo que obtêm valor mais próximo a 1 é o mais propício a ser utilizado. O programa Capture ainda calcula um teste de populações fechadas para cada histórico de captura (teste possível de ser fazer apenas com o M_0 e M_h) e calcula probabilidades de captura por ocasião de captura (average \hat{p}) (White et al. 1982, Rexstad & Burnham, 1991; Karanth, 1998; Jackson, 2005 ; Tomas & Miranda, 2003). Segundo Otis e colaboradores (1978) uma probabilidade acima de 0,1 é ideal para o calculo destas estimativas. Para o calculo da probabilidade de ao menos uma

captura ao longo de todo o estudo, foi utilizada a seguinte fórmula: $1 - (1 - \hat{p})^{10}$ (Tomas & Miranda, 2003 ; Cullen, 2006)

Adicionalmente, a história natural da espécie alvo do estudo tem que ser considerada ao se realizar a análise dos resultados do Capture, considerando-se, por exemplo, fatores relacionados a características comportamentais e dinâmica populacional (Karanth, 2003).

No presente trabalho foram feitos históricos de captura para todas as áreas que tiveram registros suficientes das espécies alvo. Para a construção destes históricos foi considerado que 10 noites consecutivas seriam equivalentes a uma ocasião de captura. Ao todo oito históricos de captura foram feitos para cada área e espécie.

2.5.2 – Tamanho da Área Efetiva de Amostragem e Estimativas de Densidade

Para se obter o tamanho da área efetiva de amostragem para as áreas de estudo, foram feitas primeiramente medidas da média da distância máxima percorrida (MDMP). Esta média é obtida através da soma das distâncias máximas percorridas por cada indivíduo, neste caso aqueles que foram capturados em mais de uma estação de câmera, dividida pelo número de indivíduos (Karanth & Nichols, 1998; Trolle & Kery, 2003; Dillon, 2005; Maffei, 2005; Fusco-costa, 2007; Di Bitetti et al., 2006). Os animais com zero de distância máxima percorrida foram retirados do cálculo para evitar um valor baixo de MDMP e uma superestimativa de densidade, porque o espaçamento das estações de câmeras deste estudo não é muito superior ao raio da área de vida mínima para as jaguatiricas (Emmons, 1988; Rocha, 2006) e da área de vida total mínima já observadas para gatos-domato (in: Oliveira et al., 2008). Cálculos de $\frac{1}{2}$ MDMP também foram obtidos, apesar de não serem recomendados por alguns autores por levar também a uma superestimativa de densidade (Soisalo & Cavalcanti, 2006, Tadeu Oliveira comunicação pessoal). Pelo mesmo motivo de evitar superestimativas, no PNGSV foi definida a área A, sendo o polígono formado pela junção das áreas 1 e 2 e a

área B, sendo polígono formado pela junção das áreas 1, 2 e 3 (ver apêndice figuras 9 e 10).

Tendo em mãos valores de MDMP e $\frac{1}{2}$ MDMP para cada área, foram feitos buffers em volta de cada estação de câmera. A soma de todos os buffers em cada estação formou a área efetiva amostrada, tanto para MDMP quanto para $\frac{1}{2}$ MDMP (Maffei et al., 2004, 2005; Silver et al., 2004; Dillon, 2005) . Este método é recomendado por Wilson e colaboradores (1982), e neste trabalho foi feito utilizando-se o programa ArcView 3.2. Os cálculos das áreas efetivas de amostragem foram feitos para cada uma das áreas aonde foram possíveis de serem feitas estimativas de abundância.

As densidades dos animais nas áreas foram calculadas através da divisão do tamanho populacional (\pm erro padrão), fornecido pelo Capture, pela área efetiva de amostragem calculada com MDMP e com $\frac{1}{2}$ MDMP (Trolle & Kery 2003).

3. RESULTADOS

No decorrer das amostragens, ao todo no PNGSV foram obtidos 71 registros de jaguatiricas e 34 registros de gatos-do-mato. No PEVP foram obtidos 18 registros de jaguatiricas e 25 de gatos-do-mato (tabela 3). Estes registros foram utilizados para a realização das estimativas propostas. Nas tabelas 18 e 19 do apêndice se encontram listas de todas as espécies de mamíferos registrados nos dois parques.

3.1 - Padrão de Atividade

Com relação ao cálculo de padrão de atividade houve alguma perda de informações por falhas nos registros fotográficos, por não registrar corretamente os horários e dias das fotos-capturas. Não foram utilizados 23 registros de *L. pardalis* e 21 registros de *L. tigrinus*.

Para *L. pardalis* foram utilizados 66 registros para a construção do padrão de atividade (figura 3). Foram obtidos registros isolados durante o dia e ao entardecer, mas de maneira geral as jaguatiricas mostraram comportamento predominantemente noturno.

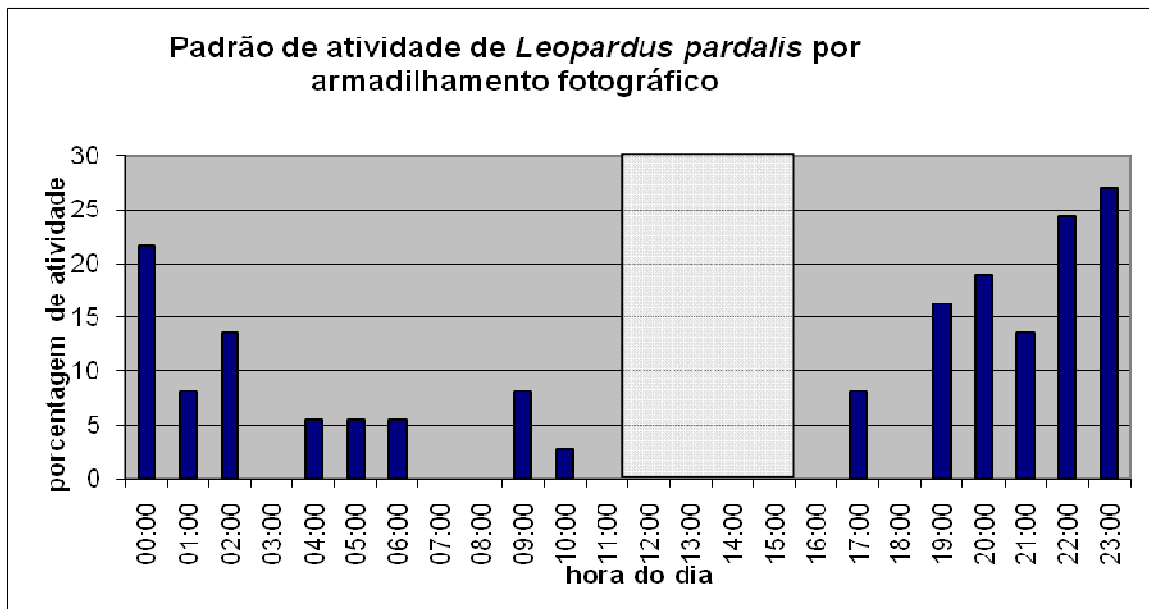


Figura 3 - Padrão de atividade de *L. pardalis* por armadilhamento fotográfico, com amostragem por hora. Registros obtidos no Parque Nacional Grande Sertão Veredas e no Parque Estadual Veredas do Peruaçu. A região mais clara representa o período do dia quando as armadilhas fotográficas estavam desligadas.

Para *L. tigrinus* foram utilizados 38 registros fotográficos para a construção do padrão de atividade (figura 4). Os animais mostraram atividade das 17:00 às 07:00 h, sendo que o padrão de atividade foi predominantemente noturno, e tiveram também certa atividade no período do entardecer

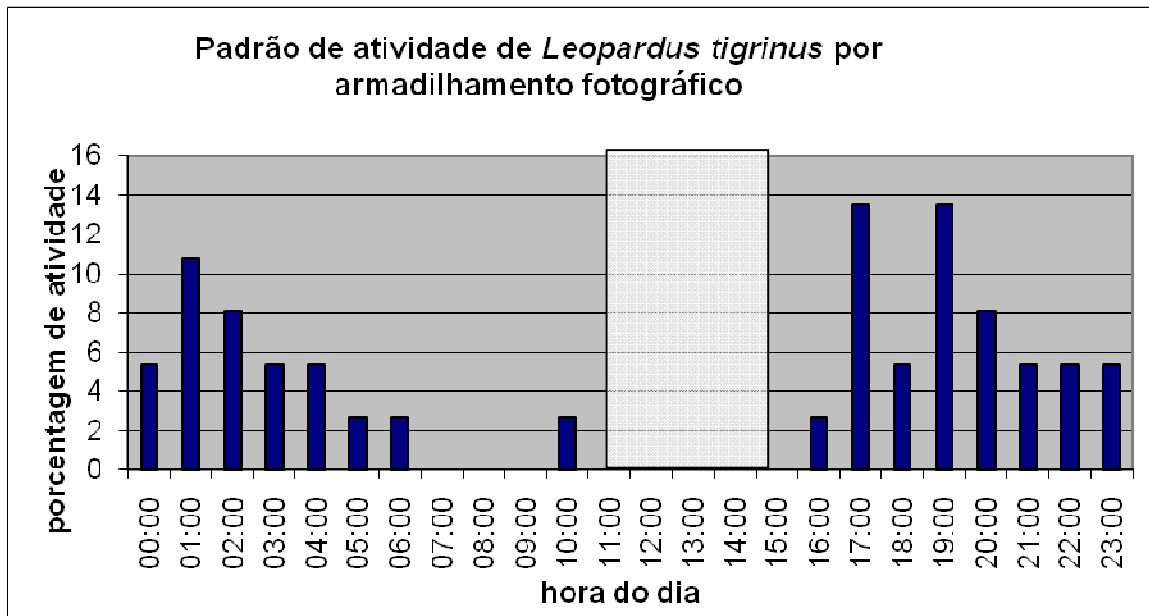


Figura 4 - Padrão de atividade de *L. tigrinus* por armadilhamento fotográfico, com amostragem por hora. Registros obtidos no Parque Nacional Grande Sertão Veredas e no Parque Estadual Veredas do Peruaçu. A região mais clara representa o período do dia quando as armadilhas fotográficas estavam desligadas.

Os padrões de atividade das duas espécies foram comparados entre si ($D = 0,18297$, $p = 0,78441$), indicando que as atividades das duas espécies são semelhantes.

3.2 - Índice de Abundância

Os índices de abundância para cada área amostrada no PNGSV variaram de 0 a 9,28 registros / 100 armadilhas-dia para jaguatiricas e de 0,18 a 6,19 registros / 100 armadilhas-dia para os gatos-do-mato (tabela 3). No PEVP esse valor para jaguatiricas variou de 0,43 a 3,09 registros / 100 armadilhas e para gatos do mato variou de 0 a 3,57 registros / 100 armadilhas (tabela 3).

Em duas áreas o PNGSV apresentou um número maior de registros e maior sucesso de captura para jaguatiricas que o PEVP (áreas 1 e 2). Para gatos-do-mato no PNGSV a área 2 obteve maior número de registros e sucesso de captura do que a área 5 do PEVP.

1)



2)



Figura 5 – 1) Indivíduo de jaguatirica (*Leopardus pardalis*) fotografado no Parque Nacional Grande Sertão Veredas; 2) Indivíduo de gato-do-mato (*Leopardus tigrinus*) fotografado no Parque Estadual Veredas do Peruaçu

Tabela 3. Esforço amostral e índices de abundância para duas espécies de felinos em cada área amostrada no Parque Nacional Grande Sertão Veredas e no Parque Estadual Veredas do Peruaçu

Parque Nacional Grande Sertão Veredas				
Espécie	Área amostrada	Esforço amostral – estações de armadilha / dia	Índice de Abundância - registros / 100 armadilhas	N de registros
<i>L. pardalis</i>	Área 1	560	9,28	52
<i>L. pardalis</i>	Área 2	420	4,52	19
<i>L. pardalis</i>	Área 3	210	0	0
<i>L. pardalis</i>	Áreas somadas	1190	5,96	71
<hr/>				
<i>L. tigrinus</i>	Área 1	560	0,18	1
<i>L. tigrinus</i>	Área 2	420	6,19	26

<i>L. tigrinus</i>	Área 3	210	3,3	7
<i>L. tigrinus</i>	Áreas somadas	1190	2,86	34
Parque Estadual Veredas do Peruaçu				
<i>L. pardalis</i>	Área 4	420	3,09	13
<i>L. pardalis</i>	Área 5	700	0,43	5
<i>L. tigrinus</i>	Área 4	420	0	0
<i>L. tigrinus</i>	Área 5	700	3,57	25

Comparando os índices de abundância das duas espécies obtidos nas áreas de estudo, não foi encontrada nenhuma relação ($D = 0,3333$, $p = 0,80956$)

3.3 Estimativas de abundância – Jaguatiricas

Para o PNGSV, as áreas cujos registros fotográficos permitiram a construção de históricos de captura para a espécie (ver apêndice tabelas 12, 13, 14 e 15) foram: a área 1, área 2 e a área A (soma das áreas 1 e 2). A área 3 não teve registro de jaguatiricas. Foram possíveis de serem individualizados neste parque ao todo 5 indivíduos, mas uma fêmea foi retirada do cálculo de abundância por falha da armadilha fotográfica ao não registrar o dia da foto captura. Todos os animais que apareceram na área 1 apareceram na área 2, não havendo o registro de novos indivíduos ao se mudar de área (tabela 4)

Para o PEVP, os registros fotográficos da área 4 permitiram a construção de um histórico de captura, sendo observados um macho e uma fêmea. A área 5 obteve apenas 3 registros de uma fêmea adulta (tabela 4), portanto não foi possível a construção de um histórico de captura e posterior cálculo de estimativa populacional pelo Capture.

Tabela 4. Número de foto - capturas de jaguatiricas nas áreas amostrais no Parque Nacional Grande Sertão Veredas e no Parque Estadual Veredas do Peruaçu

Área amostral	Nº de capturas	Nº de recapturas	Nº de animais (individualizados)	Nº de Machos	Nº de Fêmeas	Sexo desconhecido
Área 1 (GSV)	52	45	5	2	2	1
Área 2 (GSV)	19	16	3	2	1	0
Área 3 (GSV)	0	0	0	0	0	0
Área A (GSV)	71	61	5	2	2	1
Área 4 (PEVP)	13	11	2	1	1	0
Área 5 (PEVP)	5	2	1	0	1	0

No PNGSV, os cálculos de abundancia na área 1 e na área A obtiveram sucesso no teste da premissa de população fechada realizado pelo Capture, mas a área 2 falhou no teste (tabela 5). Mas, devido à satisfatória probabilidade de captura obtida na área, 0,25, (ver tabela 6) e ao curto período de amostragem em comparação com a história de vida da espécie, foi considerada esta estimativa populacional feita pelo Capture, apesar da violação desta importante premissa.

Em todas as áreas avaliadas neste parque, o modelo selecionado pelo Capture para o cálculo de abundância foi o modelo nulo (Mo), e em segundo lugar o modelo Mh (ver tabela 5). Foi escolhida a estimativa populacional obtida pelo modelo Mh com análise pelo jackknife, devido este ser um modelo com um estimador mais robusto (Otis, 1978; White et al., 1982), representar melhor o tipo de comportamento heterogêneo esperado para um animal (Otis, 1978; Karanth & Nichols, 1998) e se encaixar melhor em estudos com pequenas amostras (Otis, 1978). Ainda, o modelo Mo é sensível à quebra da premissa de homogeneidade de captura e não é recomendado para estudos com amostras pequenas (Otis, 1978).

As estimativas de abundancia no PNGSV obtidas pelo modelo Mh nas áreas amostrais variaram de $4 \pm 1,28$ a $5 \pm 1,42$ e as probabilidades de captura variaram de 0,25 a 0,42 (tabela 6)

No PEVP, a área 4 obteve sucesso no teste de fechamento populacional e modelo selecionado pelo programa foi o Mh com valor na seleção de critérios igual a 1 (tabela 5). A abundância calculada para a área 4 foi de $2 \pm 0,10$ com probabilidade de captura de 0,5833 (tabela 6)

Tabela 5 – Resultados dos testes de população fechada e de seleção de modelos realizados pelo Capture, para cada área amostral no Parque Nacional Grande Sertão Veredas e no Parque Estadual Veredas do Peruaçu.

Área amostral	Teste de população fechada		Teste de seleção de modelos							
	Z score	P Value	Mo	Mh	Mb	Mbh	Mt	Mth	Mtb	Mtbh
Área 1 (GSV)	0,539	0,70	1	0,81	0,31	0,59	0	0,38	0,29	0,66
Área 2 (GSV)	-1,755	0,04	1	0,86	0,32	0,56	0	0,34	0,34	0,59
Área A (GSV)	-0,495	0,31	1	0,88	0,45	0,73	0	0,42	0,41	0,75
Área 4 (PEVP)	-0,236	0,59	0,96	1	0,74	0,89	0	0,52	0,88	0,96

Tabela 6 – Resultados das estimativas de abundancia absoluta e cálculos de probabilidade de capturas realizados pelo Capture

Área amostral	Modelo escolhido	Estimativa de abundancia	Intervalo de confiança	Probabilidade de captura / ocasião	Probabilidade de captura ao longo do estudo
Área 1 (GSV)	Mh	$5 \pm 1,34$	5 – 11 (95%)	0,42	0,99
Área 2 (GSV)	Mh	$4 \pm 1,28$	4 – 10 (95%)	0,25	0,95
Área A (GSV)	Mh	$5 \pm 1,42$	5 – 11 (95%)	0,32	0,98
Área 4 (PEVP)	Mh	$2 \pm 0,10$	2 – 2 (95%)	0,5833	1

3.4 Estimativas de abundância – Gatos-do-mato

Para o PNGSV, nas amostragens da área 2 e da área B foram possíveis as construções de históricos de captura (ver apêndice tabelas 14 e 16) e uso do Capture. Mas a área 1 e a área 3 tiveram poucos indivíduos e registros suficientes para a utilização do programa. Foram individualizados neste parque ao todo 11 indivíduos. O animal encontrado na área 1 foi recapturado na área 2, e na área 3 foram identificados dois indivíduos novos (tabela 7).

Para o PEVP, não foram obtidos registros fotográficos da espécie na área 4. Mas na área 5 foi possível a individualização de 7 indivíduos (tabela 7), sendo construído um histórico de captura (ver apêndice tabela 18)

Tabela 7. Número de foto - capturas de gatos-do-mato nas áreas amostrais de ambos os parques

Área amostral	Nº de capturas	Nº de recapturas	Nº de animais (individualizados)	Nº de Machos	Nº de Fêmeas	Sexo desconhecido
Área 1 (GSV)	1	0	1	1	0	0
Área 2 (GSV)	26	16	9	4	2	3
Área 3 (GSV)	7	4	2	0	0	2
Área B (GSV)	34	20	11	4	2	5
Área 4 (PEVP)	0	0	0	0	0	0
Área 5 (PEVP)	25	10	7	1	2	4

No PNGSV, o cálculo de abundância na área 2 obteve sucesso no teste de fechamento populacional realizado pelo Capture e o modelo selecionado pelo Capture para o cálculo de abundância foi o modelo heterogêneo (Mh), e em segundo lugar o modelo Mo (tabela 8). Para a área 2 foi mantido o modelo selecionado pelo Capture pelos mesmos motivos já descritos. A estimativa de

abundância obtida na área 2 foi de $11 \pm 3,242$ indivíduos com probabilidade de captura aceitável de 0,18 (tabela 9).

Mas a área B falhou no teste de fechamento populacional (tabela 8) e a estimativa de abundância do modelo Mh, selecionado pelo Capture, foi bastante irreal ($57 \pm 16,592$) e com uma probabilidade de captura baixa (0,0175). Por isso foram escolhidos os resultados do modelo Mo para a área amostral, por estarem mais próximos do esperado (abundância de $16 \pm 4,3089$) e com uma probabilidade de captura maior (0,0625) (tabela 9).

No PEVP, a amostragem na área 5 também não obteve sucesso no teste de fechamento populacional, mas a estimativa foi considerada levando-se em conta o curto período de amostragem e a probabilidade de captura de 0,09, perto do cálculo satisfatório de 0,1. O modelo selecionado pelo programa foi o Mo com valor na seleção de critérios igual a 1, seguido pelo modelo Mh com um valor de 0,94 (tabela 8), este último sendo escolhido novamente. A abundância calculada para a área foi de $10 \pm 3,39$ (tabela 9).

Tabela 8 – Testes de população fechada e de seleção de modelos realizados pelo Capture, para gatos-do-mato (*Leopardus tigrinus*) para cada área amostral no Parque Nacional Grande Sertão Veredas e no Parque Estadual Veredas do Peruaçu.

Área amostral	Teste de população fechada		Teste de seleção de modelos							
	Z score	P Value	Mo	Mh	Mb	Mbh	Mt	Mth	Mtb	Mtbh
Área 2	-1,356	0,09	0,97	1	0,32	0,47	0	0,3	0,5	0,5
Área B	-2,277	0,00113	0,98	1	0,52	0,58	0	0,03	0,66	0,51
Área 5	-1,706	0,04404	1	0,94	0,43	0,65	0	0,38	0,46	0,66

Tabela 9 – Estimativas de abundancia absoluta e cálculos de probabilidade de capturas de gatos-do-mato (*Leopardus tigrinus*) realizados pelo Capture

Área amostra 1	Modelo escolhido	Estimativa de abundancia	Intervalo de confiança	Probabilida de de captura / ocasião	Probabilidade de captura ao longo do estudo
Área 2 (GSV)	Mh	11 ± 3,242	9 – 25 (95%)	0,18	0,86
Área B (GSV)	Mo	16 ± 4,3089	13 – 32 (95%)	0,0625	0,46
Área 5 (PEVP)	Mh	10 ± 3,39	8 – 25 (95%).	0,09	0,61

3.5 Área efetiva amostrada e densidade populacional

Através dos valores de ½ MDMP e MDMP total foral calculados as áreas efetivas (representadas no apêndice pelas figuras 13 - 20). A partir destas áreas e com os números de abundância obtidos foram calculadas as densidades para cada área amostral para as duas espécies.

No PNGSV a densidade de jaguatiricas quando utilizado ½ MDMP foi de 0,1 indiv/km² (área 1) e 0,2 indiv/km² (área 2). Ao se utilizar MDMP inteiro a densidade calculada foi de 0,04 indiv/km² (área 1) e 0,08 indiv/km² (área 2). Quando a área amostral foi aumentada (área A), a densidade diminuiu para 0,02 indiv/km² (MDMP) e 0,05 indiv/km² (1/2 MDMP) (tabela 10).

A densidade de gatos-do-mato na área 2 foi de 0,71 indiv / km² (1/2 MDMP) e 0,29 indiv / km² (MDMP). Mas quando se aumentou à área amostral (área B), a densidade diminuiu para 0,28 indiv / km² (MDMP) e 0,13 indiv / km² (1/2 MDMP) (tabela 10).

No PEVP a densidade de jaguatiricas para a área 4 foi de 0,11 indiv/km² (1/2 MDMP) e 0,04 indiv/km² (MDMP inteiro) . Neste mesmo parque a densidade de gatos-do-mato obtida foi a mais alta deste estudo, de 1,73 indiv/km² (1/2 MDMP) e 0,67 indiv/km² (MDMP inteiro) (tabela 11).

Tabela 10. Valores de MMDM, tamanho das áreas efetivas amostradas e densidade das duas espécies no Parque Nacional Grande Sertão Veredas.

Espécie	Área de estudo	½ MDMP / MDMP		Área efetiva amostrada	Densidade (Indivíduo / km ²)
<i>L. pardalis</i>	Área 1	½ MDMP	1,385	22,54 km ²	0,22 ± 0,002
		MDMP	2,77	56,8 km ²	0,08 ± 0,002
<i>L. pardalis</i>	Área 2	½ MDMP	4,13	37,1 km ²	0,1 ± 0,0008
		MDMP	2,065	99,7 km ²	0,04 ± 0,0008
<i>L. pardalis</i>	Área A	½ MDMP	5,9	96,87km ²	0,05 ± 0,003
		MDMP	2,95	242,49 km ²	0,02 ± 0,002
<i>L. tigrinus</i>	Área 2	½ MDMP	1,04	15,3 km ²	0,71 ± 0,014
		MDMP	2,08	37,4 km ²	0,29 ± 0,002
<i>L. tigrinus</i>	Área B	½ MDMP	1,285	55,45 km ²	0,28 ± 0,007
		MDMP	2,57	118,62 km ²	0,13 ± 0,0001

Tabela 11. Valores de MPMD, tamanho áreas efetivas amostradas e densidade das duas espécies no Parque Estadual Veredas do Peruaçu

Espécie	Área de estudo	½ MDMP / MDMP		Área efetiva amostrada	Densidade (ind./ km ²)
<i>L. pardalis</i>	Área 4	½ MDMP	1,185	17,77 km ²	0,11 ± 0,0005
		MDMP	2,37	42,92 km ²	0,04 ± 0,0004
<i>L. tigrinus</i>	Área 5	½ MDMP	0,515	5,76 km ²	1,73 ± 0,101
		MDMP	1,03	14,9 km ²	0,67 ± 0,015

4. DISCUSSÃO

4. 1 Padrão de Atividade

O padrão de atividade de *L. pardalis* foi predominantemente noturno, o que está de acordo com as informações disponíveis para a espécie (Murray & Gardner, 1997; Emmons, 1988, 1989; Crawshaw & Quigley, 1989; Dillon, 2005; Di bitetti et al., 2006; Ludow & Sunquist, 1987; Konecny, 1989). A jaguatirica parece ser bem adaptada para ter hábitos diurnos e noturnos, podendo este comportamento noturno ser ligado ao sucesso de captura de presas (in Emmons, 1989). As jaguatiricas parecem ter sua capacidade de caça influenciada pelas condições de luz, e uma alta intensidade luminosa dificultaria a ela se aproximar da presa sem ser vista (Emmons et al. 1989). Jackson e colaboradores (2005) especularam que as jaguatiricas utilizariam áreas abertas em noites escuras e frias, e em dias quentes ficariam em matas fechadas. As jaguatiricas ainda têm seu comportamento noturno de forrageio moldado de acordo com a luminosidade, indo para lugares fechados em noites claras e evitando espaços abertos em noites de lua cheia, mas sendo igualmente ativas em ambas as situações (Emmons, 1989; Di Bitetti et al., 2006). Na natureza, atividades de roedores, principais presas destes gatos, caem durante o aumento da iluminação (Grigione & Mrykalo, 2004), diminuindo mais ainda o sucesso de captura de presas pelos gatos quando na presença de luz. O padrão de atividade das jaguatiricas tende a refletir o padrão de atividade de suas principais presas (Ludow & Sunquist, 1987).

Para os gatos-do-mato, o padrão de atividade também foi predominantemente noturno, apesar de começarem sua atividade um pouco antes, ao entardecer, se comparado às jaguatiricas. Mondolfi (1986) observou que gatos-do-mato predam mais sobre pequenos mamíferos, sendo mais ativo durante a noite. Mas Olmos (1993) observou que na Caatinga predam mais sobre lagartos, sendo assim mais ativos durante o dia, e Tortato e Oliveira (2005) reportaram 31% de atividade diurna para a espécie.

Neste trabalho foi observado que os padrões de atividade das duas espécies são similares demonstrando a existência de uma sobreposição temporal na atividade destas duas espécies. Oliveira e colaboradores (in press) observaram

que na presença de jaguatiricas o padrão de atividade de gatos-do-mato muda de maneira bem significativa, podendo ser reflexo da interferência de um predador maior sobre o menor. Talvez esta relação não tenha sido observada no presente estudo devido à baixa densidade de jaguatiricas local, diminuindo os efeitos desta competição interespecífica, a ser discutida mais à frente.

4.2 Índice de Abundância – Sucesso de Captura

As diferenças de índice de abundância entre as duas espécies para cada área amostrada foram devido ao acaso, segundo análise feita pelo teste de Kolmogorov-Smirnov. No PNGSV as jaguatiricas tiveram um índice de abundância um pouco maior no geral, com um número de registros também superior, 71 fotos-registros no total, contra 34 fotos-registros de gatos-do-mato. No PEVP os gatos-do-mato tiveram 25 fotos-registros contra 18 fotos-registros de jaguatiricas, e seu índice de abundância foi levemente maior.

Foram identificados mais indivíduos de gatos-do-mato do que jaguatiricas, sendo também obtida uma densidade consideravelmente maior para este gato, para ambos os parques. O índice de abundância no PNGSV foi maior para as jaguatiricas, devido a muitos registros de poucos indivíduos. No PEVP manteve-se este mesmo padrão de densidade maior de gatos-do-mato e baixa densidade de jaguatiricas, mas com índices de abundância parecidos. Este padrão ocorreu devido a diferenças na capturabilidade entre as duas espécies, e por este motivo não é recomendada a comparação de índices de abundância entre espécies diferentes (Tomas et al., 2006). Neste estudo, as jaguatiricas apresentaram maior capturabilidade por este método de armadilhamento fotográfico, sendo recapturadas muito mais vezes que os gatos-do-mato, padrão refletido inclusive no cálculo da probabilidade de captura feito pelo programa Capture, com as jaguatiricas com índice maior que a outra espécie. Particularmente um macho de jaguatirica na área 1 do PNGSV foi altamente “trap-happy”. Isto ocasionou um alto índice de abundância apesar da baixa densidade destes animais. Portanto deve-se tomar a devida cautela ao utilizar índices de abundância com armadilhas

fotográficas, jamais esquecendo o comportamento das espécies alvo do estudo, o que pode afetar estas estimativas e não responder a questão proposta.

No entanto, estudos com índice de abundância relativa são importantes para se monitorar a mesma população e comparar duas ou mais populações da mesma espécie ao longo de um período (Tomas & Miranda, 2003). Espera-se que estes índices de abundância sejam um reflexo das mudanças na densidade destas populações (Caughley & Sinclair, 1997), refletindo se ela tende a diminuir ou aumentar (Tomas & Miranda, 2003; Tomas et al., 2006), sem a necessidade de estimar o tamanho real da população, pois em geral a abundância real não pode ser calculada através de índices (Tomas et al., 2006).

As áreas 1, 2 e 3 do PNGSV obtiveram muito mais registros fotográficos de jaguatiricas e gatos-do-mato do que o estudo feito por Freitas (2005), também utilizando armadilhas fotográficas (marcas DeerCam e CamTracker) neste mesmo parque. Freitas obteve 14 registros de jaguatiricas e 7 registros de gatos-do-mato durante 12 meses. A diferença de sucesso de captura entre os estudos pode ter acontecido devido a diferentes metodologias empregadas. O trabalho de Freitas teve como objetivo avaliar a diversidade de mamíferos de médio e grande porte, e para tal distribuiu as armadilhas fotográficas em uma distância mínima de 2 km e máxima de 10 km em diferentes fitofisionomias, e não utilizou iscas ao contrário do presente trabalho. As armadilhas ainda foram distribuídas em diferentes locais, para se tentar obter também o maior número de registros de diversas outras espécies de mamíferos, e não focadas apenas em pequenos felinos. No presente trabalho, as estações de armadilhas foram distribuídas em um espaçamento máximo de 1 km, porque o objetivo deste estudo foi estimar a densidade de gatos pintados, portanto as estações de armadilhas foram dispostas de maneira que os animais na área amostrada tivessem alguma probabilidade de captura, o que foi confirmado pelos resultados.

4.3 Área Efetiva de Amostragem, Estimativas de Abundância e Densidade

Para a realização de estimativas de densidade para jaguatiricas, utilizando-se armadilhas fotográficas, o tamanho do polígono amostral é muito importante para evitar uma superestimativa de densidade (Dillon & Kelly, 2006; Maffei & Noss, 2008). Se a área amostrada for pequena com relação à área de vida do animal, a distancia máxima verdadeira pode ser impossível de se detectar, podendo gerar um valor de buffer pequeno e conseqüentemente uma superestimativa (Dillon & Kelly, 2006).

O presente estudo avaliou áreas amostrais consideradas pequenas para um cálculo ideal de densidade para jaguatiricas, podendo ter causado superestimativas. Maffei e Noss (2008) sugeriram que em estudos com armadilhas fotográficas com jaguatiricas, quando se conhece a área de vida dos animais locais, o tamanho do polígono amostral tem que ser ao menos 4 vezes maior que esta área de vida. Quando não se sabe a área de vida dos animais, deve-se amostrar a maior área possível e dividi-la em subáreas comparando-se depois os resultados em gráfico (Maffei & Noss, 2008). E, ainda, o mesmo autor assume que nesta situação a densidade deverá se estabilizar ao atingir um polígono amostral de 4 vezes ou mais a área de vida destes mesmos animais. Dillon e Kelly (2006) recomendam para estudo com jaguatiricas a utilização de no mínimo 20 estações de armadilhas fotográficas, com um espaçamento máximo de 1,5 km entre estas, com uma área de polígono de ao menos 40-50 km² (para floresta tropical). Mas este estudo, além de ter sido concebido antes destas publicações, por falta de recursos financeiros não foi capaz de cobrir a área recomendada por estes mesmos autores. A disposição das trilhas e estradas na área de estudo, bem linear, também não ajudou na definição de áreas que formassem polígonos maiores.

Os polígonos das áreas no PNGSV - área 1 (3,93 km²), área 2 (2,94 km²), área 3 (3,89 km²) – e no PEVP - área 4 (3,74 km²), área 5 (4,07 km²) - podem estar muito abaixo do necessário para se detectar as distâncias máximas percorridas pelos animais, gerando buffers pequenos e superestimativas de

densidade. Nas áreas 1 e 2 do PNGSV, a distribuição das câmeras formou desenhos em forma de polígonos alongados devido à disposição das trilhas e estradas. Este desenho foi escolhido devido à disposição de trilhas e estradas locais. Mas acabou resultando em áreas de polígonos ainda menores, considerando-se o número limitado armadilhas fotográficas.

Portanto, neste trabalho, devido a esta provável superestimativa de densidade, os valores de densidade a serem considerados deverão ser aqueles estimados utilizando-se MDMP inteiro, por gerar buffers maiores e conseqüentemente uma menor densidade. Assim espera-se diminuir os efeitos de uma pequena área amostral. Então, os valores de densidade para jaguatirica a serem considerados para as áreas 1, 2 e 4 são respectivamente: 0,08 indiv/km², 0,04 indiv/km² e 0,04 indiv/km².

A junção das áreas 1 e 2, que formaram a área A (11,05 km²), acabou por gerar um valor de densidade menor (0,02 indiv/km² para MDMP inteiro), por ser uma área maior que as outras e conseguir registrar um maior movimento dos indivíduos. Isto conseqüentemente levou a um maior valor de MDMP, um maior valor de área a dividir a estimativa de abundância estimada pelo Capture, acarretando assim uma queda no valor da densidade das jaguatiricas. E como previsto por Maffei (2008), seria esperado que ao aumentar esta área amostral, o valor da densidade deveria cair até se estabilizar a certo tamanho de área, provavelmente 4 vezes o tamanho da área de vida das jaguatiricas residentes.

Os valores de densidade aqui obtidos são os menores encontrados para jaguatiricas se comparados a estudos em outras regiões. A densidade de 0,02 indiv/km² obtida para a área A no PNGSV, provavelmente o valor mais próximo do real, é menor que a maioria obtida por outros estudos realizados em áreas florestais com estimativas de 0,03 a 0,8 indiv/km² (ver tabela 1). O valor de densidade mais próximo a este estudo é de Goulart (2008), de 0,03 indiv/km² em área de floresta densa e preservada, mas pequena. .

Talvez o PNGSV e o PEVP não apresentem as melhores condições para a espécie. Sabe-se que as jaguatiricas têm preferência por ambientes florestais e habitats densos (Tewes, 1986; Emmons, 1988; Murray & Gardner, 1997,

Mantovani, 2001, Haverson et al., 2004; Dillon, 2005; Maffei et al., 2005; Jackson et al., 2005; Di Bitetti et al., 2006; Rocha, 2006; Sunquist & Sunquist, 2002; Oliveira et al. in press) e segundo Maffei (2005) as jaguatiricas podem ser relativamente abundantes mesmo quando a pluviosidade é baixa, se a cobertura florestal for suficientemente densa e extensa, havendo um fraco padrão entre pluviosidade e densidade populacional. Mas a pluviosidade pode influenciar a abundância de presas, e desta maneira a densidade de jaguatiricas (Oliveira et al, in press).

Talvez a aparente baixa densidade de jaguatiricas nas áreas amostrais esteja relacionada à falta de uma cobertura vegetal mais extensa. No Parque Nacional das Emas, GO, as jaguatiricas selecionaram áreas de cerrado, áreas cultivadas e floresta densa, mas as últimas representam apenas 1,8% da área total do parque, com um uso desproporcional com relação à sua disponibilidade (Oliveira et al. in press).

Mas Freitas (2005), no PNGSV, obteve muito mais registros fotográficos e vestígios de jaguatiricas e gatos-do-mato (e carnívoros de maneira geral) em áreas abertas do que áreas fechadas. O autor aponta para o fato de que em matas de galeria o número de vestígios de maneira geral foi menor do que em áreas de cerrado, onde as armadilhas foram postas na maior parte em estradas, muito mais amplas e com maior número de vestígios.

A história de vida da jaguatirica também é fortemente influenciada pela disponibilidade de presas. Tewes (1986) e Emmons (1988) apontam que jaguatiricas escolhem lugares com alta densidade de presas, possuindo grande variedade de presas potenciais (Sunquist & Sunquist, 2002), e tendo seu comportamento voltado para a predação de espécies de presas localmente abundantes (Moreno et al., 2006). O tamanho da área de vida também é fortemente influenciada pela densidade de presas, sendo mais importante do que a estrutura do habitat, precipitação e outros fatores abióticos (Oliveira et al. in press).

Mas apesar desta plasticidade alimentar, as jaguatiricas provavelmente são mais dependentes de presas de maior biomassa (pacas, quatis, macacos,

preguiças, grandes marsupiais, etc), para se manterem em uma condição ótima para sua sobrevivência e reprodução (Sunquist, 2002; Oliveira et al. in press). Oliveira e colaboradores (in press), observaram que as jaguatiricas alcançam maior porte em florestas tropicais, provavelmente por suas presas de maior porte ocorrer em altas densidades neste bioma. Mas os mesmos autores não encontraram uma relação significativa entre densidade de jaguatiricas e a biomassa consumida, apesar de que uma relação com a densidade das principais presas por porcentagem de ocorrência possa acontecer.

Brooks (in Brooks, 1990) aponta que a caça pode afetar a população de jaguatiricas, acabando por reduzir a competição com outros felinos, sendo que seu sucesso irá depender do tamanho do impacto antrópico. As populações de jaguatiricas ainda podem sofrer com a presença de predadores (Crashaw, 1994; Murray & Gardner, 1997), e são encontrados nas áreas de estudo dois de seus considerados maiores predadores, a onça parda (*Puma concolor*) e a onça pintada (*Panthera onca*) (Murray & Gardner, 1997; MMA/Ibama/Funatura, 2003 ; Moreno et al., 2006).

As densidades obtidas neste trabalho para gatos-do-mato a serem consideradas deverão ser também aquelas calculadas a partir do MDMP inteiro, por precaução para evitar superestimativas. Em outra área de estudo, o deslocamento máximo registrado por armadilhas fotográficas foi bem menor do que o observado por radio-telemetria para a espécie, causando superestimativas de densidade (Tadeu Oliveira comunicação pessoal). Portanto este trabalho por ter sido feito apenas com armadilhas fotográficas, tem certa probabilidade de ter falhado ao registrar o deslocamento máximo dos animais

As densidades obtidas para gatos-do-mato foram de 0,29 indiv/km² (MDMP inteiro) na área 2 e de 0,67 indiv/km² (MDMP inteiro) na área 5. Ao aumentar a área amostral criando-se a área B no PNGSV, a estimativa de densidade caiu mais que a metade com 0,13 indiv/km².

Mas este resultado para a Área B deve ser observado com cuidado. A amostra falhou no teste de fechamento populacional e o modelo selecionado, o Mh, teve uma probabilidade de captura baixíssima. Isto pode ter ocorrido devido

às pouquíssimas recapturas para cada ocasião, já que uma estimativa robusta feita pelo Jackknife no modelo Mh (selecionado pelo Capture neste caso) depende de muitas recapturas, além de um bom número de ocasiões (Otis, 1978). A estimativa de abundância escolhida para a área B portanto foi a gerada pelo modelo Mo, mas esta estimativa tem que ser vista com ressalvas, já que o modelo nulo não representa bem o comportamento heterogêneo animal e é de uso limitado (Otis, 1978; Karanth; Nichols, 1998). E ainda o modelo Mo não foi o selecionado pelo Capture, e apresentou também uma baixa probabilidade de captura de 0,0625 (tabela 9) resultando em provável erro significativo na estimativa (Otis, 1978).

Apesar disto, a queda na estimativa de densidade ao se amostrar área B aponta novamente a existência de uma provável superestimativa de densidade. Mas, aparentemente a área de vida dos gatos-do-mato é geralmente menor do que a da jaguatirica (in: Oliveira et al., 2008), portanto, apesar da concepção do desenho amostral ter sido inicialmente baseada para se estimar a densidade de jaguatiricas. As áreas de amostragem e protocolo aqui aplicados se encaixaram melhor para a realização de estimativas com gatos-do-mato, suavizando o efeito de superestimativas.

Os valores de densidade para gatos-do-mato nas áreas 2 e 5 foram superiores do que as obtidas em outras áreas consideradas de alta densidade, com 0,02 indiv/km² (Oliveira et al., 2008). A área B (com valor de densidade a ser considerado o mais próximo do real) teve um valor muito maior do que na Amazônia, área com menor densidade já encontrada, com 0,0001 indiv/km² (Oliveira et al., 2008). Para tentar explicar estes aparentes altos valores de densidade para gatos-do-mato aqui obtidos, é necessário fazer certos apontamentos sobre a questão. A densidade de gatos-do-mato tende a aumentar aonde jaguatiricas são escassas, pois estas têm um efeito negativo sobre a população de *L. tigrinus*, esse fenômeno sendo conhecido como efeito pardalis (Oliveira et. al. in press). De acordo com esta hipótese, os gatos-do-mato aparentam sofrer uma grande redução na sua sobrevivência, fecundidade ou crescimento, quando na presença de jaguatiricas. Na ausência de jaguatiricas, os

gatos-do-mato geralmente são a primeira ou segunda espécie mais abundante (Oliveira et. al. in press). No presente trabalho, tanto nas áreas do PNGSV e do PEVP, a densidade de gatos-do-mato foi alta, acompanhada de uma baixa densidade de jaguatiricas. Tomando-se como pressuposto a hipótese do “efeito pardalis” (Oliveira et al, in press), este estudo de forma pontual pode ter registrado uma provável liberação ecológica de gatos-do-mato na ausência de jaguatiricas. Uma liberação ecológica ocorre quando determinada espécie tem uma grande expansão de seu nicho e conseqüente aumento da abundância na ausência de um forte competidor (Begon et al. 2005). A teoria da liberação ecológica de mesopredadores prediz que na ausência de predadores de topo o número de mesopredadores aumenta (Crooks & Soulé, 1999).

Competição interespecífica aparente entre carnívoros já foi documentada por diversos trabalhos. Na África, trabalhos indicaram que competição por exploração e predação intraguildd são de considerável importância para a comunidade de carnívoros (Palomares & Caro, 1999) Para o cão selvagem africano (*Lycaon pictus*), a competição interespecífica pode ser um fator limitante para suas populações, na presença de hienas (*Crocuta crocuta*) e de leões (*Panthera Leo*) sua densidade é baixa (Creel & Creel, 1996).

Na região do ártico, parte da distribuição da raposa do ártico (*Alopex lagopus*) é definida pela presença e abundância da raposa vermelha (*Vulpes vulpes*) (Hersteinsson & MacDonald,1992). Na America do Norte, uma relação negativa e significativa foi encontrada entre as abundâncias de coiotes (*Canis latrans*) e raposas cinzentas (*Urocyon cinereoargenteus*), sugerindo que as raposas evitam os habitats onde há risco de predação por coiotes (Fedriani & Fuller, 2000). Ao contrario da competição interespecífica, ,o fenômeno de liberação ecológica é muito pouco documentado e algumas vezes este não é registrado para carnívoros (Moreno et al., 2006). Uma evidência foi encontrada no Panamá, Moreno e colaboradores (2006) avaliaram a dieta de jaguatiricas e onças pardas (*Puma concolor*) na ausência e presença de onças pintadas, e observou que na presença do predador maior, acontece uma liberação ecológica no nicho das onças pardas, predando mais sobre tayassuídeos, e também no nicho das

jagatiricas, predando substancialmente mais sobre presas maiores até 10 kg. Mas nem sempre este fenômeno prevalece, Oliveira e colaboradores (in press) não encontraram evidências de liberação na dieta de jagatiricas na ausência de onças pintadas. Woodroffe e Ginsberg (2005) comparando a dieta de dois carnívoros africanos, o cão selvagem (*Lycaon pictus*) e o leopardo (*Panthera pardus*), na ausência de predadores de topo, não acharam evidências de liberação ecológica para as espécies.

Mas se não houver uma diferenciação de nicho suficiente que garanta uma coexistência, uma espécie competidora poderia excluir a outra, segundo o princípio da exclusão competitiva (Begon et al. 2005). Mas as duas espécies alvos deste estudo são simpátricas e aparentemente tem seu grau de diferenciação de nicho. Em espécies que ocorrem em simpatria, especialmente carnívoros com estratégias de caça similares, freqüentemente a convivência é facilitada pela diferença de tamanho corporal entre eles, que resulta na especialização de presas de diferentes tamanhos (Rosenzweig, 1966). No Parque Estadual da Serra do Mar, Brasil, foi observado que as dietas de três gatos simpátricos (*L. pardalis*, *L. tigrinus* e *L. wiedii*) eram similares, mas com intensidade de uso diferente para cada tipo de presa, facilitando assim a convivência entre as espécies (Wang, 2002).

Em estudo feito por Karanth e Sunquist (1995) com espécies simpátricas de carnívoros na Ásia e suas presas, foi sugerido que nas áreas com escassez de presas de médio e grande porte, o tigre se volta para presas de menor porte, assim podendo diminuir a densidade de leopardos (*Panthera pardus*) por competição, que sobrevivem destas presas menores. Mas na presença de grandes presas, a população de tigres seleciona estas, permitindo a existência de leopardos em grandes densidades.

Tanto jagatiricas quanto gatos-do-mato englobam grande porcentagem de pequenos mamíferos em sua dieta, o último apresenta uma média de consumo de pequenos roedores (pesando cerca de 100 g), sendo estes mais importantes em termos de biomassa consumida (Emmons, 1987; Olmos, 1993; Wang, 2002; Oliveira, 2005), enquanto jagatiricas podem preda animais de médio porte com

maior representatividade em biomassa em sua dieta (Bisbal, 1986; Konency, 1989; Murray & Gardner, 1997; Bianchi, 2001; Oliveira, 2005; Moreno, 2006). Oliveira e colaboradores (in press) discutem uma possível pressão competitiva entre as dietas dos dois felinos, sendo o gato-do-mato o pequeno felino que mais tem seu nicho alimentar sobreposto ao das jaguatiricas. Mas os autores não encontraram evidências de constrição da dieta de gatos-do-mato pelas jaguatiricas.

Se um par de espécies de felinos é sincronicamente ativo e utiliza presas semelhantes, a diferença de uso de habitat pode ser um fator importante para reduzir a competição por presas (Schaller & Crawshaw, 1980). Na presença de jaguatiricas, mudanças nos movimentos e nas áreas de vida dos demais pequenos felinos podem acontecer (Oliveira et al. in press).

As densidades dos pequenos felinos neotropicais (aqueles de menor porte do que a jaguatirica) acabam por não se relacionar apenas a seu tamanho corporal e densidade de presas, mas são principalmente afetados pela competição interespecífica (Oliveira et al. in press). A jaguatirica aparentemente pode influenciar as dinâmicas de outros mesopredadores de sua mesma guilda atuando como um predador de topo, mas sendo ela mais afetada pela disponibilidade de presas e habitats adequados (Oliveira et al. in press).

Em resumo, a abundância destas espécies de felinos pode ser influenciada por diversos fatores que são relacionados, como a densidade de presas, habitat, presença de predadores e competidores, e em menor escala por agentes abióticos, como pluviosidade, que podem influenciar a abundância de suas presas (Oliveira et al. in press).

Para poder responder parte destas questões aqui levantadas, primeiramente é necessária a continuidade de monitoramento da população destes gatos através de armadilhamento fotográfico, com a utilização de um melhor desenho amostral, com um também um maior número de estações de armadilhas para cobrir uma área mais abrangente. Mas como os recursos financeiros iniciais para esta metodologia são altos, pode existir uma carência de equipamentos. Nestas situações tem que haver um equilíbrio entre um

espaçamento máximo entre as estações com o tamanho do polígono da área a ser avaliada, de maneira que esta seja a maior possível (Dillon & Kelly, 2006). Ainda para aumentar a área amostral também é importante estar atento à disposição das estações de armadilhas, evitando desenhos muito lineares e favorecendo um desenho que aumente o tamanho do polígono gerado, nunca esquecendo a distância máxima a ser estabelecida entre as estações. Com uma suficiente alta densidade de animais, um pequeno número de câmeras funcionando por um período curto de tempo pode produzir suficientes observações para gerar uma estimativa de abundância confiável (Silver et al., 2004)

Segundo Konency e colaboradores (1989), descrições sobre repartição de recursos (ex.: tempo, espaço e comida) entre espécies simpátricas, podem ser usadas para determinar os fatores que influenciam sua co-existência e a que nível a competição existe. Portanto é interessante realizar estudos de dieta com uma avaliação de disponibilidade de presas ao longo do ano para verificar o grau de similaridade entre a dieta destes gatos. Estes estudos são importantes para se entender a liberação ecológica de espécies, sendo necessário dados sobre a dieta em uma variedade de localidades e períodos de tempo diferentes (Moreno et al., 2006). Para jaguatiricas, pequenos mamíferos têm se mostrado importantes itens para sua dieta, conseqüentemente a coleta de dados referentes a estes pode ajudar muito na interpretação de aspectos ecológicos da espécie (Ludow & Sunquist, 1987; Maffei et al., 2005).

Trabalhos com radio-telemetria são importantes, pois ajudam a avaliar a utilização do espaço entre espécies competidoras, pois respondem questões sobre área de vida, territorialidade e uso de habitat (Tomas & Miranda, 2003; Tomas et al., 2006), servindo também de complemento e comparação para trabalhos com armadilhas fotográficas (Dillon, 2005; Maffei, 2005; Soisalo Cavalcanti, 2006).

Para a região do norte/noroeste de Minas Gerais é vital ampliar os estudos sobre estes carnívoros focais, de modo que forneçam subsídios para o delineamento de políticas públicas de conservação. O início deste processo é através de estudos em ecologia básica, de modo a ser possível em futuro próximo

proponer modelos para una mejor ocupación do solo e subsídios para a criação de novas unidades de conservação. Portanto as atividades de monitoramento destas espécies de gatos selvagens devem ser em longo prazo e expandidas para outras áreas protegidas da região e entre estas, fomentando ações de manejo e conservação.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Begon, M. ; Townsend, C.R. ; Harper, J. L. **Ecology: from individuals to ecosystems**. 4ª edição. USA. Blackwell Publishing Ltd. p.738, 2006
- Bisbal, E. Food habits of some neotropical carnivores in Venezuela (Mammalia, Carnivora). **Mammalia**, Paris, v. 50, n. 3, p. 329-339, 1986
- Bisbal, F. J. Distribution and Habitat association of the carnivores in Venezuela. **Advances in Neotropical Mammalogy**, p. 339-362. 1989
- Bianchi, R. de C. (2001). **Estudo comparativo da dieta da jaguatirica, *Leopardus pardalis* (Linnaeus, 1758), em Mata Atlântica**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória, Espírito Santo. 70p.
- Brooks, D. M. The ocelot (*Felis pardalis*): three habitats in three Americas. **Felid**. V. 4, n. 3:p. 2-4. 1990.
- Carbone, C.; Christie, S.; Conforti, K.; Coulson, T.; Franklin, N.; Ginsberg, J.R.; Griffiths, M.; Holdem, J.; Kawanishi, K.; Kinnaird, M.; Laidlaw, R.; Lynam, A.; Macdonald, D.W.; Martyr, D.; McDougal, C.; Nath, L.; O'Brien, T.; Seidensticker, J.; Smith, D.J.L.; Sunquist, M.; Tilson, R.; Wan Shahrudin, W.N. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals. **Animal Conservation**, Oxford, v. 4, n. 2, p. 75-79, 2001.
- Caso, A., Lopez-Gonzalez, C., Payan, E., Eizirik, E., de Oliveira, T., Leite-Pitman, R., Kelly, M. & Valderrama, C. 2008. *Leopardus pardalis*. In: IUCN 2008. **2008 IUCN Red List of Threatened Species**. <www.iucnredlist.org>. >. acessado em 16 de Fevereiro de 2009.
- Caughley, G.; Sinclair, A.R.E. **Wildlife ecology and management**. Boston: Blackwell Scientific Publications, p. 334. 1994.
- Costa, L. P. ; Leite, Y. L. R. ; Mendes, S. L.; Ditchfield, A. D. Conservação de mamíferos no Brasil. . **Megadiversidade**. Conservação Internacional v. 1 p. 103 – 112. 2005.
- Crawshaw, P.G.Jr.; Quigley, H. B. Notes on the ocelot movement and activity in the Pantanal region, Brazil. **Biotropica**, Washington, v.21, p.377-379, 1989.
- Creel S.; Creel N.M. Limitations of African wild dogs by competition with larger carnivores. **Conservation Biology**. V.10, p. 526 – 538. 1996.
- Crooks, K. R. Soulé M.E. Mesopredator release and avifaunal extinction in a fragmented system. **Nature**, 400, p. 563-566.1999.

Cullen Jr., Laurry. **Jaguar as landscape detectives for the conservation of Atlantic forests in Brazil**. 178p. Tese (Doctor of Philosophy Biodiversity Management). Durrell Institute of Conservation and Ecology. 2006.

De Villa Meza, A.; Meyer, E. M. & Gonzalez, C. A. L. Ocelot (*Leopardus pardalis*) food habits in a tropical deciduous forest of Jalisco, Mexico. **American Midland Naturalist**, v. 148. n.1: 146-154. 2002.

Di Bitetti, M.S.; Paviolo, A.; De Angelo, C. Density, habitat use and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina. **Journal of Zoology**, London, v. 270, n. 1, p. 153-163, 2006.

Dietz, J. M.; Dietz, L. A. ; Nagagata E. Y. The effective use of flagship species for the conservation of biodiversity: the example of lion tamarins in Brazil. In: R. S. Olney ; Mace, G. M. ; Feistner, A.T.C. **Creative Conservation: Interactive management of wild and captive animals**. Ed. Chapman & Hall. p. 32 - 47 . 1994.

Dillon, A. **Ocelot density and home range in Belize, Central America: camera trapping and radio telemetry**. 136 p. Dissertation (Master in Fisheries and Wildlife Sciences). Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg. 2005.

Dillon, A. Kelly, M. J. Ocelot *Leopardus pardalis* in Belize: the impact of trap spacing and distance moved on density estimates. **Oryx** Vol 41 (4) p.469 – 477. 2007.

Emmons, L. H. Comparative feeding ecology of felids in a neotropical rainforest. **Behavioral Ecology and Sociobiology**, New York, v. 20, n. 4, p.271-283, 1987.

Emmons, L. H. A field study of ocelots (*Felis pardalis*) in Peru. **Rev. Ecol. (Terre vie)**, V. 43, n.133-157, 1988.

Emmons LH, Sherman P, Bolster D, Goldizen A, Terborgh J Ocelot behavior in moonlight. In: Redford KH, Eisenberg JF (eds) **Advances in Neotropical Mammalogy**. Brill, Leiden, p 233-242. 1989.

Emmons, L. H. **Neotropical Rainforest Mammals – a field guide**. Chicago and London: The University of Chicago Press. 281p. 1990.

Fedriani, J. M. ; Fuller, T. K. ; Sauvajot, R. M. ; York, E. C. Competition and intraguild predation among three sympatric carnivores. **Oecologia** V. 125, p. 258–270. 2000.

Freitas, R. L.A. **Diversidade de mamíferos em diferentes fitofisionomias do Cerrado do Parque Nacional Grande Sertão Veredas: um estudo com fotos – armadilhas**. 48 p. Dissertação de Mestrado em Zoologia. Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais. 2005

Goulart, F. V. B. **Ecologia de Mamíferos, com ênfase na jaguatirica *Leopardus pardalis*, através do uso de armadilhas fotográficas em Unidades de Conservação no sul do Brasil**.66p. Dissertação de Mestrado em Ecologia e Conservação. Universidade Federal do Mato Grosso do Sul. 2008

Grigione, M. M. , Myrkalo R. Effects of artificial night lighting on endangered ocelots (*Leopardus pardalis*) and nocturnal prey along the United States – Mexico border: A literature review and hypotheses of potential impacts. **Urban Ecosystems**, v. 7, p. 65-77. 2004.

González, C.A.L., Brown, D. E., Galoo-Reynoso, J. P. The Ocelot *Leopardus pardalis* in north-western Mexico: ecology, distribution and conservation status. **Oryx**, Oxford, v.37, n.3, p. 358-364, 2003.

Gomes, M. F., Maillard, P. Na evaluation of radarsat-1 for the characterization of Cerrado vegetation. ISPRS **Mid-term Symposium 2006**, Enschede, the Netherlands. Maio de 2006

Gittleman, J.L; Harvey, P.H. Carnivore home-range size, metabolic needs and ecology. **Behavioural Ecology and Sociobiology**, New York, v. 10, n. 1, p. 57-63, 1982.

Haines, A.M.; Janecka, J.E.; Tewes, M.E.; Grassman Jr, L.I.; Morton, P. The importance of private lands for ocelot *Leopardus pardalis* conservation in the United States. **Oryx**, Oxford, v. 40, n. 1, p. 90-94, Jan. 2006.

Harveson, P.M.; Tewes, M.E.; Anderson, G.L.; Laack, L.L. Habitat use by ocelots in south Texas: implication for restoration. **Wildlife Society Bulletin**, Lawrence, v. 32, n. 3, p. 948- 954, 2004.

Hersteinsson , P ; MacDonald D. W. Interspecific competition and the geographical distribution of red and arctic foxes *Vulpes vulpes* and *Alopex lagopus*. **Oikos**, Copenhagen v. 64 p.505 – 515, 1992.

Instituto Nacional de Meteorologia. <http://www.inmet.gov.br>. 2004

Jackson, V.L.; Laack, L.L.; Zimmerman, E.G. Landscape metrics associated with habitat use by ocelots in south Texas. **Journal of Wildlife Management**, Menasha, v. 69, n. 2., p. 733-738, 2005A.

Jackson, R.M.; Roe, J.D.; Wangchuk, R.; Hunter, D.O. **Surveying snow leopard populations with emphasis on camera trapping: a handbook**. Sonoma: The Snow Leopard Conservancy, p. 73. 2005B.

Jacob, A.A. **Ecologia e conservação da jaguatirica no Parque Estadual Morro do Diabo, Pontal do Paranapanema, SP**. 56 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais). Universidade de Brasília, Brasília. 2002.

Karanth, K. U. Estimating tiger *Panthera tigris* populations from camera-trap data using capture-recapture models. **Biological Conservation**, Barking, v. 71, n. 3, p. 333-338, 1995.

Karanth, K. U. e M. E. Sunquist. Prey selection by tiger, leopard, and dhole in tropical forests. **Journal of Animal Ecology** v. 64, p. 439 – 450, 1995.

Karanth, K. U.; Nichols, J. D. Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. **Ecology**, Brooklyn, v. 79, n. 8, p. 2852-2862, 1998.

Karanth, K. U.; Nichols, J. D.; Cullen, L.Jr. Armadilhamento fotográfico de grandes felinos: algumas considerações importantes. In. Cullen, L.Jr.; Rudran R.; Valladares-Padua, C. (Ed). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: Editora UFPR. p. 269-284. 2003.

Klink, C. A ; Machado, R. B. A conservação do Cerrado brasileiro. **Megadiversidade** Conservação Internacional, v. 1. p. 147 – 155. 2005

Konecny, M. J. Movement patterns and food habits of four sympatric carnivore species in Belize, central America. In: Redford, K. H. & Eisenberg, J. F. (ed.). **Advances in neotropical mammalogy**. EUA: Sandhill crane press. P. 243-264. 1989

Laack, L. L.; Tewes, M. E.; Haines, A. M. e Rappole, J. H. Reproductive life history of ocelots *Leopardus pardalis* in southern Texas. **Acta Theriologica**, v. 50, n. 4, p. 505-514. 2005.

Ludlow, M.E.; Sunquist, M.E. Ecology and behavior of ocelots in Venezuela. **National Geographic Research**, v. 3, n. 4, p. 447-461, 1987.

Machado, A.B.M.; Martins, C.S.; Drumond, G.M. **Livro vermelho das espécies ameaçadas de extinção: incluindo as espécies quase ameaçadas e deficientes em dados**. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas. 158 p. 2005

Machado, R.B. M.B. Ramos Neto, P.G.P. Pereira, E.F. Caldas, D.A. Gonçalves, N.S. Santos, K. Tabor e M. Steininger. Estimativas de perda de área do Cerrado brasileiro. Relatório técnico não publicado. **Conservação Internacional**, Brasília , DF. 2004.

Maffei, L.; Cuéllar, E.; Noss, A. One thousand jaguars (*Panthera onca*) in Bolivia's Chaco? Camera trapping in the Kaa-lyá National Park. **Journal of Zoology**, London, v. 262, n. 3, p. 295-304, 2004.

Maffei, L.; Noss, A.J.; Cuéllar, E.; Rumiz, D. Ocelot (*Felis pardalis*) population densities, activity, and ranging behaviour in the dry forests of easter Bolívia: data from camera trapping. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 21, n. 3, p. 349-353, 2005.

Maffei, L.; Cuéllar, E.; Noss, A. How Small is too Small? Camera Trap Survey Areas and Density Estimates for Ocelots in the Bolivian Chaco. **Biotropica**, v.40, n. 1 p. 72-75, 2008.

Marília Ferreira Gomes. **Estimativa da Estrutura do Cerrado a partir de Dados de Multisensores e de Dados Históricos**. 120 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2006.

Mantovani, J.E. **Telemetria convencional e via satélite na determinação da área de vida de três espécies de carnívoros da região nordeste do Estado de São Paulo**. 117 p. Tese (Doutorado em Ecologia). Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 2001.

Marinho-Filho, J.S. ; Rodrigues F.H. G. e Juarez K. M. The cerrado Mammals: diversity, ecology and natural history. In: Oliveira, P.S. e Marquis, R. J. **The cerrados of Brasil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna**. Irvington, NY, USA: Columbia Universtiy Press, pp. 266- 284. 2002.

Mills, L.S., Soulé, M.E. and Doak, D. The history and current status of the keystone species concept. **BioScience** v. 43, p.219-224. 1993.

Miller, B. and Rabinowitz, A. Why conserve jaguar? In: R.A. Medellin, C. Equihua, C.B. Chetkiewicz, P.G. Crawshaw Jr., A. Rabinowitz, K.H. Redford, J.G. Robinson, E.W. Sanderson, and A.B. Taber. : **El Jaguar en el Nuevo Milenio** Fondo de Cultura Economica, Universidad Nacional Autonoma de Mexico, and the Wildlife Conservation Society, Mexico. . p 210-216, 2002.

Minas Gerais. Decreto-Lei nº 36.070, de 27 de setembro de 1994. Diário Oficial do Estado de Minas Gerais. 1994

Ministério do Meio Ambiente/Ibama/Funatura. **Plano de Manejo do Parque Nacional Grande Sertão Veredas**. 2003

Ministério do Meio Ambiente/Ibama. **Plano de Manejo do Parque Nacional Cavernas do Peruaçu**. 2005

Mittermeier, R.A, Mittermeier, C.G., Myers, N e Robles Gil, P. Hostspots: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. **CEMEX, Conservation International**, Agrupacion Siera Madre, Ciudad México. 1999

Mondolfi, E. Notes on the biology and status of the small wild cats in Venezuela. In: Miller, S. D. & Eevert, D. D. (Org.). **Cats of the word: biology, conservation and management**. Washington: National Wildlife Federation. P. 125-146. 1986

Moreno, R.S.; Kays, R.W.; Samudio JuniorR, R. Competitive release in diets of ocelot (*Leopardus pardalis*) and puma (*Puma concolor*) after jaguar (*Panthera onca*) decline. **Journal of Mammalogy**, Baltimore, v. 87, n. 4, p. 808-816, 2006.

Murray, J. L.; Gardner, G. L. *Leopardus pardalis*. **Mammalian Species**, Baltimore, n. 548, p. 1-10, 1997.

Otis, D. L.; Burnham, K. P.; White, G. C.; Anderson, D. R. Statistical inference from the capture data on closed animal population. **Wildlife Monogr.**, Bethesda, v. 62, p. 1-135, 1978.

Oliveira, T.G.; Cassaro, K. **Guia de campo dos felinos do Brasil**. São Paulo: Instituto Pró-Carnívoros, sociedade de Zoológicos do Brasil, Fundação Parque Zoológico de São Paulo e Pró-Vida Brasil. p. 80. 2005.

Oliveira, T.G. Research in terrestrial carnivora from Brazil: current knowledge and priorities for the new millennium. In: Morato, R.G.; Rodrigues, F.H.G.; Eizirik, E.; Mangini, P.R.; Azevedo, F.C.C.; Marinho-Filho, J. (Ed). **Manejo e conservação de carnívoros neotropicais**. São Paulo. IBAMA. p. 41-45. 2006.

Oliveira, T.G. *Leopardus tigrinus* Schreber, 1775. In: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (Editores). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. MMA, Brasília, DF; Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte, MG. Brasília, DF. (Biodiversidade 19). pg. 787-788. 2008.

Oliveira, T.G. & Bianchi, R.C. *Leopardus pardalis mitis* (Linnaeus, 1758). In: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (Editores). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. MMA, Brasília, DF; Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte, MG. Brasília, DF. (Biodiversidade 19). pg. 786-785.2008.

Oliveira, T. G., Eizirik, E., Schipper, J., Valderrama, C., Leite-Pitman, R. & Payan, E. 2008. *Leopardus tigrinus*. In: IUCN 2008. **2008 IUCN Red List of Threatened Species**. <www.iucnredlist.org>. acessado em 16 de Fevereiro de 2009.

Oliveira, T.G. de, Tortato, M.A, Silveira, L., Kasper, C.B., Mazim, F.D., Lucherini, M., Jacomo, A.T., Soares, J.B.G., Marques, R.V., Sunkvist, M. E. Ocelot ecology and its effect on the small-felid guild in the lowland Neotropics. In: **Biology and**

Conservation of Wild Felids, D.W. Macdonald, A. Loveridge eds. Oxford, Reino Unido : Oxford University Press, in press.

Olmos, F. Notes on the food habits of brazilian "caatinga" carnivores. **Mammalia**, v 57, n. 1, p.126-130. 1993.

Palomares, F.; Caro T. M. Interspecific killing among mammalian carnivores. **The American Naturalist**, v. 154, p 492-508. 1999.

Ray, J., Sunquist, M. Trophic relations in a community of African rainforest carnivores. **Oecologia** v. 127,n, 3. P. 395-408, 2001.

Roberge, J. & Angelstam, P. Usefulness of the Umbrella Species Concept as a Conservation Tool. **Conservation Biology**, v. 18, n. 1, p.76-85. 2004

Rocha, F.L. **Áreas de uso e seleção de habitats de três espécies de carnívoros de médio porte na fazenda Nhumirim e arredores, Pantanal de Nhecolândia, MS**. 92 p.Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) - Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande. 2006.

Rodrigues, F.H.G.; Oliveira, T.G. Unidades de Conservação e seu papel na conservação de carnívoros brasileiros. In: Morato, R.G.; Rodrigues, F.H.G.; Eizirik, E.; Mangini, P.R.; Azevedo, F.C.C.; Marinho-Filho, J. (Ed). (Ed.). **Manejo e conservação de carnívoros neotropicais**. São Paulo: IBAMA. p. 99-110. 2006

Rosenzweig, M. Community structure in sympatric carnivora. **Journal of mammalogy**, v. 47, p. 602-212. 1966

RedFord, K. H. and G.A.B. Fonseca. The role of gallery forests in the zoogeography of the Cerrado's non-volant mammalian fauna. **Biotropica** v. 18, n. 2.p .126-135. 1986.

Rexstad, E.; Burnham, K.P. **User's guide for interactive program CAPTURE abundance estimation of closed population animal population**. Collins, US: [s.n.], 30 p. 1991.

Ribeiro, J. F. e Walter, B. M. T., Fitofisionomias do bioma Cerrado. In: Sanos, S.M e Almeida, S.P. ed Cerrado: ambiente e flora. **Planaltina Embrapa/CPAC**. p. 90-166. 1998.

Salom-Pérez, R.; Carrillo, E.; Saénz, J.C.; Mora, J.M. Critical condition of the jaguar (*Panthera onca*) in Corcovado National Park, Costa Rica. **Oryx**, Oxford, v. 41, n. 1, p. 51- 56, 2007.

Schaller, G. B. e Crawshaw JR., P. G. Movement patterns of jaguar. **Biotropica**, v. 12, p.161-168. 1980.

Silva, T. A. **Proposta metodológica para delimitação e classificação do ambiente de vereda utilizando imagens orbitais**. 89 p. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 2007.

Silver, S. C.; Ostro, L. E. T.; Marsh, L. K., Maffei, L.; Noss, A. J.; Kelly, M. J.; Wallace, R. B.; Gomez, H.; Ayala, G. The use of camera traps for estimating jaguar *Panthera onca* abundance and density using capture/recapture analysis. **Oryx**, Oxford, v. 38, n.2, p. 1- 7,2004.

Soisalo, M. K.; Cavalcanti, S. M. C. Estimating the density of a jaguar population in the Brazilian Pantanal using camera-trap and capture-recapture sampling in combination with GPS radio-telemetry. **Biological Conservation**, Barking, v. 129, n. 4, p. 187-196, 2006.

Sunquist, M. The ecology of the ocelot: the importance of incorporating life history traits into conservation plans. **Memorias del Simposio organizado por Fudeci - Caracas, 1991**: 117-128. 1992.

Sunquist, M.E.; Sunquist, F.; Daneke, D.E. Ecological separation in a Venezuelan Llanos carnivore community. In: Redford, K.H.; Eisenberg, J.F. (Ed). **Advances in neotropical mammalogy**. Gainesville. Sandhill Crane Press. p. 197-232. 1989.

Sunquist, M.E. e Sunquist, F. Ocelot. In **Wild Cats of the World** (eds M. Sunquist & F. Sunquist), University of Chicago Press, Chicago, USA.. pp. 120–129. 2002.

Terborgh, J.. The role of field predators in Neotropical forests. **Vida Silvestre Neotropical**, v. 2, n.2, p 3-5. 1990.

Terborgh, J. Maintenance of diversity in tropical forests. **Biotropica** v.24: 283-292. 1992.

Tewes, M. E. (1986). **Ecological and Behavioral Correlates of Ocelot Spatial Patterns. PhD Thesis. University of Idaho**, EUA. 128p.

Tomas, W. M.; Miranda, G.H.B. Uso de armadilhas fotográficas em levantamentos populacionais. In: Cullen, L.Jr.; Rudran, R.; Valladares-padua C. (Ed). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**: Curitiba. Editora UFPR.. p. 243-267. 2003.

Tomas, W.M.; Rodrigues, F.H.G.; Fusco-Costa, R. Levantamento e monitoramento de populações de carnívoros. In: Morato, R.G.; Rodrigues, F.H.G.; Eizirik, E.; Mangini, P.R.; Azevedo, F.C.C.; Marinho-Filho, J. (Ed). **Manejo e conservação de carnívoros neotropicais**. São Paulo: IBAMA. p. 147-167. 2006.

Tortato, M. A. ; de Oliveira, T. G. Ecology of the oncilla (*Leopardus tigrinus*) at Serra do Tabuleiro State Park, Southern Brazil. **Cat News** v. 42 p. 28 – 30. 2005.

Trolle, M; Kery, M. Estimation of ocelot density in the pantanal using capture-recapture analysis of camera-trapping data. **Journal of Mammalogy**, Baltimore, v. 84, n. 2, p. 607-614, 2003.

Trolle, M., e M. Kery. Camera-trap study of ocelot and other secretive mammals in the northern Pantanal. **Mammalia** v. 69, p. 405–412. 2005

Wang, E. Diets of Ocelots (*Leopardus pardalis*), Margays (*L. wiedii*) and Oncillas (*L. tigrinus*) in the Atlantic Rainforest in Southeast Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 37, n.3, p. 207-212. 2002

Wilson, G.L.; Delahay, R.J. A review of methods to estimate the abundance of terrestrial carnivores using field signs and observations. **Wildlife Research**, Collingwood, v. 28, n. 2, p.151-164, 2001.

White, G.C.; Anderson, D. R.; Burnham, K.P.; Otis, D.L. **Capture-recapture and removal methods for sampling closed populations**. Los Alamos, New Mexico. Los Alamos National Laboratory, 230 p. 1982

Woodroffe, R., e Ginsberg. J. G.. King of the beasts? Evidence for guild redundancy among large mammalian carnivores. Pp. 154–176 in Ray, J; Berger J.; Redford K. H. ; Steneck, R. (ed) **Large carnivores and biodiversity: does saving one conserve the other?**. Island Press, New York. 2005

Apêndices

Figura 6) polígono área 1 PNGSV ; **Figura 7)** polígono área 2 PNGSV ; **Figura 8)** polígono área 3 PNGSV ; **Figura 9)** polígono área A PNGSV ; **Figura 10)** polígono área B PNGSV ; **Figura 11)** polígono área 4 PEVP ; **Figura 12)** polígono área 5 PEVP

Cada ponto representa o posicionamento das armadilhas fotográficas e as linhas representam o polígono formado pelas mesmas. Imagens Google Earth 5.0

Figura 6) área 1 PNGSV



Figura 7) área 2 PNGSV



Figura 8) área 3 PNGSV

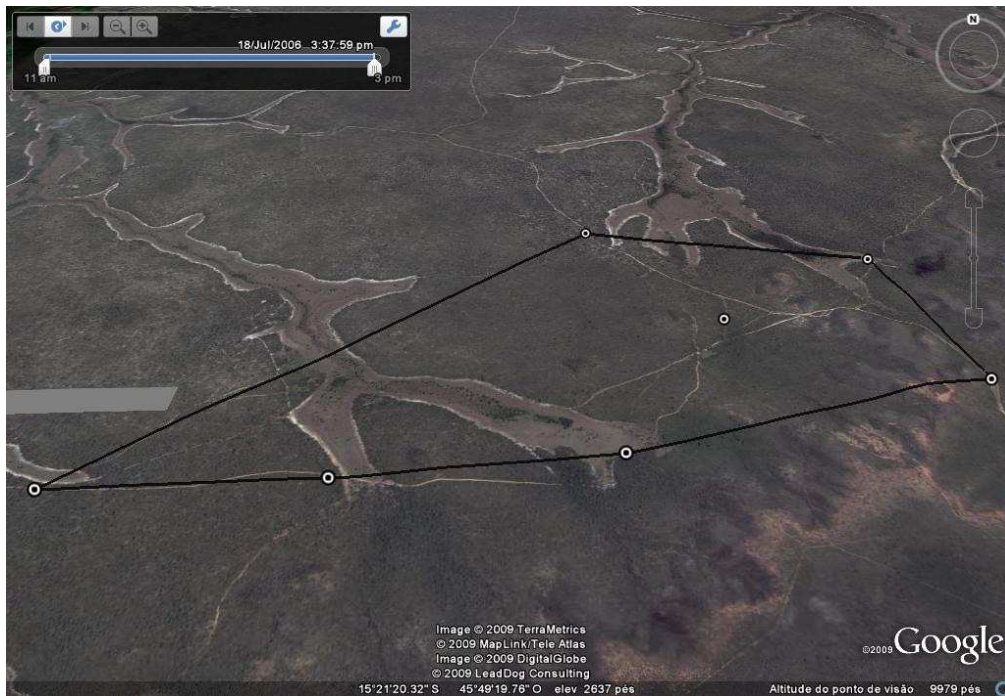


Figura 9) área A PNGSV – polígono formado pela área 1 (vermelho) + área 2(verde)

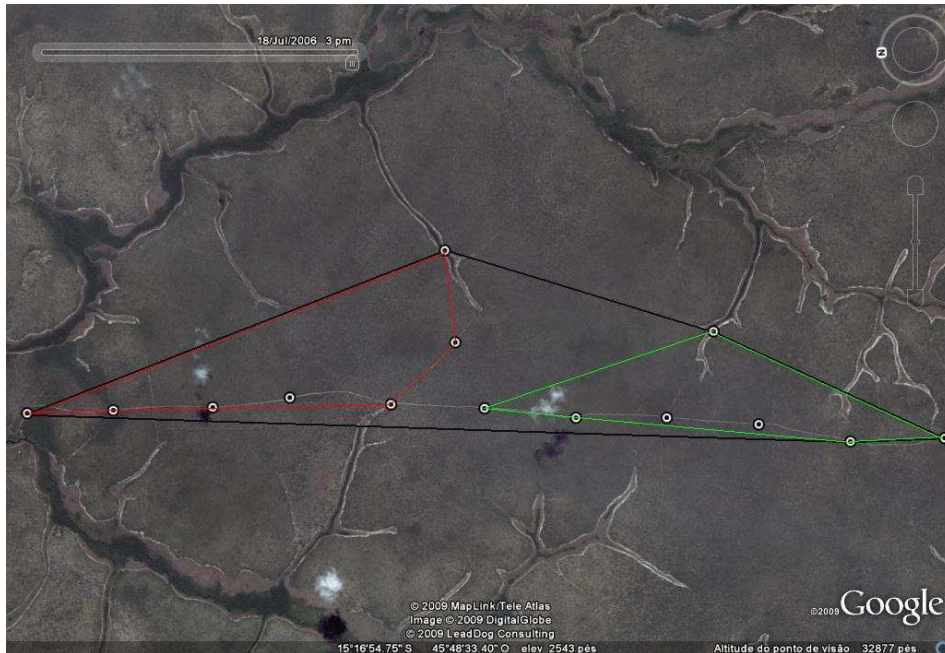


Figura 10) área B PNGSV - – polígono formado pela área 1 (vermelho) + área 2(verde) + área 3 (azul)

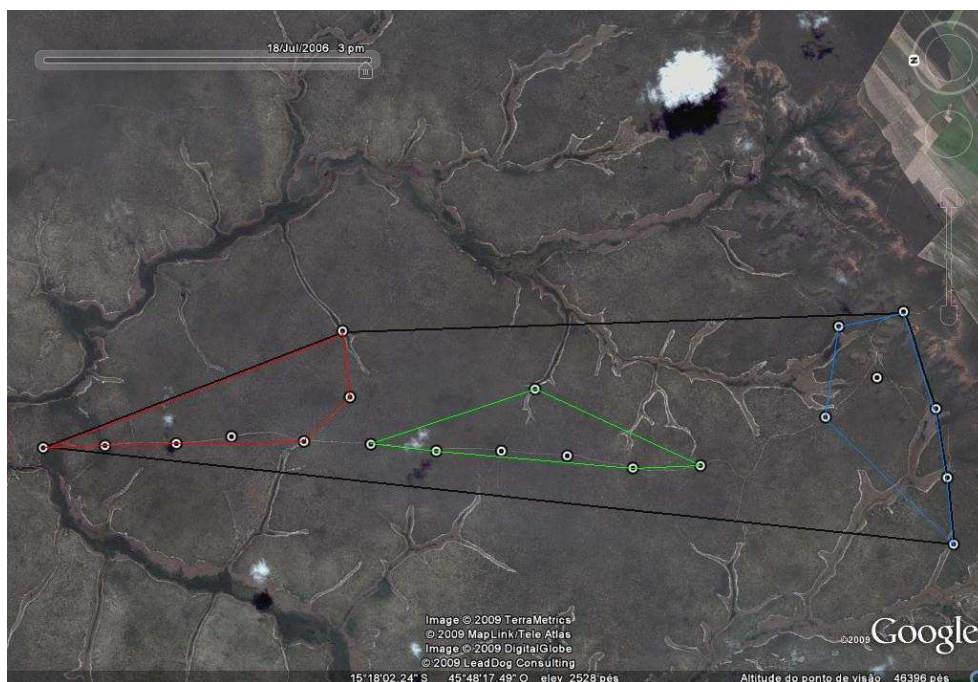


Figura 11) polígono área 4 PEVP

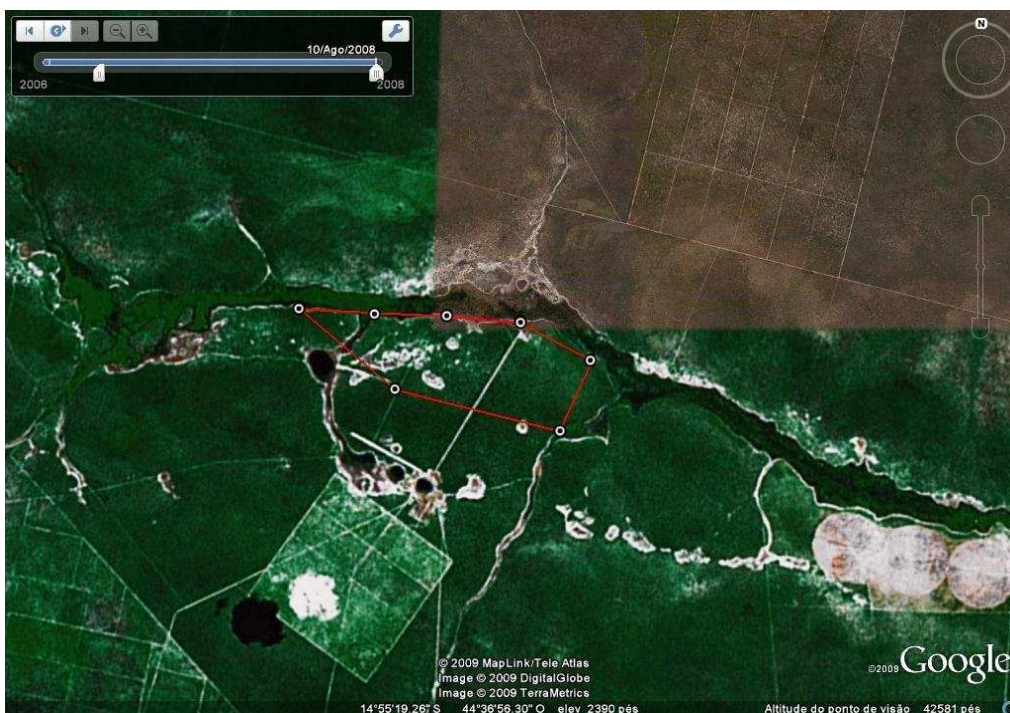


Figura 12) polígono área 5 PEVP

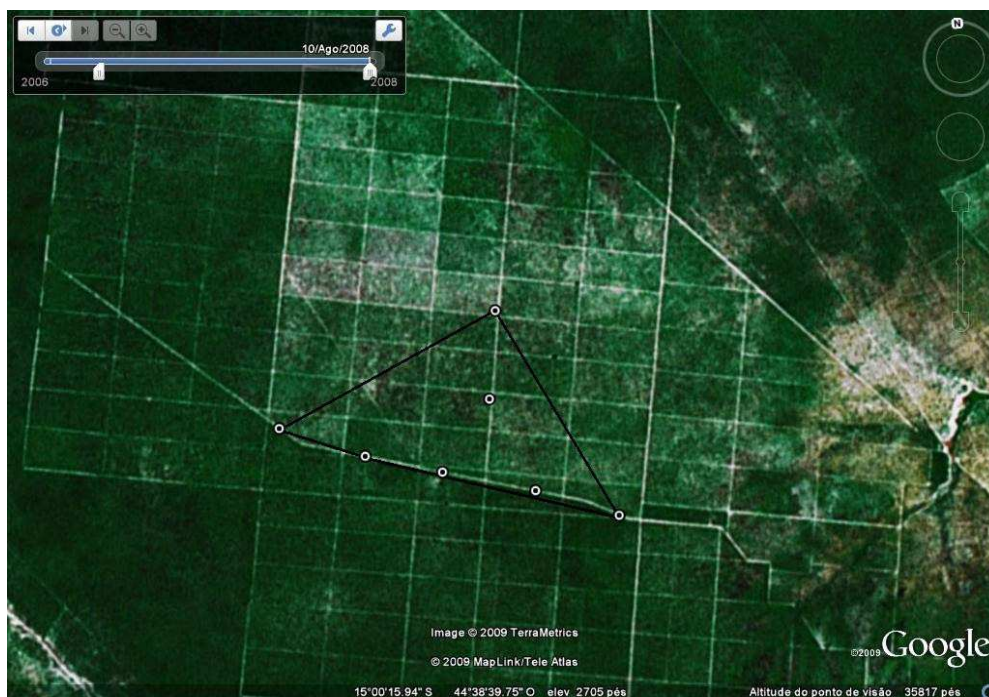


Figura 13) área 1 – áreas efetivas obtidas para *L. pardalis* ; **Figura 14)** área 1 - áreas efetivas obtidas para *L. tigrinus* ; **Figura 15)** área 2 – áreas efetivas obtidas para *L. pardalis* ; **Figura 16)** área 2 – áreas efetivas obtidas para *L. tigrinus* ; **Figura 17)** área A – áreas efetivas obtidas para *L. pardalis* ; **Figura 18)** área B - áreas efetivas obtidas para *L. tigrinus* ; **Figura 19)** área 4 - áreas efetivas obtidas para *L. pardalis* ; **Figura 20)** área 5 – áreas efetivas obtidas para *L. tigrinus*

Cada ponto representa o posicionamento das armadilhas fotográficas e a linha preta representa o polígono formado pelas mesmas. As regiões coloridas representam as áreas efetivas obtidas a partir do MDMP (azul claro) e a partir do ½ MDMP (azul escuro).
Imagens Google Earth 5.0

Figura 13) área 1 – áreas efetivas obtidas para *L. pardalis* - MDMP (azul claro) , ½ MDMP (azul escuro)

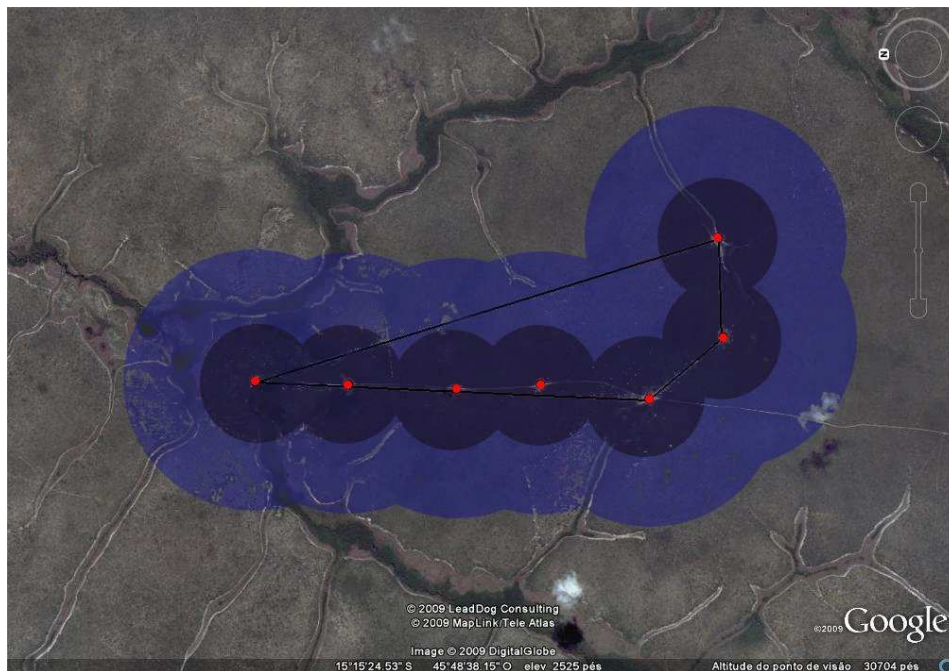


Figura 14) área 1 - áreas efetivas obtidas para *L. tigrinus* - MDMP (azul claro) , 1/2 MDMP (azul escuro)

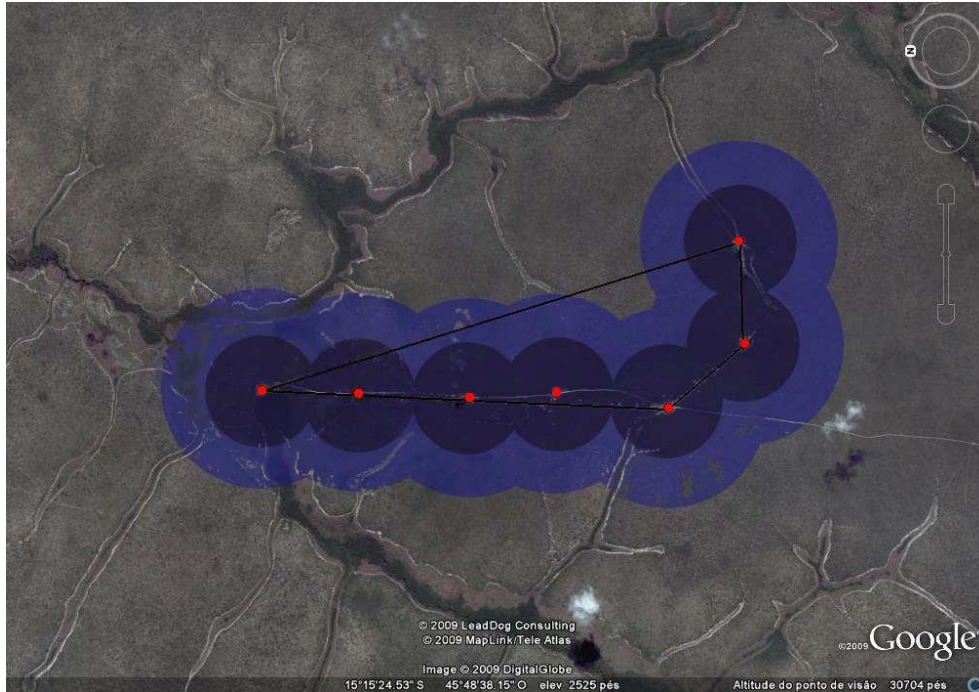


Figura 15) área 2 – áreas efetivas obtidas para *L. pardalis* - MDMP (azul claro) , 1/2 MDMP (azul escuro)



Figura 16) área 2 - áreas efetivas obtidas para *L. tigrinus* - MDMP (azul claro) , 1/2 MDMP (azul escuro)

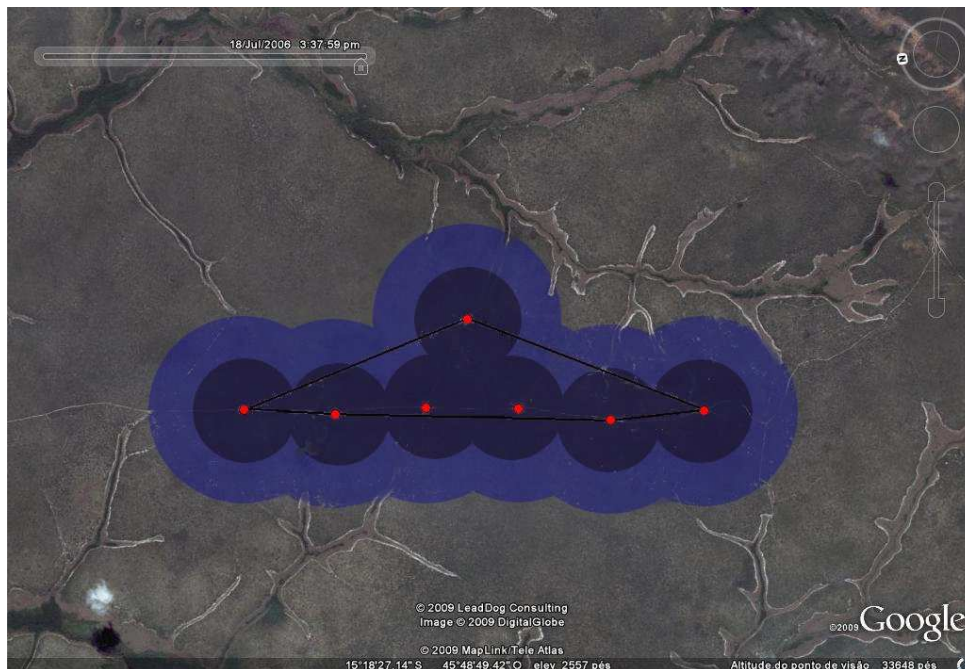


Figura 17) área A – áreas efetivas obtidas para *L. pardalis* - MDMP (azul claro) , 1/2 MDMP (azul escuro)

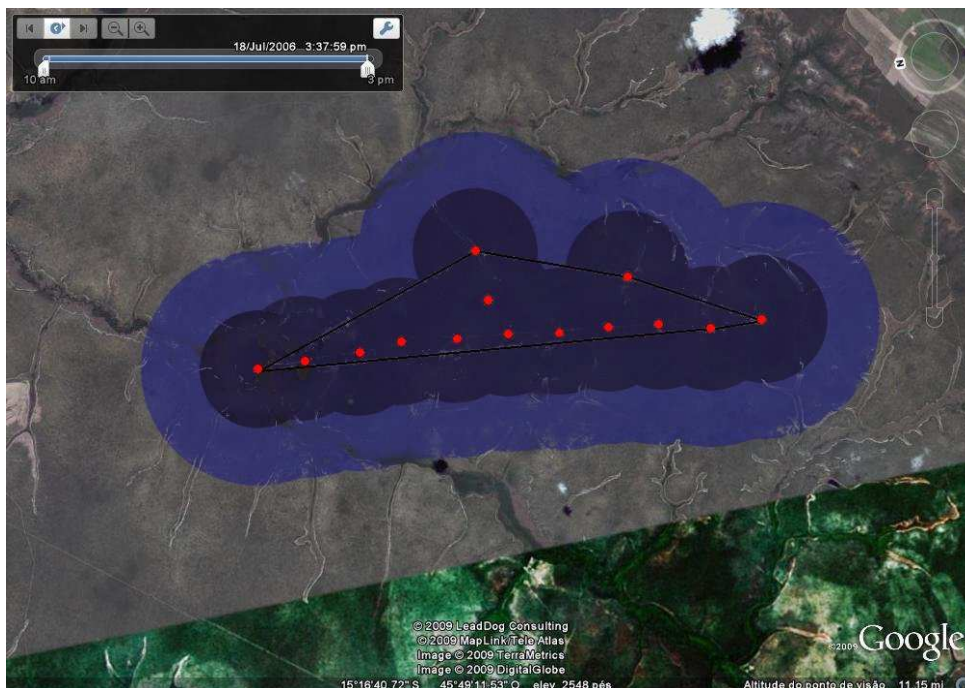


Figura 18) área B - áreas efetivas obtidas para *L. tigrinus* - MDMP (azul claro) , ½ MDMP (azul escuro)

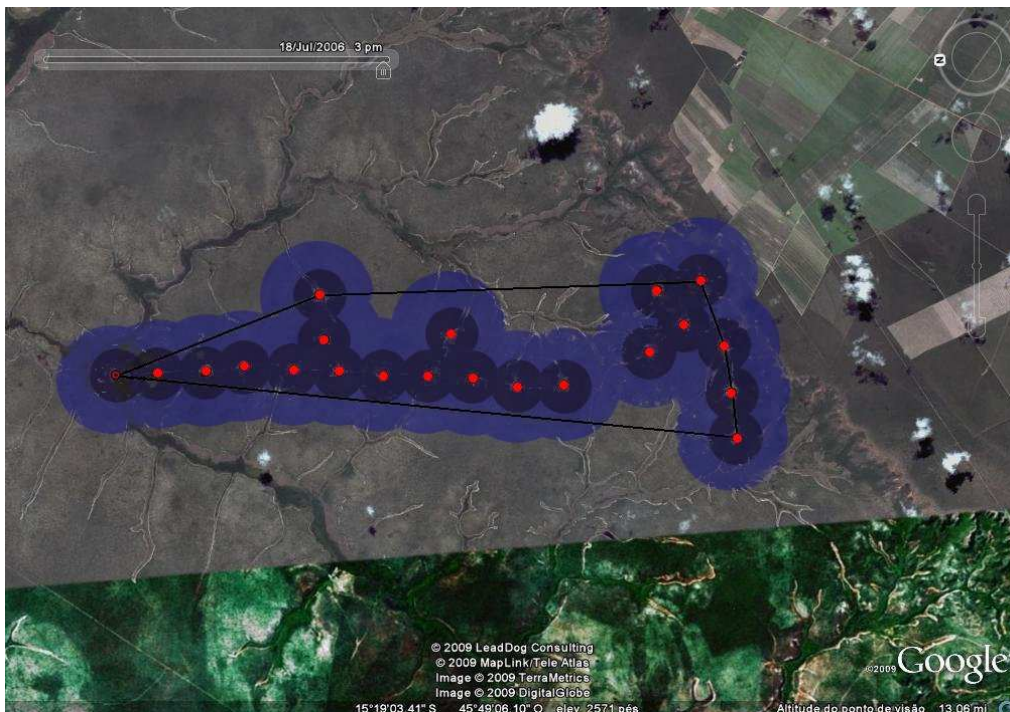


Figura 19) área 4 - áreas efetivas obtidas para *L. pardalis* - MDMP (azul claro) , ½ MDMP (azul escuro)

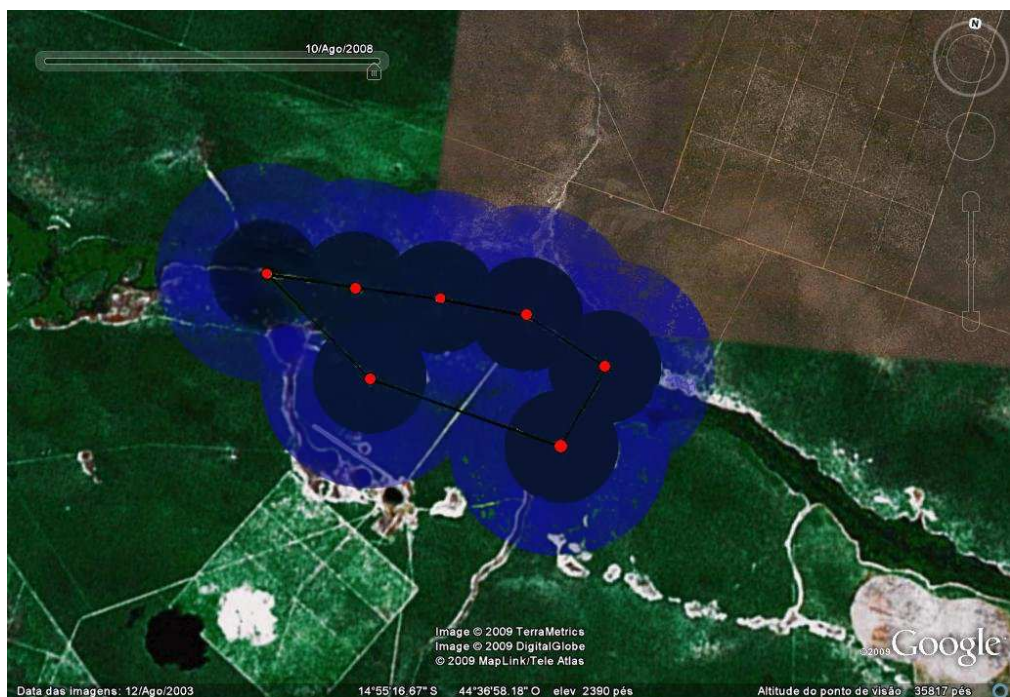
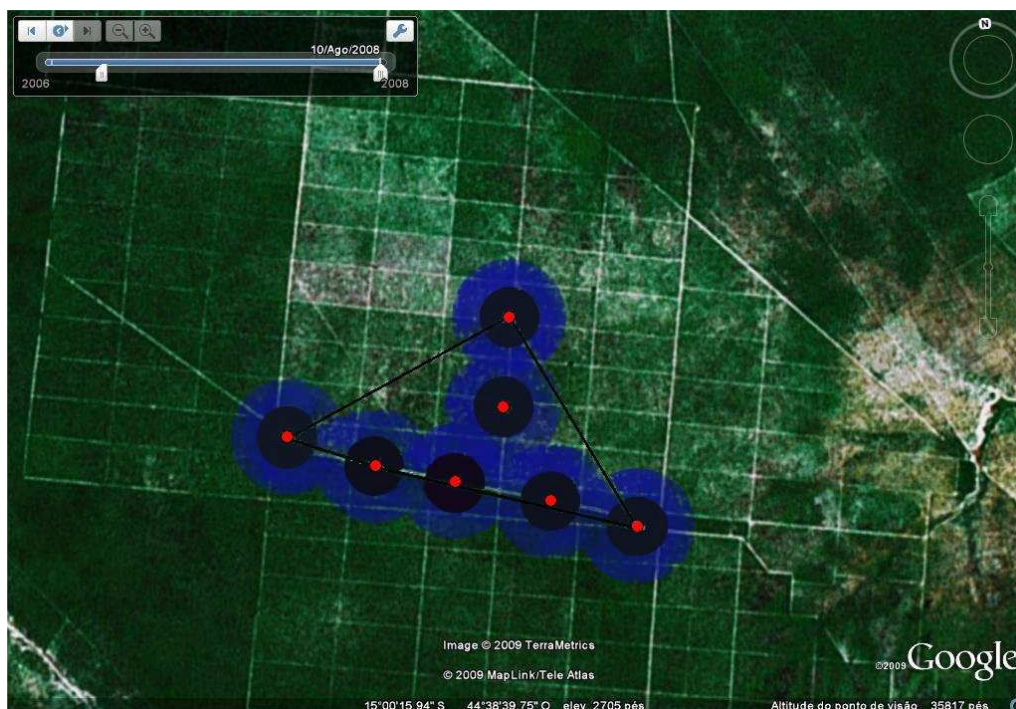


Figura 20) área 5 - áreas efetivas obtidas para *L. tigrinus* - - MDMP (azul claro) , ½ MDMP (azul escuro)



Tabelas 12 a 19) Históricos de capturas utilizados para a realização de estimativas populacionais pelo programa Capture e lista de espécies de mamíferos registrados no estudo.

Tabela 12) histórico de captura utilizado para a área 1 - Jaguatirica

Indivíduo	Histórico de ocasiões
M1	11111011
F1	11000111
N1	01000000
M2	00111001

Tabela 13) histórico de captura utilizado para a área 2 - Jaguatirica

Indivíduo	Histórico de ocasiões
M1	001000
M2	100111
F1	000011

Tabela 14) histórico de captura utilizado para a área 2 – Gato-do-mato

Indivíduo	Histórico de ocasiões
M1	000101
M2	000010
M3	000101
M4	000100
F1	000100
F2	000111
N1	100000
N2	000100
N3	000001

Tabela 15) histórico de captura utilizado para a área A - Jaguatirica

Indivíduo	Histórico de ocasiões
M1	11111011001000
M2	00111001100111
F1	11000111000011
NI	01000000000000

Tabela 16) histórico de captura utilizado para área B – Gato-do-mato

Indivíduo	Histórico de ocasiões
M1	00000100000101000
M2	00000000000010000
M3	00000000001101000
M4	00000000000100000
F1	00000000000100000
F2	00000000000111000
F3	00000000000000001
F4	00000000000000001
N1	00000000100000000
N2	00000000000100000
N3	00000000000001000

Tabela 17) histórico de captura utilizado para a área 4 – Jaguatirica

Indivíduo	Histórico de ocasiões
M1	111101
F1	011001

Tabela 18) histórico de captura utilizado para a área 5 – Gato-do-mato

Indivíduo	Histórico de ocasiões
M1	1100000000
F1	0000000001
F2	0000000110
N1	0010000000
N2	0100000000
N3	0000000110
N4	0000000010

Tabela 19). Lista de espécies de mamíferos registradas no Parque Nacional Grande Sertão Veredas

Nome popular	Espécie
Gambá	<i>Didelphis albiventris</i>
Tapeti	<i>Silvilagus brasiliensis</i>
Tatu	<i>Dasyprocta sp.</i>
Tatu-canastra	<i>Priodontes maximus</i>
Tamanduá mirim	<i>Tamandua tetradactyla</i>
Tamanduá bandeira	<i>Myrmecophaga tridactyla</i>
Veado mateiro	<i>Mazama americana</i>
Veado catinguero	<i>Mazama gouazoupira</i>
Veado campeiro	<i>Ozotoceros bezoarticus</i>
Cervo-do-pantanal	<i>Blastoceros dichotomus</i>
Cateto	<i>Pecari tajacu</i>
Anta	<i>Tapirus terrestris</i>
Paca	<i>Agouti paca</i>
Quati	<i>Nasua nasua</i>
Guaxinim	<i>Procyon cancrivorus</i>
Jaritataca	<i>Conepatus semistriatus</i>
Irara	<i>Eira Barbara</i>
Raposinha do campo	<i>Lycalopex vetulus</i>
Cachorro-do-mato	<i>Cerdocyon thous</i>
Lobo-guará	<i>Chrysocyon brachyurus</i>
Jaguarundi	<i>Puma yaguarondi</i>
Jaguatirica	<i>Leopardus pardalis</i>
Gato-do-mato	<i>Leopardus tigrinus</i>
Onça parda	<i>Puma concolor</i>
Onça pintada	<i>Panthera onca</i>

Tabela 20). Lista de espécies de mamíferos registradas no Parque Estadual Veredas do Peruaçu

Nome popular	Espécie
Tamanduá bandeira	<i>Myrmecophaga tridactyla</i>
Veado mateiro	<i>Mazama americana</i>
Veado catinguero	<i>Mazama gouazoupira</i>
Queixada	<i>Tayassu pecari</i>
Anta	<i>Tapirus terrestris</i>
Paca	<i>Agouti paca</i>
Guaxinim	<i>Procyon cancrivorus</i>
Jaritataca	<i>Conepatus semistriatus</i>
Cachorro-do-mato	<i>Cerdocyon thous</i>
Lobo-guará	<i>Chrysocyon brachyurus</i>
Jaguatirica	<i>Leopardus pardalis</i>
Gato-do-mato	<i>Leopardus tigrinus</i>
Onça parda	<i>Puma concolor</i>