

**ECOLOGIA DA ONÇA-PINTADA NOS
PARQUES NACIONAIS SERRA DA
CAPIVARA E SERRA DAS CONFUSÕES,
PIAUI**

SAMUEL ENRIQUE ASTETE PEREZ

Orientador: Prof. Dr. Jader Soares Marinho-Filho

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação
em Biologia Animal da Universidade de Brasília
como parte dos requisitos para a obtenção do título
de Mestre em Biologia Animal

Brasília – D.F.

Março/2008



Dissertação de Mestrado

Samuel Enrique Astete Perez

Título:

“Ecologia da onça-pintada nos parques nacionais Serra da Capivara e Serra das Confusões, Piauí”

Comissão Examinadora:

Prof. Dr. Jader Soares Marinho Filho
Presidente / Orientador
UnB

Prof. Dr. Miguel Ângelo Marini
Membro Titular Interno Vinculado ao Programa
UnB

Prof. Dr. Ricardo Bomfim Machado
Membro Titular Externo não Vinculado ao Programa
Instituto Conservation International do Brasil

Profa. Dra. Ludmilla Moura de Souza Aguiar
Membro Suplente
Externo Vinculado ao Programa
EMBRAPA

Brasília, 13 de março de 2008.

*Dedico este trabalho à minha família
e ao meu bom amigo Rafael,
que não viveu para ver este momento.*

AGRADECIMENTOS

Para muitos de nós, uma Dissertação representa a primeira oportunidade de fazer ciência: questionar o já estabelecido e a nós mesmos; assumir responsabilidades e tomar decisões; correr riscos e pagar o seu preço; ver, idealizar, planificar e concretizar uma idéia. Mas na realidade jamais conseguiremos realizar isso sozinhos e assim em primeiro lugar agradeço a Deus por ter me dado a vida e a saúde para finalizar este trabalho. Este trabalho é o resultado do apoio de muitas instituições que decidiram me dar a oportunidade. Agradeço o apoio do CNPq pela bolsa de mestrado concedida, a Embaixada Brasileira no Perú pelo apoio com o Programa Estudante-Convênio de Pós-Graduação, ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal da Universidade de Brasília e em especial ao Fundo para a Conservação da Onça-Pintada (FCOP) pelo apoio material, logístico e científico nesta tarefa e ao longo de estes anos. O FCOP forneceu 40 armadilhas-fotográficas, suprimentos para estas e as respectivas licenças de pesquisa, e apostou neste trabalho como o início do seu Programa de Monitoramento da Onça-Pintada nestes Parques na Caatinga. Também devo agradecer à Fundação Museu do Homem Americano (FUMDHAM) pelo apoio logístico e alojamento em São Raimundo Nonato, PI. A FUMDHAM forneceu os mapas SIG que facilitaram muitas das análises no Parque Nacional Serra da Capivara. A chefia do Parque Nacional Serra das Confusões apoiou logisticamente e disponibilizou pessoal conhecedor da região. A FUMDHAM e a chefia do PARNA Serra da Capivara forneceram 6 armadilhas-fotográficas para apoiar este estudo e ambas disponibilizaram pessoal conhecedor da região. O Departamento de Pós-Graduação (DPP) da Universidade de Brasília e o Oregon Zoo (USA) também ajudaram com recursos para comprar parte dos suprimentos e nas viagens de Brasília a Piauí. Idea Wild (USA) ajudou com um notebook e um GPS para as atividades de campo.

Além de instituições, houve pessoas que foram fundamentais para a realização deste trabalho, e em especial agradeço:

Ao meu orientador, Jader Soares Marinho Filho, pela confiança em mim depositada, e pelo estímulo, orientação e paciência nestes dois anos.

Aos chefes do Parque Nacional Serra da Capivara, Sr Ítalo Robert; e do Parque Nacional Serra das Confusões, Sr. José “Mitinha” Ribeiro e aos funcionários de ambas as áreas pelo apoio constante, especialmente a João, Flavio, Sr. Adão e Sr. Carlos.

A presidenta da FUMDHAM, Dra. Niède Guidon, por colocar em todo momento a sua instituição a disposição. A Dra. Guidon ajudou providenciando alojamento, informação, transporte e pessoal conhecedor da região quando era mais necessário.

Aos meus amigos em São Raimundo Nonato, que sempre me ajudaram desinteressadamente e quando mais o precisava, agradeço a Fátima, Demétrio e especialmente a Daniela e Márcio.

Aos estagiários Débora, Bárbara, Marina e Eliot, pela ajuda e os bons momentos na colocação e checagem das armadilhas-fotográficas.

Aos meus amigos em Lima, Perú, que me apoiaram desde que esta oportunidade começou a se fazer realidade. A Mariajosé, Nadia, Carolina, Juan e Juan Pablo agradeço pelos seus ânimos constantes e dicas. Agradeço especialmente a Eduardo pela ajuda, porque um copo de água na necessidade é mais apreciado que um vinho na abundância.

Aos meus colegas da Pós-Graduação, que sofreram e riram comigo ao longo do mestrado, pelas conversas e cervejas, pelos churrascos e “PESCAN”: Clarisse, Priscila, Fred Taka, Karina, Galiana, Lilian, Adriana, Raquel, Patricia, Cyntia, Daniel, Fábio e todos os outros. Fred Taka me deu uma ajuda com as correlações nas análises. Os “pintinhos de feira” já estão virando frangos!

Aos meus amigos do laboratório, Clarisse, Raquel, Marina, Isabella e Léo, pelos bons momentos que permitiram que minha permanência na UnB fosse sempre agradável.

A Claudia Ferro e a Cyntia Kayo Kashivakura, que se bem não trabalhamos mais juntos, a minha gratidão pelo convívio e aprendido em todos estes anos e minha amizade ficarão sempre com vcs.

AGRADECIMENTOS ESPECIAIS

À minha família, por ter sempre me apoiado e confiado em mim, por todos os ânimos e ajudas a distância. A meu pai, pela confiança, amor, fê, doses de otimismo e ânimos. A minha mãe, pela sua compreensão, confiança, fê, amor e fortaleza. Aos meus irmãos, Raul e Elena, pelo exemplo que eles me deram, pelas piadas, risadas, ânimos, otimismo e as nossas cartas, que me permitiram sentir eles o tempo inteiro ao meu lado apesar da distância. Obrigado, querida família, pelo tudo o que vocês representam na minha vida.

Desde que eu cheguei ao Brasil tive o privilégio de conhecer e conviver com pessoas que nestes últimos seis anos me apoiaram desinteressadamente e que tenho a alegria de chamá-los de amigos. Por todos estes anos de convívio e companherismo, pelo profissionalismo e competência exemplares, pelas lágrimas e risadas, pelos momentos bons e difíceis, pelas dicas e discussões e pela sua amizade agradeço profundamente a Mariana, Natália, Rahel, Grasiela, Sara, Flávia, Monica, Darivan, Nuno, Diego, Raphael, Tiago, Eduardo, Eliot, James, Fabiano e ao Sr. Marcondes. E em especial agradeço a Leandro e a Anah, por além de tudo isso terem confiado em mim e me oferecido esta oportunidade sem pedir nada em troca, gestos assim são próprios de sonhadores e por isso o meu muitíssimo obrigado, de coração.

SUMÁRIO

ÍNDICE DE FIGURAS.....	IX
ÍNDICE DE TABELAS.....	XII
CAPÍTULO 1. DENSIDADE DE ONÇA PINTADA NO PARQUE NACIONAL SERRA DA CAPIVARA-PI	
RESUMO.....	1
ABSTRACT.....	2
1. INTRODUÇÃO.....	3
2. OBJETIVOS.....	8
2.1 OBJETIVO GERAL.....	8
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	8
3. MATERIAIS E MÉTODOS.....	9
3.1 ÁREA DE ESTUDO.....	9
3.2 ARMADILHAS-FOTOGRAFICAS.....	10
4. RESULTADOS.....	16
5. DISCUSSÃO.....	18
6. REFERÊNCIAS.....	23
7. ANEXOS.....	30

CAPÍTULO 2. A ONÇA-PINTADA E SUA RELAÇÃO COM A
ONÇA-PARDA E A COMUNIDADE DE MAMÍFEROS NOS
PARQUES NACIONAIS SERRA DA CAPIVARA E SERRA DAS
CONFUSÕES – PI

RESUMO.....	43
SUMMARY.....	44
1. INTRODUÇÃO.....	45
2. OBJETIVOS.....	47
2.1 OBJETIVO GERAL.....	47
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	47
3. MATERIAIS E MÉTODOS.....	48
3.1 ÁREA DE ESTUDOS.....	48
3.2 ARMADILHAS FOTOGRÁFICAS.....	52
3.3 CÁLCULO DA ABUNDÂNCIA RELATIVA DE PRESAS PARA A ONÇA-PINTADA E A ONÇA-PARDA.....	53
3.4 ASSOCIAÇÃO DA FAUNA COM ÁGUA.....	55
3.5 PADRÃO DE ATIVIDADE DA ONÇA-PINTADA E OUTROS MAMÍFEROS.....	56
3.5 ESTIMATIVA DE BIOMASSA DE PRESAS NATURAIS.....	57
4. RESULTADOS.....	59
4.1 ESPÉCIES REGISTRADAS.....	59

4.2 ÍNDICE DE ABUNDÂNCIA RELATIVA.....	60
4.3 CORRELAÇÃO ENTRE FONTES DE ÁGUA E ABUNDÂNCIA RELATIVA.....	61
4.4 PADRÃO DE ATIVIDADE DAS ONÇAS-PINTADAS E OUTROS MAMÍFEROS.....	62
3.4 ESTIMATIVA DE BIOMASSA DE PRESAS NATURAIS.....	63
5. DISCUSSÃO.....	64
5.1 ESFORÇO AMOSTRAL E RIQUEZA DE ESPÉCIES.	64
5.2 ÍNDICE DE ABUNDÂNCIA RELATIVA DE PRESAS: A SITUAÇÃO DA ONÇA-PINTADA E A ONÇA-PARDA.....	66
5.3 CORRELAÇÃO ENTRE FONTES DE ÁGUA E ABUNDÂNCIA RELATIVA.....	73
5.4 PADRÃO DE ATIVIDADE DAS ONÇAS-PINTADAS E OUTROS MAMÍFEROS.....	74
5.5 ÍNDICE DE ESTIMATIVA DE BIOMASSA.....	76
6. CONCLUSÕES.....	80
7. REFERÊNCIAS.....	81
8. ANEXOS.....	88

ÍNDICE DE FIGURAS

CAPÍTULO 1

Figura 1. Localização do Parque Nacional Serra da Capivara no Brasil.....	10
Figura 2. Diferentes tipos de vegetação no Parque Nacional Serra da Capivara-PI...	13
Figura 3. Estações de armadilhas-fotográficas no Parque Nacional Serra da Capivara-PI.....	17
Figuras 4 e 5. Indivíduo 1 (macho adulto) fotografado pelos ambos os lados.....	30
Figuras 6 e 7. Indivíduo 2 (macho adulto) fotografado pelos ambos os lados.....	31
Figuras 8 e 9. Indivíduo 3 (fêmea adulta) fotografado por câmeras diferentes.....	32
Figuras 10 e 11. Indivíduo 3 (fêmea adulta) fotografado por câmeras diferentes.....	33
Figuras 12 e 13. Indivíduo 5 (macho adulto) fotografado pelos ambos os lados.....	34
Figuras 14 e 15. Indivíduo 6 (macho adulto) fotografado pelos ambos os lados.....	35
Figuras 16 e 17. Indivíduo 7 (fêmea sub-adulta) fotografado pelos ambos os lados..	36
Figuras 18 e 19. Indivíduo 8 (macho adulto) fotografado por câmeras diferentes....	37
Figuras 20 e 21. Indivíduo 9 (macho adulto) fotografado pelos ambos os lados.....	38
Figuras 22 e 23. Indivíduo 10 (fêmea adulta) e Indivíduo 11 (juvenil).....	39
Figuras 24 e 25. Indivíduo 12 (sub-adulto) fotografado pelos ambos os lados.....	40
Figuras 26 e 27. Indivíduo 13 (fêmea sub-adulta) e Indivíduo 4 (filhote).....	41

CAPÍTULO 2

Figura 1. Localização do Parque Nacional Serra da Capivara no Brasil.....	49
Figura 2. Parque Nacional Serra da Capivara-PI, com as diferentes vegetações e os pontos artificiais de água.....	50

Figura 3. Localização do Parque Nacional Serra das Confusões – PI no Brasil e na Caatinga.....	51
Figura 4. Pontos de amostragem no Parque Nacional Serra da Capivara–PI (n=23)..	53
Figura 5. Parque Nacional Serra das Confusões – PI, junto com os pontos de amostragem (n=14).....	54
Figura 6. Abundância relativa (RAI-2) de mamíferos no PARNA Serra da Capivara – ambas as temporadas.....	88
Figura 7. Abundância relativa (RAI-2) de mamíferos na temporada chuvosa no Parque Nacional Serra da Capivara – PI.....	88
Figura 8. Abundância relativa de mamíferos (RAI-2) na temporada seca no Parque Nacional Serra da Capivara – PI.....	89
Figura 9. Abundância relativa (RAI-2) de mamíferos no PARNA Serra das Confusões – ambas as temporadas.....	89
Figura 10. Abundância relativa de mamíferos (RAI-2) na temporada chuvosa no Parque Nacional Serra das Confusões – PI	90
Figura 11. Abundância relativa de mamíferos (RAI-2) na temporada chuvosa no Parque Nacional Serra das Confusões – PI	90
Figura 12. Correlação entre a abundância relativa RAI-2 do veado-catingueiro (ABUNDREL) e a distância mínima (DISTMIN, em metros) aos pontos artificiais de água no Parque Nacional Serra da Capivara – PI.....	93
Figura 13. Abundância relativa da onça-pintada representada nos diferentes pontos de amostragem no Parque Nacional Serra da Capivara – PI.....	94
Figura 14. Abundância relativa da onça-parda representada nos diferentes pontos de amostragem no Parque Nacional Serra da Capivara – PI.....	95

Figura 15. Abundância relativa do cachorro-do-mato representada nos diferentes pontos de amostragem no Parque Nacional Serra da Capivara – PI.....	96
Figura 16. Abundância relativa do veado-catingueiro representada nos diferentes pontos de amostragem no Parque Nacional Serra da Capivara – PI.....	97
Figura 17. Padrão de atividade da onça-pintada nos Parques Nacionais Serra da Capivara e Serra das Confusões.....	98
Figura 18. Padrão de atividade da onça-parda nos Parques Nacionais Serra da Capivara e Serra das Confusões.....	98
Figura 19. Padrão de atividade da jaguatirica nos Parques Nacionais Serra da Capivara e Serra das Confusões – PI.....	99
Figura 20. Padrão de atividade do cachorro-do-mato nos Parques Nacionais Serra da Capivara e Serra das Confusões – PI.....	99
Figura 21. Padrão de atividade do veado-catingueiro nos Parques Nacionais Serra da Capivara e Serra das Confusões-PI.....	100
Figura 22. Abundância relativa RAI-2 da onça-pintada representada nos diferentes pontos de amostragem no Parque Nacional Serra das Confusões-PI.....	100
Figura 23. Abundância relativa RAI-2 da onça-parda representada nos diferentes pontos de amostragem no Parque Nacional Serra das Confusões-PI.....	101
Figura 24. Abundância relativa RAI-2 do veado-catingueiro representada nos diferentes pontos de amostragem no Parque Nacional Serra das Confusões-PI.....	102

ÍNDICE DE TABELAS

CAPÍTULO 1

- Tabela 1.** Matriz de captura-recaptura das onças pintadas no Parque Nacional Serra da Capivara, 2007..... 17
- Tabela 2.** Estimativas de densidade de onça-pintada com armadilha-fotográfica em outros biomas Brasileiros..... 19

CAPÍTULO 2

- Tabela 1.** Lista de espécies de mamíferos registrados nos Parques Nacionais Serra da Capivara e Serra das Confusões – PI, entre os meses de fevereiro e outubro de 2007, com o uso de armadilhas fotográficas..... 59
- Tabela 2.** Lista dos pontos de amostragem no Parque Nacional Serra da Capivara, o esforço amostral, as distâncias as fontes de água e os valores de RAI-2 registrados para cada espécie..... 91
- Tabela 3.** Estimativa de densidade e biomassa de espécies de mamíferos baseadas em cálculos com o índice RAI-1 (O'Brien *et al*, 2003; Kawanishi & Sunquist, 2004) no Parque Nacional Serra da Capivara – PI..... 102
- Tabela 4.** Estimativa de densidade e biomassa de espécies de mamíferos baseadas em cálculos com o índice RAI-1 (O'Brien *et al*, 2003; Kawanishi & Sunquist, 2004) no Parque Nacional Serra das Confusões – PI..... 102
- Tabela 5.** Índice de abundância relativa (RAI-2) dos mamíferos na temporada chuvosa no Parque Nacional Serra da Capivara – PI..... 103

Tabela 6. Índice de abundância relativa (RAI-2) dos mamíferos na temporada seca no Parque Nacional Serra da Capivara – PI.....	103
Tabela 7. Índice de abundância relativa (RAI-2) dos mamíferos na temporada chuvosa no Parque Nacional Serra das Confusões - PI.....	104
Tabela 8. Índice de abundância relativa (RAI-2) dos mamíferos na temporada seca no Parque Nacional Serra das Confusões - PI.....	104
Tabela 9. Coordenadas das armadilhas-fotográficas colocadas ao longo do estudo no Parque Nacional Serra da Capivara – PI.....	105
Tabela 10. Coordenadas das armadilhas-fotográficas colocadas ao longo do estudo no Parque Nacional Serra das Confusões – PI.....	105

CAPÍTULO 1. DENSIDADE DE ONÇA-PINTADA NO PARQUE NACIONAL SERRA DA CAPIVARA-PI

RESUMO

Este trabalho relata a primeira estimativa de densidade de onça-pintada no bioma semi-árido da Caatinga, o qual foi realizado no Parque Nacional Serra da Capivara. Foi adotada uma metodologia originalmente desenvolvida para tigres na Índia e atualmente também usada com onça-pintada, a qual consiste no uso de armadilhas-fotográficas para individualizar os animais pelas suas marcas de pelagem naturais. Combinado com o uso de modelos de marcação/recaptura, foi possível de calcular a abundância de onças-pintadas na área amostrada. Uma amostragem com armadilhas-fotográficas de dois meses e meio resultou numa estimativa de abundância de $14 \pm 3,6$ onças-pintadas. O modelo populacional que estimou a abundância foi o Modelo Comportamental M(b). A taxa de fêmeas para machos foi de 1:1,4 e a porcentagem de onças melânicas (pretas) foi de 23%. A área amostrada efetiva foi de 524 km², usando o buffer HMMDM. A estimativa de densidade foi de $2,67 \pm 1,0$ onças/100 km², um resultado que é maior do que em outros biomas brasileiros. A armadilha-fotográfica provou ser uma metodologia custo-efetiva para amostrar a população de onças-pintadas.

ABSTRACT

This paper reports the first jaguar density estimation in the semi-arid Caatinga biome in Brazil, which was done in the Serra da Capivara National Park. The authors adapted a methodology originally developed for tigers in India and currently used with jaguars, which consist in the use of camera traps to individualize jaguars through their distinct natural pelage mark. Combined with mark/recapture models, it was possible to calculate the jaguar abundance in the sampled area. A two and a half month camera trap sampling resulted in an abundance estimate of 14 ± 3.6 jaguars. The populational model that estimates the abundance was the Behavioural Model M(b). The rate from females to males was 1:1.45 and the percent of melanic (black) jaguars was 23%. The effective sampled area was 524 km², using the HMMDM buffer. The density estimate was 2.67 ± 1 jaguars/100 km², a result that is greater than those found in other Brazilian biomes. Camera trapping proved to be a cost-effective methodology to sample the jaguar population

1. INTRODUÇÃO

A onça-pintada (*Panthera onca*) é o maior felídeo das Américas e o terceiro no mundo, atualmente classificado pela União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN, 2003), como Quase Ameaçado. Está distribuída ao longo de uma variedade de ecossistemas no continente originalmente estendendo-se desde a Arizona, Novo México e Califórnia, nos Estados Unidos, até o Rio Negro na Argentina (Seymour, 1989). Trabalhos recentes (Sanderson *et al.*, 2002) consideram a espécie praticamente extinta nos Estados Unidos e numa boa parte da América Central, enfrentando as populações restantes diferentes perspectivas de sobrevivência ao longo prazo nas regiões que ainda ocupa. Com o fim de estabelecer ações de conservação e priorizar esforços (Medellín *et al.*, 2001; Sanderson *et al.*, 2002) é necessária a obtenção de parâmetros mais refinados do que simplesmente distribuição (presença/ausência), que permitam a avaliação da situação da população de onças numa determinada região. Assim, a importância em obter parâmetros populacionais como a abundância (estimada por meio da densidade), é crítica devido a que esta é a base para avaliar a viabilidade da população de uma espécie (Maehr *et al.*, 2001; Eizirik *et al.*, 2002; Reed *et al.*, 2003; Linkie *et al.*, 2006) e permite determinar as ações a serem executadas para eliminar ou diminuir as ameaças à dita população.

Predadores de topo de cadeia alimentar, como as onças-pintadas (*Panthera onca*), desempenham funções ecológicas importantes para a manutenção do equilíbrio dos ecossistemas onde ocorrem (Soulé & Terborgh, 1999), limitando o número de herbívoros e assim reduzindo a pressão que estes exercem sobre as plantas (Terborgh, 1998, Miller *et al.*, 2001). A regulação “top-down” (cima para baixo) exercida pelos predadores como a onça-pintada mantém a diversidade num ecossistema, e sua

remoção tem se mostrado perturbadora para este (Terborgh *et al.*, 1997; Miller *et al.*, 2001). A alta exigência ecológica da onça-pintada, como a necessidade de grandes áreas e boa qualidade de habitats torna essa espécie sensível a perturbações ambientais de origem antrópica (Swank & Teer, 1989). Nessa visão, a presença de predadores topo de cadeia como a onça-pintada em uma determinada área estaria indicando um ecossistema saudável. Por outra parte, pressão humana sobre o ambiente natural tem reduzido em muito a distribuição atual dessa espécie no Brasil, que está cada vez mais limitada a pequenas populações restritas a Unidades de Conservação (Silveira *et al.*, 2006). Portanto e para fins de conservação, Unidades de Conservação onde esta espécie ocorre devem ser monitoradas e bem mantidas de modo a assegurarem a integridade total da comunidade local e a sua sobrevivência a longo prazo. Por esse motivo, é necessário avaliar as Áreas Protegidas e os seus entornos com o fim de conhecer parâmetros ecológicos destas espécies, tentando priorizar a obtenção de certos valores como a presença/ausência e estimativa da abundância.

Caatinga

Na América do Sul, predominantemente úmida, existem três núcleos áridos e semi-áridos, que ocupam províncias geológicas e condições térmicas diferentes. Um está localizado na diagonal arréica (Bacia hidrográfica de escasso declive e sistemas de evacuação) na franja oeste do continente, estendendo-se desde o golfo de Guayaquil, a poucos graus do equador, até o Estreito de Magalhães acima de 52° S. O segundo, o domínio semi-árido de Guajira, localiza-se na faixa caribenha da Venezuela, no extremo norte-noroeste do continente. E finalmente o terceiro, o domínio da Caatinga nas baixas latitudes do Nordeste do Brasil (Ab'Sáber, 1974;

Sarmiento, 1975; MMA, 2005). Com uma área de aproximadamente 800.000 km² (IBGE, 1985) a província das Caatingas na região do Nordeste do Brasil inclui os estados do Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco, sudeste de Piauí, oeste de Alagoas e Sergipe, a região norte e central da Bahia e também parte norte de Minas Gerais. Inclui também a ilha de Fernando de Noronha (Andrade-Lima, 1981; Prado, 2003).

O semi-árido brasileiro apresenta variações no grau de aridez edafo-climática que, em geral, estão associadas à distância do litoral (mar), altitude, geomorfologia, nível de dissecação do relevo, declividade e posição da vertente em relação à direção dos ventos (barlavento, sotavento) e à profundidade e composição física e química do solo (Andrade-Lima, 1981; Sampaio *et al.*, 1981; Araújo, 1998; Rodal & Sampaio, 2002). Com o aumento da altitude, há redução na temperatura e aumento da precipitação e da disponibilidade de água no solo, principal limitante da produtividade primária nos trópicos de clima semi-árido (MMA, 2005). A Caatinga está inserida no interior da isoietas de chuvas de 1.000 mm. Mesmo assim, em cerca de 50% desse domínio, chove menos de 750 mm anuais, estando a precipitação concentrada e distribuída irregularmente em três meses consecutivos no período de novembro a junho (Andrade-Lima, 1981). As vertentes a barlavento das serras e chapadas, especialmente das situadas próximas da costa, recebem maior precipitação devido às chuvas de convecção forçada, que causam as chamadas “chuvas de montanha”. A média anual de temperatura varia pouco, em torno de 26°C, mas diminui nas altitudes mais elevadas das serras e chapadas (Nimer, 1989; MMA, 2005).

Dos seis biomas existentes no Brasil (IBGE, 2006), a Caatinga é o único que se encontra em território exclusivamente brasileiro, o que significa que o seu patrimônio biológico não será achado em nenhum outro país. Essa posição única entre

os biomas brasileiros não foi suficiente para garantir à Caatinga o destaque que merece como um bioma prioritário para conservação. A falta de um sistema regional eficiente de áreas protegidas é um dos maiores obstáculos que precisa ser superado. As cerca de 40 unidades de conservação existentes correspondem a 7,1% da superfície total. Mas só 1,21% desse total são unidades de conservação integral. Nenhum outro bioma brasileiro possui tão poucas unidades de conservação integral (Capobianco, 2002; MMA, 2004)

Onça-pintada e conservação nas Unidades de Conservação na Caatinga

Com o fim de realizar monitoramentos da biodiversidade nas Unidades de Conservação, devem de ser usados "atalhos" que permitam uma avaliação acurada desta num período razoável de tempo. Estes atalhos, também chamados de "bio-indicadores", representam rotas alternativas rápidas para realizar estas avaliações (Moreno *et al.*, 2007). Espécies indicadoras são utilizadas de maneira geral para se referir ao uso de uma ou mais espécies que "indicam" a condição ou a resposta ao estresse que pode estar sendo aplicado a outras espécies com requerimentos ecológicos semelhantes (Niemi & McDonald, 2004). Assim, Lambeck (1997) definiu como "espécies focais" aquelas que são parte do conjunto de espécies num sistema, e cujos requerimentos para persistir definem os atributos que devem estar presentes para este sistema garantir a persistência das outras espécies que são parte dele. O conceito anterior, chamado de "espécies guarda-chuva", refere-se àquelas espécies cujos requerimentos de persistência acreditam-se encapsulam os de um grupo de outras

espécies adicionais (Murphy & Wilcox, 1986; Noss, 1990; Cutler, 1991; Williams & Gaston, 1994). Lambeck (1997) expandiu o conceito de espécies guarda-chuva e espécies focais para incorporar respostas mais específicas à paisagem e tipos de manejo. A análise procurou identificar aquelas espécies focais com as maiores demandas em requerimentos para sobreviver frente a vários parâmetros afetados por estresse antropogênico. Como já foi descrito anteriormente, predadores topo de cadeia como as onças-pintadas cumprem os requisitos para serem espécies focais e bioindicadoras da diversidade biológica nas Unidades de Conservação.

O presente trabalho descreve a primeira estimativa de densidade e abundância de onças-pintadas no bioma semi-árido da Caatinga, no Parque Nacional Serra da Capivara, uma das maiores áreas protegidas deste bioma. Para isto, foi adaptada uma metodologia desenvolvida por Karanth & Nichols (1998, 2000, 2002), que monitoraram tigres na Índia com o uso de armadilhas-fotográficas, através da individualização dos animais pelas suas marcas naturais e o uso de modelagem de marcação/recaptura (Otis *et al.*, 1978), para estimar a abundância e densidade populacional. Foram também avaliados outros parâmetros populacionais como a razão sexual e a presença de formas melânicas.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Estimar os parâmetros populacionais das onças-pintadas do Parque Nacional Serra da Capivara (PNSC).

2.2 Objetivos específicos

- Calcular a abundância de onças-pintadas no PNSC.
- Calcular a densidade de onças-pintadas no PNSC.
- Identificar a razão sexual da população.
- Verificar a presença e estimar a abundância de formas melânicas (onças pretas).

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

Parque Nacional Serra da Capivara

O Parque Nacional da Serra da Capivara está localizado no sul do estado do Piauí (Figura 1), entre os municípios de São Raimundo Nonato, São João do Piauí e Canto do Buriti, entre as coordenadas 08° 26' 50" e 08° 54' 23" de latitude sul entre 42°19' 47" e 42° 45' 51" longitude oeste (SMAPR, 1994). O Parque possui 129.140 hectares. Têm uma temperatura média anual de 28°C, sendo junho o mês mais frio (temperatura mínima 12°C) e outubro e novembro, no início da época das chuvas, os mais quentes (com temperaturas máximas acima de 45°C). A estação chuvosa se estende de outubro até metade de abril, mas pode começar mais tarde ou finalizar antes (Emperaire, 1984). A estação seca se estende de Outubro até Abril, com chuvas de curta duração. A precipitação média anual é de 644 mm, com uma máxima em 70 anos de 1,269mm e uma mínima de 250 mm (SMAPR, 1994). Emperaire (1984) descreveu oito vegetações diferentes para o Parque, sendo que este está coberto em sua maior parte por uma vegetação arbustiva alta de 6-10m no platô central, e outras vegetações que variam de florestas méxicas nos canyons até formações arbustivas nas áreas rochosas, compostas em sua maior parte por cactos e bromélias (Olmos, 1992). Durante a época seca, as folhas da maior parte das árvores caem pelo que é difícil encontrar proteção dos raios solares, e a pouca água concentrada nos abrevadouros naturais nos canyons e serras pode se esgotar rapidamente. A topografia do Parque consiste em sua maior parte num platô rodeado de barrancos de 50 até 200 m de altura, sendo este cortado por uma série de vales e canyons, localizados em sua maior

parte perto dos limites da unidade. O platô central encontra-se entre 520 e 600m de altura, estando no topo de um gradiente de elevação no Parque que varia entre 280 e 600 m (Wolff, 2001). O Parque não possui um curso de água permanente e está sob um manejo artificial da água que consiste em um sistema de pontos de distribuição de água ao longo da sua área.

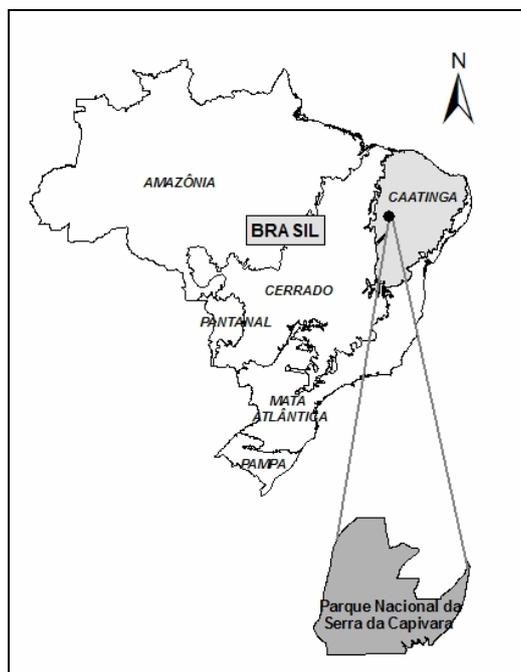


Figura 1.

Localização do Parque Nacional Serra da Capivara e da Caatinga no Brasil

3.2 Armadilhas-fotográficas

Armadilhas-fotográficas ativadas por sensores infravermelhos têm sido uma das ferramentas mais eficientes e dinâmicas para a avaliação e monitoramento da mastofauna terrestre, principalmente no caso de estudos de predadores e outras

espécies de hábitos crípticos (Karanth & Nichols, 1998; Wolff, 2001; Silveira *et al.*, 2003; Trolle, 2003, Silveira, 2004; Silver *et al.*, 2004; Gonzáles-Esteban *et al.*, 2004; Maffei *et al.*, 2005; Soisalo & Cavalcanti, 2006; Spalton *et al.*, 2006). O uso das máquinas fotográficas em estudo populacionais permite determinar a distribuição (presença/ausência), abundância relativa e, em algumas espécies, a abundância (Cutler & Swann, 1999; Karanth & Nichols, 1998, 2000; Mowat *et al.*, 1999; York *et al.*, 2001). No caso específico da avaliação da abundância, é preciso combinar o uso das armadilhas-fotográficas com um modelo de marcação e recaptura. Na Índia, Karanth & Nichols (1998) conseguiram determinar o número de tigres (*Panthera tigris*) em quatro zonas diferentes utilizando esta metodologia combinada com uma análise de captura-recaptura. Depois disso, esta metodologia foi eficientemente replicada para estudos com onça-pintada (Wallace *et al.*, 2003; Maffei *et al.*, 2004; Silveira, 2004; Silver *et al.*, 2004; Soisalo & Cavalcanti, 2006).

Estas análises de captura-recaptura requerem certas premissas (Otis *et al.*, 1978). Uma destas é que os indivíduos possam ser corretamente identificados quando tenham sido “capturados” ou “recapturados” e que estes não percam as marcas durante o estudo. As onças-pintadas possuem marcas naturais únicas, o que atende plenamente este requisito. Outra premissa é o fechamento demográfico das populações amostradas, o que significa que durante o período de estudo o modelo assume que não existem nascimentos, mortes ou migrações (White *et al.*, 1982; Wilson & Anderson, 1985). Para assumir uma população fechada Karanth & Nichols (1998, 2000), no seu estudo de tigres usaram períodos de amostragem de 3 meses, e para onças-pintadas Silver *et al.* (2004) usaram períodos de mais de 2 meses. O presente estudo utilizou um período de 2 ½ meses.

Para o estudo da abundância e densidade foram utilizadas 40 armadilhas-fotográficas da marca Camtraker®. De agosto a outubro de 2007 as câmeras foram colocadas em 20 “estações” cada uma consistindo de 2 câmeras, uma em frente à outra com o objetivo de se obter uma fotografia de ambos os lados evidenciando o padrão de rosetas da pelagem de cada animal fotografado. As estações foram separadas cada uma por uma média de 3,4 km (Figura 3). À distância e a disposição das estações assegura um vazão de não mais de 10 km² entre cada estação, sendo 3,6 km o diâmetro de um círculo de 10 km². O valor de 10 km² é recomendado (Silver, 2004; Silver *et al.*, 2004) por ser a menor área de vida registrada para a espécie e, de modo conservador, este foi aplicado para este estudo. As câmeras foram colocadas regularmente de acordo com a disponibilidade dos habitats em trilhas/cruzamentos, uma vez que estas são usadas pelos felídeos nos seus deslocamentos. O local de cada câmera foi marcado com uma posição georeferenciada e o filme foi etiquetado com as coordenadas, data de colocação e de retirada do filme. As câmeras foram revisadas a cada 15 dias para troca de filme e substituição de baterias. As câmeras foram programadas para bater fotos nas 24 horas do dia, com uma demora de 5 minutos entre cada foto (Silveira, 2004). Isto foi feito para evitar o esgotamento do filme devido à passagem constante de um mesmo animal ou grupo de animais na frente da câmera.

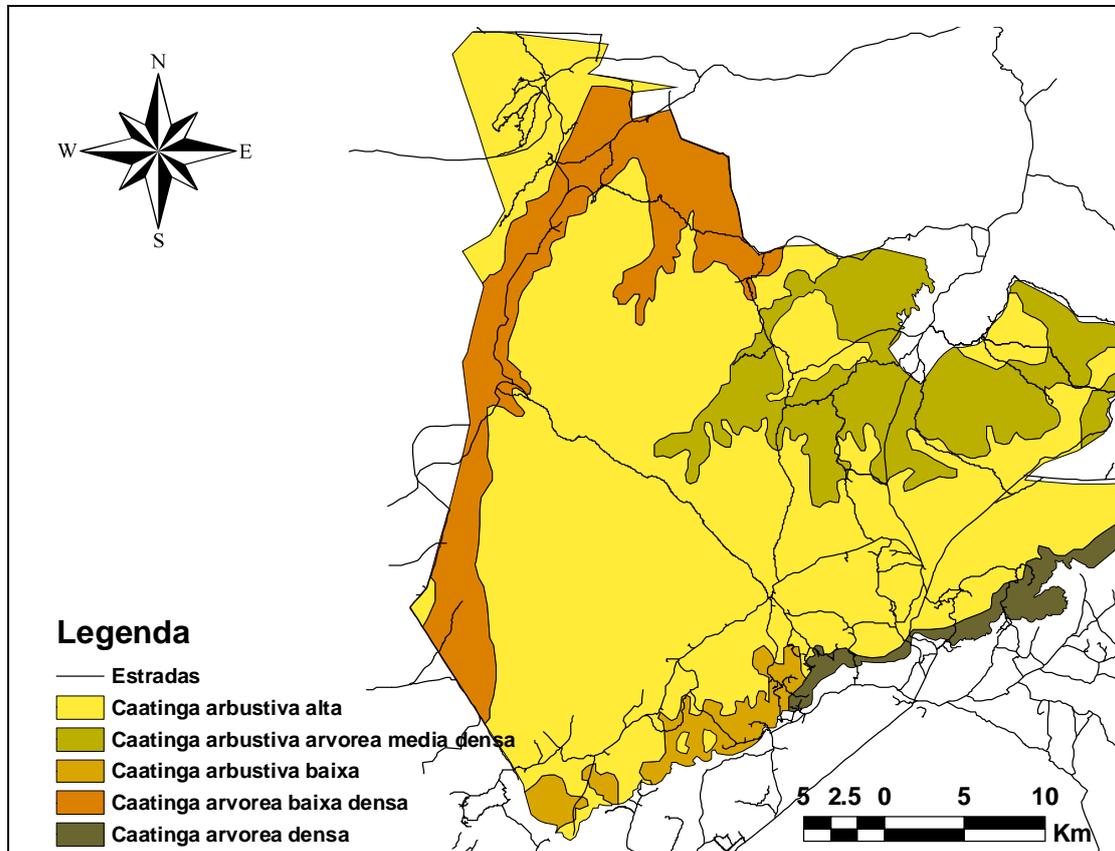


Figura 2. Diferentes tipos de vegetação no Parque Nacional Serra da Capivara-PI.
Mapa: FUMDHAM

Os animais fotografados foram individualizados e com seus históricos combinados de capturas foi criada uma matriz de captura-recaptura (Karanth & Nichols, 1998; Silver, 2004). Esta matriz foi depois analisada com o programa de computação CAPTURE (Otis *et al.*, 1978; Rexstad & Burnham, 1991). Este programa analisa o número de animais capturados individualmente (adultos e juvenis) e as suas freqüências de recapturas para gerar uma estimativa de abundância na área amostrada. CAPTURE inclui uma série de modelos que consideram a variação na probabilidade de captura para um indivíduo em um evento de captura (p): p varia com o tempo, mas é o mesmo para todos os indivíduos (M_t); a probabilidade de captura difere da probabilidade de recaptura devido a uma resposta comportamental com a captura (M_b); e heterogeneidade individual (M_h). A combinação destes três parâmetros resulta em oito modelos, mas para M_{th} e M_{tbh} não existem estimadores disponíveis no CAPTURE. Para todos os modelos, a probabilidade de captura está estreitamente relacionada com o tamanho da população estimada e não deve ser menor do que 0.1, de outra forma a estimativa populacional não é confiável. Devido à dificuldade de uma avaliação objetiva dos resultados do teste, o programa possui um processo de função discriminante a qual seleciona o modelo mais apropriado para os dados inseridos, baseado numa série de modelos de “goodness-of-fit”, considerando a idéia do que o padrão dos níveis de significância observado é único para cada modelo. Usando uma função matemática complexa para cada modelo, CAPTURE computa o critério de seleção para todos os modelos classificando-os de 0 até 1. O modelo com o valor mais próximo de 1, é considerado como o modelo mais apropriado.

Para estimar a densidade para a área de estudo, a abundância calculada foi dividida entre a área efetiva de amostragem. Esta área contém aquela definida pelas armadilhas-fotográficas junto com uma área “buffer” (tampão) que a circunda. O objetivo deste “buffer” é de incluir indivíduos cujas áreas de vida estejam parcialmente contidas na área de amostragem

(Silver, 2004). Para calcular a área efetiva de amostragem foi seguida a metodologia adotada por Karanth & Nichols (2000). Para calcular o buffer, a metodologia usada em outros estudos com armadilhas-fotográficas com tigres (Karanth & Nichols, 2002) e onças-pintadas (Silver *et al.*, 2004) foi adotada. Nos seus estudos com armadilhas-fotográficas estes autores utilizaram um buffer cuja largura estava baseada na metade da máxima distância média percorrida (HMMDM) entre múltiplas capturas de indivíduos ao longo do período de amostragem (Wilson & Anderson, 1985).

4. RESULTADOS

De agosto até outubro de 2007, 40 armadilhas-fotográficas foram colocadas em 20 estações resultando num esforço de 29.976/câmeras-noite. Um total de 13 diferentes indivíduos foi identificado, incluindo um filhote que não foi considerado para as estimativas de densidade (Figuras 4 a 27). A frequência de “capturas” de onças-pintadas individuais variou de uma até 17 vezes com uma média de 6,8 vezes. Dos 13 animais, foi possível identificar o sexo de 10. A razão sexual (taxa de fêmeas em relação a machos) foi de 1:1,4. As onças melânicas (n=4) representaram 23% do total de indivíduos. As onças-pintadas melânicas foram identificadas por marcas únicas individuais (ferimentos, cicatrizes, etc) assim como, quando possível, pelo reconhecimento do seu padrão de rosetas com ajuda do flash da câmera (Figuras 8 a 10 e Figuras 18 e 19).

Para a análise de densidade, uma matriz de captura e recaptura com períodos de seis dias foi criada para todos os indivíduos (Tabela 1). Quando analisada pelo programa CAPTURE, este considerou que os dados cumpriam as premissas de uma população ($z=0.123$, $P=0.549$) e recomendou com o máximo critério (1.000) o modelo comportamental M(b) como o melhor estimador populacional. CAPTURE calculou uma probabilidade de captura (p) de 0.118 e uma probabilidade de recaptura (c) de 0,426. A abundância estimada ($N\text{-hat}$) foi 14 ($EP=3.6425$), com um Intervalo de Confiança de 13 até 33. Para o cálculo do buffer HMMDM foram considerados os animais capturados em mais de 2 pontos (8 onças) e o valor do buffer foi de 4,95 Km ($DP=1,93\text{Km}$). A área de amostragem calculada foi de 524 km^2 ($DP=157\text{km}^2$). Finalmente, a densidade foi estimada em 2,67 onças/100 km^2 ($EP=1.06$). Com o valor obtido nesta área amostrada, a população total de onças-pintadas no Parque pode ser estimada em aproximadamente 35 ± 14 indivíduos.

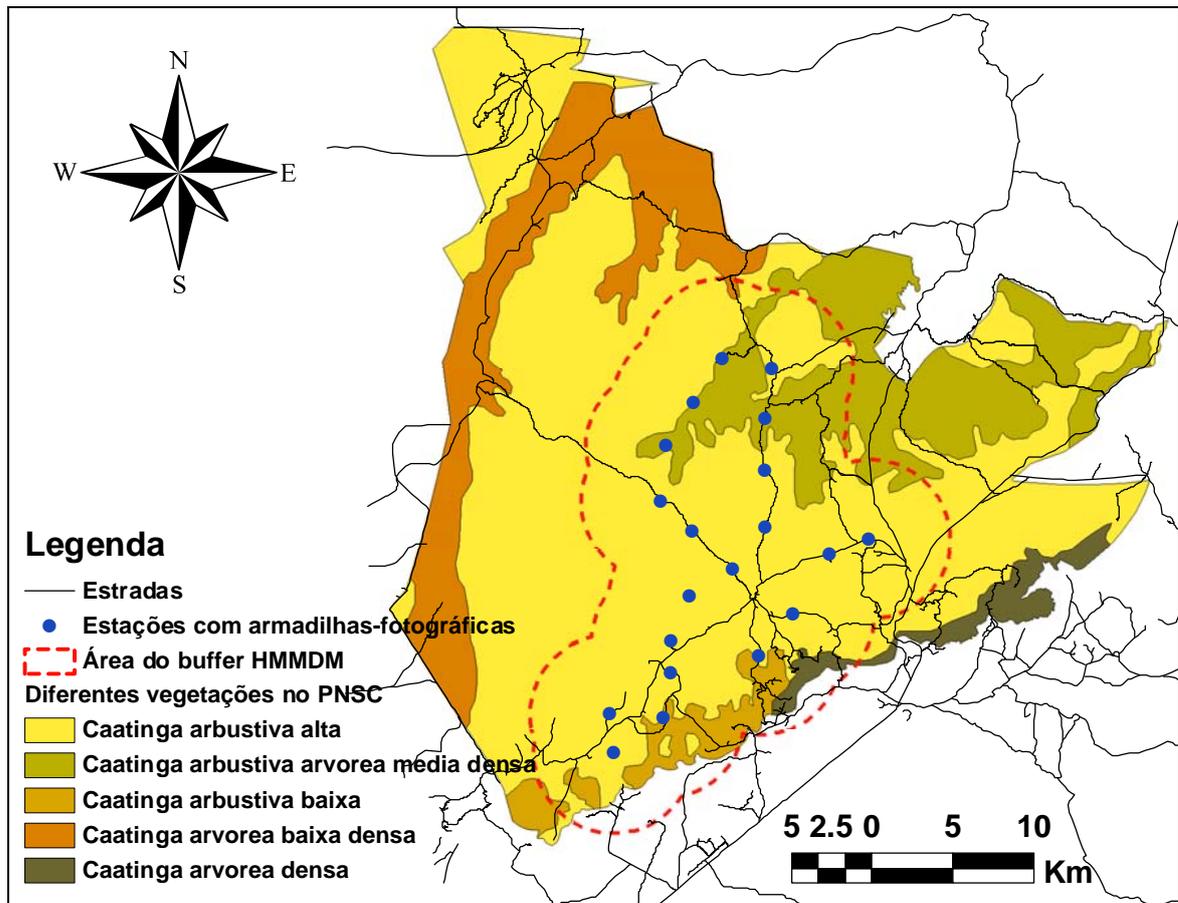


Figura 3. Estações de armadilhas-fotográficas no Parque Nacional Serra da Capivara-PI. Agosto a Outubro 2007. Mapa: FUMDHAM.

Tabela 1. Matriz de captura-recaptura das onças pintadas no Parque Nacional Serra da Capivara, Agosto a Outubro de 2007.

PERÍODO / INDIVÍDUO	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Onça 1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	1
Onça 2	1	0	0	1	1	0	1	1	0	1	1	1	0	1
Onça 3	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	1
Onça 5	1	0	0	1	1	0	1	0	1	0	1	0	1	1
Onça 6	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	0	0
Onça 7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Onça 8	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
Onça 9	0	1	0	0	1	1	0	1	0	0	0	1	0	1
Onça 10	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Onça 11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Onça 12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Onça 13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0

* O indivíduo 4, um filhote, não foi considerado nas análises.

5. DISCUSSÃO

Uma comparação dos estudos com armadilhas-fotográficas em outros países que compõem a distribuição geográfica da onça-pintada mostra valores comparativamente altos para ecossistemas semi-áridos. Na Bolívia, as estimativas de densidade de onças-pintadas, baseadas em armadilhas-fotográficas em duas áreas da floresta seca do Chaco (3,93 and 5,11 onças/100km²; Silver *et al.*, 2004) foram superiores aos da Amazônia (2,84 onças/100km²; Silver *et al.*, 2004) e aos dos Andes Tropicais (1,68 onças/100km²; Wallace *et al.*, 2003) para aquele país. No caso do presente estudo, a estimativa de densidade com a mesma metodologia de armadilhas-fotográficas foi superior ao registrado para a maioria dos outros biomas brasileiros (ainda não existem dados disponíveis para a Amazônia brasileira), sendo superada apenas pelo Pantanal (ver Tabela 2).

Como Soisalo & Cavalcanti (2006) remarcam no seu estudo, um fator crítico que influencia as estimativas de densidade é a largura do buffer. Comparando estimativas de densidade de onças-pintadas baseadas em telemetria - GPS com os resultados baseados em armadilhas-fotográficas, eles assinalaram que as densidades estimadas a partir desta última técnica poderiam estar superestimando o tamanho populacional. O buffer baseado em telemetria GPS resultou numa área efetivamente amostrada maior e, portanto numa estimativa de densidade menor do que o normalmente calculado pelo buffer HMMDM. O valor do raio do buffer calculado no presente estudo (4,95 km) resultou numa área efetivamente amostrada comparável com os maiores valores reportados pelos buffers com telemetria GPS e outro tipo de enfoques MMDM (diferentes do HMMDM) utilizados por Soisalo & Cavalcanti. A área vazia entre câmeras considerada para o presente estudo (10km²) foi menor do que aquela usada no Pantanal (40 km²), pois as distâncias entre câmeras foram menores. A maior

quantidade de câmeras disponível neste estudo, 40 armadilhas em comparação às 16 de Soisalo & Cavalcanti (2006), permitiu que as 20 estações resultantes ficassem trabalhando o tempo inteiro no mesmo local, sem necessidade de realoca-las periodicamente para poder amostrar a área inteira. Isto significa que durante todo o período de estudo a movimentação diária dos animais foi efetivamente registrada na área amostrada, e conseqüentemente a MMDM de todos os indivíduos foi calculada com maior precisão. É importante também lembrar que a distância entre câmeras vizinhas do presente estudo foi praticamente constante e assim o tamanho da área efetivamente amostrada dependeu mais do número de estações disponíveis. Qualquer outro critério para colocação dos equipamentos que priorize maximizar os encontros com os animais alvo (e eventualmente relaxando o rigor no critério da distância entre pontos) pode levar a colocar as câmeras a distâncias irregulares. Isto influencia a área do buffer, pois câmeras muito distantes das suas vizinhas podem “inflar” artificialmente o valor do buffer, afetando conseqüentemente os resultados de densidade. Considerando todas as limitações previamente descritas do buffer HMMDM, esta é ainda uma ferramenta útil, especialmente quando não existem dados disponíveis de outras fontes sobre a área de vida da espécie-alvo, como é o caso da Caatinga.

Tabela 2. Estimativas de densidade de onça-pintada com armadilha-fotográfica em outros biomas brasileiros.

Bioma	Densidade \pm EP (ind/100 km ²)	Área efetiva amostrada usando o buffer HMMDM (km ²)	Autor(es)
Amazônia	Sem dados	Sem dados	--
Cerrado	2.00*	500**	Silveira, 2004
Mata Atlântica	2.22 \pm 1.33	300	Cullen <i>et al.</i> , 2005
Pantanal	10.3 \pm 1.53	360	Soisalo & Cavalcanti, 2006
Caatinga	2.67 \pm 1.06	524	Este estudo

* Não foi calculado um EP para densidade.

** Utilizou outra metodologia não especificada.

O fato do CAPTURE ter selecionado o modelo comportamental M(b) como o melhor estimador populacional, não significa necessariamente que exista uma resposta comportamental dos animais com as câmeras. A alta taxa de recaptura, superior a 42% pode ser interpretada a primeira vista como se os animais sejam “trap happy”. Este é um termo indicando que existe uma resposta positiva para as armadilhas depois de uma experiência favorável na primeira captura (White *et al.*, 1982). Como aqui não existiram recompensas (cevas ou incentivos atraentes como iscas), é possível pensar que não existiu uma resposta do tipo “trap happy” com as câmeras. O estudo de densidade de onça-pintada de Soisalo & Cavalcanti (2006) também reportou um resultado baseado no modelo M(b). No trabalho deles, os resultados foram atribuídos ao fato de que os pontos de amostragem escolhidos poderiam estar sendo utilizados regularmente pelas onças-pintadas. Eles selecionaram estes pontos baseados em sinais de onças-pintadas e resultados de telemetria. No presente estudo, os pontos foram selecionados em estradas e algumas destas estradas e trilhas passavam perto de pontos de água. Considerando o tipo de vegetação e a falta de água na Caatinga, especialmente na época seca, estes locais (estradas) podem ter sido usados com maior intensidade pelas onças-pintadas do que outros pontos. Embora a alta taxa de recaptura ($c=42\%$) possa apoiar esta idéia, existe também uma relativamente baixa taxa de captura inicial ($p=0.118$), o que poderia afetar os resultados dos Intervalos de Confiança e indicar uma pouca utilidade da informação para estimar o tamanho populacional (Otis *et al.*, 1978). Por outra parte, alguns dos animais no estudo entraram na matriz de captura nos últimos períodos de amostragem, os quais poderiam ser uma parte da população natural que não é sujeita a captura, por exemplo, aqueles indivíduos que possuam uma baixa probabilidade “inata” ($<0,1$) de captura. Como Mb (ao igual que os modelos M_0 e M_t) não são robustos nos casos da heterogeneidade da captura, mudanças significantes nas probabilidades de capturas no tempo e/ou variações independentes no histórico de capturas podem levar a um N_b que esteja

subestimando a população de tamanho N (Otis *et al.*, 1978). O que significa que existe a probabilidade de que a população seja maior do que a estimada neste trabalho.

O melanismo tem sido reportado para um total de 11 das 37 espécies e 9 dos 18 gêneros da família Felidae (Wozencraft, 1993; Eizirik *et al.*, 2003) incluindo entre os grandes felinos (além da onça-pintada) o leopardo (*Panthera pardus*), leão (*P. leo*), o tigre (*P. tigris*) e a onça-parda (*Puma concolor*). A origem da expressão do melanismo nos felinos é variada, por exemplo, no gato doméstico (*Felis catus*) este é herdado como um caráter recessivo, no caso da onça-pintada é padrão dominante hereditário (Eizirik *et al.*, 2003). Os mesmos autores sugerem que o melanismo surgiu independentemente pelo menos quatro vezes na família Felidae e em muitos casos, elevou-se a altas frequências a níveis populacionais. Isto pode indicar a possibilidade de uma vantagem adaptativa dos mutantes melânicos sob certas circunstâncias ecológicas (Eizirik *et al.*, 2003). Certamente uma hipótese tentadora é que a forma melânica apresente a vantagem de ser mais difícil em ser detectada pelas presas na floresta, e este poderia ser eventualmente o caso.

O valor de densidade registrado para a área amostrada permite estimar a população total do Parque Nacional Serra da Capivara em 35 ± 14 indivíduos. O Parque Nacional Serra das Confusões, distante a uns 30 quilômetros do PARNA Serra da Capivara, possui uma área de pouco mais de meio milhão de hectares. Aplicando a esta Unidade o mesmo valor de densidade registrado no PARNA Serra da Capivara, poderia se inferir que a população de onças-pintadas em ambas as Unidades (sem contar o Corredor que conecta estas nem os seus entornos) esteja em volta de 180 indivíduos. Os critérios para definir se este valor define a esta população como viável ou não variam de acordo com as condições iniciais de cada Análise de Viabilidade Populacional (Karanth & Stith, 1999; Eizirik *et al.*, 2002; Reed *et al.*, 2003; Linkie *et al.*, 2006). Mesmo assim, um número próximo aos 200 indivíduos localizados

numa área praticamente continua (duas UC's próximas entre si) é algo pelo menos destacável para um bioma (Caatinga) para o qual não existiam estimativas prévias de densidade.

Embora os seus altos custos iniciais (a unidade Camtraker está atualmente em US\$ 400.00), as armadilhas-fotográficas têm provado de ser uma ferramenta custo-efetiva para realizar estimativas de densidade de onça-pintada na Caatinga em um prazo curto, com a oportunidade de realizar sucessivos estudos no futuro a um custo mais barato. Com o fim de pesquisar se existia ou não alguma relação entre a densidade de onças e o sistema de manejo do PNSC, realizou-se uma análise de correlação de Spearman entre a abundância relativa (ver capítulo 2) de onça-pintada e sua distância com a fonte de água mais próxima. Não se achou evidência estatística que suporte a hipótese ($N=27$; $\rho(Rho) = -0,2584$; $p=0,1932$. Ver capítulo 2). As altas densidades de onça-pintada encontradas neste estudo podem estar associadas ao fato de que também as presas estejam utilizando as estradas (para acessar aos pontos de água) com maior frequência. É importante ressaltar que este estudo foi realizado na época seca, quando as condições climáticas e a disponibilidade de água diferem grandemente da época chuvosa. Para poder obter estimativas mais precisas, deve-se realizar estudos de densidade nas estações seca e chuvosa ao longo de pelo menos alguns anos, o que eventualmente permitirá melhor entender a dinâmica populacional e padrões de uso do espaço e deslocamento das onças-pintadas na Caatinga.

6. REFERÊNCIAS

ANDRADE-LIMA, D., 1981. The caatingas dominium. *Revista Brasileira de Botânica* 4: 149-153.

ARAÚJO, F. S. 1998. Estudos fitogeográficos do carrasco no nordeste do Brasil, Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Programa de Pós-Graduação em Botânica, Universidade Estadual de Campinas. Campinas, SP, Brasil.

CAPOBIANCO, J. P. R., 2002. Artigo base sobre os biomas brasileiros. In: Camargo, A.; Capobianco, J.P.R; Oliveira, J.A.P. (Orgs.). Meio ambiente Brasil: avanços e obstáculos pós-Rio-92. Estação Liberdade/Instituto Socioambiental/Fundação Getúlio Vargas. São Paulo, SP, Brasil.

CULLEN J. R., L., D. SANA, K. C. ABREU & NAVA, A. F. D., 2005. Jaguars as landscape detectives for the upper Paraná river corridor, Brazil. *Natureza e Conservação* 3:124-146.

CUTLER, A., 1991. Nested Faunas and Extinction in Fragmented Habitats. *Conservation Biology* 5: 496-505.

CUTLER, T. L. & SWANN, D. E., 1999. Using remote photography in wildlife ecology: a review. *Wildlife Society Bulletin* 23: 571–581.

EIZIRIK, E., INDRIUZAK, C. B. & JOHNSON, W. E., 2002. Análisis de viabilidad de las poblaciones de jaguar: evaluación de parámetros y estudios de case en tres poblaciones remanentes del sur de Sudamérica. El Jaguar en el Nuevo Milenio: una evaluación de su estado, detección de prioridades y recomendaciones para la conservación de los jaguares en América. (ed. R.A. Medellin et al.), pp. 501–518. Universidad Nacional Autonoma de Mexico & Wildlife Conservation Society. Mexico DF, Mexico.

EIZIRIK, E., YUHKI, N., JOHNSON, W., MENOTTI-RAYMOND, M., HANNAH, S. & O'BRIEN, S., 2003. Molecular Genetics and Evolution of Melanism in the Cat Family. *Current Biology* **13**: 448-453.

EMPERAIRE, L., 1984a, La région de la Serra da Capivara (sud-est du Piauí) et sa végétation. *Etudes Américanistes Interdisciplinaires. Recueil I. n° 3*: 81-111.

EMPERAIRE, L., 1984b, A região da Serra da Capivara (Sudeste do Piauí) e sua vegetação. *Brasil Florestal* **14**: 5-21.

GONZÁLES-ESTEBAN, J., VILLATE, I. & IRIZAR, I., 2004. Assessing camera traps for surveying the European mink, *Mustela lutreola* (Linnaeus, 1761), distribution. *European Journal of Wildlife Research* **50**: 33-36.

KARANTH, K. U. & NICHOLS, J. D., 1998. Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology* **79**: 2852-2862.

KARANTH, K. U. & STITH, B. M., 1999. Prey depletion as a critical determinant of tiger population viability. In *Riding the tiger: Tiger conservation in human-dominated landscapes*: 100–113. Cambridge, Cambridge University Press, UK.

KARANTH, K. U. & NICHOLS, J. D., 2000. Camera trapping big cats: some questions that should be asked frequently. (<http://wcs.org/jag-conservation>).

KARANTH, K. U. & NICHOLS, J. D., 2002. *Monitoring tigers and their prey: A manual for researchers, managers and conservationists in Tropical Asia*. Centre for Wildlife Studies, Bangalore, India.

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

LINKIE, M., CHAPRON, G., MARTYR, D. J., HOLDEN, J., & LEADER-WILLIAMS, N., 2006. Assessing the viability of tiger subpopulations in a fragmented landscape. *Journal of Applied Ecology* **43**: 576–586

MAEHR, D. S., LACY, R. C., LAND, E. D., BASS, O. L. & HOCTOR, T. S., 2001. Population viability of the Florida panther: a multi-perspective approach. In: Beissinger, S., McCullough, D., (eds.) Population Viability Analysis. University of Chicago Press, Chicago, USA.

MAFFEI, L., CUÉLLAR, E. & NOSS, A., 2004. One thousand jaguars (*Panthera onca*) in Bolivia's Chaco? Camera trapping in the Kaa-Iya National Park. *Journal of Zoology, London* **262**: 295–304.

MEDELLIN, R. A., CHETKIEWICZ, C., RABINOWITZ, A., REDFORD, K. H., ROBINSON, J. G., SANDERSON, E. W. & TABER, A. (eds.), 2001. El Jaguar en el nuevo milenio: una evaluación de su estado, detección de prioridades y recomendaciones para la conservación de los jaguares en América. Universidad Nacional Autónoma de Mexico & Wildlife Conservation Society. Mexico, D.F, Mexico.

MILLER, B., DUGELBY, B., FOREMAN, D., MARTINEZ DEL RÍO, C., NOSS, R., PHILLIPS, M., READING, R., SOULÉ, M. E., TERBORGH, J. & WILLCOX, L., 2001. The Importance of Large Carnivores to Healthy Ecosystems. *Endangered Species UPDATE* **18**: 202-210.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA), 2004. Biodiversidade da caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação/organizadores: José Maria Cardoso da Silva, Marcelo Tabarelli, Mônica Tavares de Fonseca, Livia Vanucci Lins – Brasília, DF. Universidade Federal de Pernambuco. 382p.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA), 2005. Análise das variações da biodiversidade do bioma Caatinga: suporte a estratégias regionais de conservação / Francisca Soares de Araújo, Maria Jesus Nogueira Rodal, Maria Regina de Vasconcelos Barbosa (Organizadores). Brasília: 446 p.

MORENO, C., SÁNCHEZ-ROJAS, G., PINEDA, E. & ESCOBAR, F. 2007. Shortcuts for biodiversity evaluation: a review of terminology and recommendations for the use of target groups, bioindicators and surrogates. *Int. J. Environment and Health* 1: 71-86.

MOWAT, G., SHURGOT, C. & POOLE, K. G., 1999. Using track plates, remote cameras and hair removal to detect marten and short-tailed weasels in costal Cedar Hemlock forests. *Northwestern Naturalist* 81: 113-121.

MURPHY, D. D. & WILCOX, B. A., 1986. Butterfly diversity in natural habitat fragments: a test of the validity of vertebrate-based management. In: Verner J, Morrison JL and Ralph CJ (eds.), *Wildlife 2000: Modeling Habitat Relationships of Terrestrial Vertebrates*, pp 287–292. The University of Wisconsin Press. Madison, Wisconsin, USA.

NIEMI, G. & MCDONALD, M.E., 2004. Application of Ecological Indicators. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 35: 89–111.

NIMER, E. 1989. *Climatologia do Brasil*. 2a. ed. Rio de Janeiro: IBGE- SUPREN (Fundação IBGE- SUPREN). Recursos Naturais e Meio Ambiente. Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

NOSS, R. F., 1990. Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach. *Conservation Biology* 4: 355–364

OLMOS, F., 1992. Serra da Capivara National Park and the conservation of northeastern Brazil's caatinga. *Oryx* 26:142-146.

OTIS, D. L., BURNHAM, K. P., WHITE, G. C. & ANDERSON, D. R., 1978. Statistical inference from capture data on closed populations. *Wildlife Monographs* 62: 1–135.

PRADO, D. E., 2003. As caatingas da América do sul. In: Leal, I. R., Tabarelli, M. & Silva, J. M. C., editors, *Ecologia e Conservação da Caatinga*. Editora Universitária da UFPE, Recife, Brasil.

REED, D. H., O'GRADY, J. J., BROOK, B. W., BALLOU, J. D. & FRANKHAM, R., 2003. Estimates of minimum viable population sizes for vertebrates and factors influencing those estimates. *Biological Conservation* **113**: 23–34.

REXSTAD, E. & BURNHAM, K. P., 1991. User's guide for interactive program CAPTURE. Colorado Cooperative Fish & Wildlife Research Unit, Colorado State University. Fort Collins, CO, USA.

RODAL, M. J. N. & SAMPAIOS, E. V. S. B., 2002. A vegetação do bioma caatinga. In: Sampaio, E.V.S.B., Giuliatti, A.M., Virginio, J., Gamarra-Roja, C.F.L. (Eds.), Vegetação & Flora da Caatinga. Associação Plantas do Nordeste/Centro Nordestino de Informação sobre Plantas, Recife, Brasil.

SANDERSON, E. W., REDFORD, K. H., CHETKIEWICZ, C. B., MEDELLIN, R., RABINOWITZ, A., ROBINSON, J. & TABER, A. 2002. Planning to Save a Species: the Jaguar as a Model. *Conservation Biology* **16**: 58–72.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DA PRESIDÊNCIA DA REPÚBLICA (SMAPR), 1994. Plano de Manejo Parque Nacional Serra da Capivara. Brasília - Brasil

SILVEIRA, L., 2004. Ecologia comparada e Conservação da Onça-pintada (*Panthera onca*) e Onça-parda (*Puma concolor*), no Cerrado e Pantanal. Tese de Doutorado em Biologia Animal. Universidade de Brasília, Brasil. 240 p.

SILVEIRA, L., JÁCOMO, A. T. A. & DINIZ-FILHO, J. A. F., 2003. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation* **114**: 351-355.

SILVEIRA, L., JÁCOMO, A. T. A. & BINI, L. M., 2006. Carnivore distribution and abundance patterns along the Cerrado-Pantanal Corridor, Southwestern Brazil. In: Morato, R. G., Rodrigues, F. H. G., Eizirik, E., Mangini, P. R., Azevedo, F. C. C., & Marinho-Filho, J.

(Org.). Manejo e conservação de carnívoros Neotropicais. 1 ed. Brasília-DF: IBAMA - MMA. Brasília, DF, Brasil.

SILVER, S., 2004. Assessing jaguar abundance using remotely triggered cameras. Wildlife Conservation Society. New York, USA. 25 p.

SILVER, S., OSTRO, L., MARSH, L., MAFFEI, L., NOSS, A., KELLY, M., WALLACE, R., GÓMEZ, R. & AYALA, G., 2004. The use of camera traps for estimating jaguar *Panthera onca* abundance and density using capture/recapture analysis. *Oryx* **38**: 148-154.

SOISALO, M. & CAVALCANTI, S., 2006. Estimating the density of a jaguar population in the Brazilian Pantanal using camera-traps and capture–recapture sampling in combination with GPS radio-telemetry. *Biological Conservation* **25**: 487 - 496.

SOULÉ, M. E & TERBORGH, J., (eds.), 1999. Continental Conservation: Scientific Foundations of Regional Reserve. Island Press, Washington, DC, USA. 238 p.

SPALTON, J., AL HIKMANI, H. M., WILLIS, D. & SAID, A. S. B., 2006. Critically Endangered Arabian leopards *Panthera pardus nimr* persist in the Jabal Samhan Nature Reserve, Oman. *Oryx* **40**: 287-294.

SWANK, W. G. & TEER, J. G. 1989. Status of the Jaguar-1987. *Oryx* **23**: 14-21.

TERBORGH, J., 1988. The big things that run the world - a sequel to E. O. Wilson. *Conservation Biology* **2**: 402-403.

TROLLE, M., 2003. Mammal survey in the Rio Jauperí region, Rio Negro Basin, the Amazon, Brasil. *Mammalia* **67**: 75-83.

WALLACE, R. B., GOMEZ, H., AYALA, G. & ESPINOZA, F., 2003. Camera trapping for jaguar (*Panthera onca*) in the Tuichi Valley, Bolivia. *Mastozoologia Neotropical/Journal of Neotropical Mammals* **10**: 133-139.

WHITE, G. C., ANDERSON, D. R., BURNHAM, K. P. & OTIS, D.L., 1982. Capture–recapture and removal methods for sampling closed populations. Los Alamos National Laboratory. Los Alamos, New Mexico, USA.

WILLIAMS, P. H. & GASTON, K. J., 1994. Measuring more of biodiversity: Can higher-taxon richness predict wholesale species richness? *Biological Conservation* **67**: 211-217.

WILSON, K. R. & ANDERSON, D. R., 1985. Evaluation of two density estimators of small mammal population size. *Journal of Mammalogy* **66**: 13–21.

WOLFF, F., 2001. Vertebrate ecology in caatinga: A. Distribution of wildlife in relation to water. B. Diet of pumas (*P. concolor*) and relative abundance of felids. 65 p. M.Sc. Thesis. University of Missouri-St. Louis, USA.

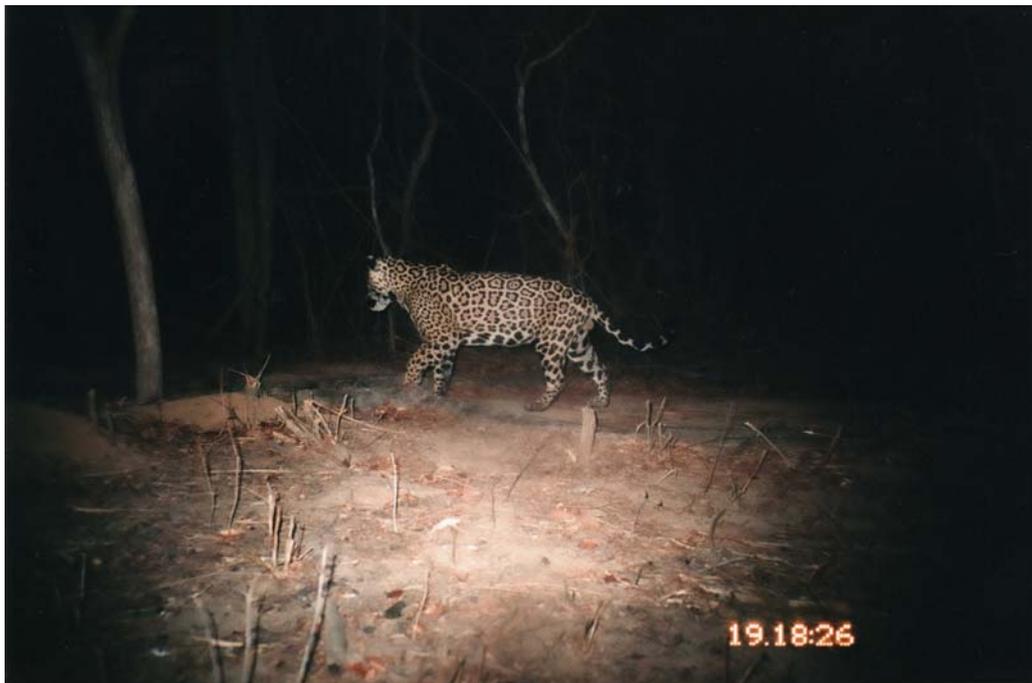
WOZENCRAFT, W. C., 1993. Order Carnivora. Pp. 279-348. In: Mammalian species of the world: a taxonomic and geographic reference. Wilson, D. E. & Reeder, D. M. (eds.), Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., 1206 pp.

YORK, E. C., MORUZZI, T. L., FULLER, T. K., ORGAN, J. F., SAUVAJOT, R. M. & DEGRAAF, R. M., 2001. Description and evolution of a remote camera and triggering system to monitor carnivores. *Wildlife Society Bulletin*, **29**:1228-1237.

7. ANEXOS



Figuras 4 e 5. Indivíduo 1 (macho adulto) fotografado pelos ambos os lados.
Foto: Fundo para a Conservação da Onça-Pintada (FCOP)



Figuras 6 e 7. Indivíduo 2 (macho adulto) fotografado pelos ambos os lados. Foto: FCOP



Figuras 8 e 9. Indivíduo 3 (fêmea adulta) fotografado por câmeras diferentes. Note-se o padrão de rosetas vista com ajuda do flash, na seção remarcada. Foto: FCOP



Figuras 10 e 11. Indivíduo 3 (fêmea adulta) fotografado por câmeras diferentes. As câmeras registram o lado oposto das Fig. 8 e 9. Note-se a cicatriz. Foto: FCOP



Figuras 12 e 13. Indivíduo 5 (macho adulto) fotografado pelos ambos os lados. Foto: FCOP



Figuras 14 e 15. Indivíduo 6 (macho adulto) fotografado pelos ambos os lados. Foto: FCOP



Figuras 16 e 17. Indivíduo 7 (fêmea sub-adulta) fotografado pelos ambos os lados.
Foto: FCOP



Figuras 18 e 19. Indivíduo 8 (macho adulto) fotografado por câmeras diferentes. Notem-se as numerosas cicatrizes no corpo, que permitem uma fácil identificação. Foto: FCOP



Figuras 20 e 21. Indivíduo 9 (macho adulto) fotografado pelos ambos os lados. Foto: FCOP



Figuras 22 e 23. Indivíduo 10 (fêmea adulta) e Indivíduo 11 (juvenil) Foto: FCOP



Figuras 24 e 25. Indivíduo 12 (sub-adulto) fotografado pelos ambos os lados. Foto: FCOP



Figuras 26 e 27. Indivíduo 13 (fêmea sub-adulta) e Indivíduo 4 (filhote). Foto: FCOP

CAPÍTULO 2. A ONÇA-PINTADA E SUA RELAÇÃO COM A ONÇA-PARDA E A COMUNIDADE DE MAMÍFEROS NOS PARQUES NACIONAIS SERRA DA CAPIVARA E SERRA DAS CONFUSÕES-PI

RESUMO

Como o fim de avaliar a efetividade das armadilhas-fotográficas, se realizou cálculos para avaliar relações entre o esforço amostral e as espécies registradas nos Parques Nacionais Serra da Capivara e Serra das Confusões. No primeiro Parque achou-se uma correlação, provavelmente devido a um maior esforço. Utilizou-se a informação das câmeras para calcular dois índices de abundância relativa que foram utilizados para fazer comparações com outras pesquisas, inferir mudanças nas populações de *Panthera onca*, *Puma concolor* e suas presas, e inclusive para realizar uma estimativa de densidade para espécies presa. Encontrou-se nos últimos anos uma diminuição na abundância relativa das presas de *Puma concolor* e deste mesmo, assim como um aumento da abundância relativa tanto de *Panthera onca* quanto de *Mazama gouazoubira*, a maior espécie presa. O índice de abundância relativa não foi uma ferramenta eficaz para estimar a densidade de presas. Realizaram-se cálculos com o fim de avaliar uma correlação entre a fauna e as fontes de água artificiais no Parque Nacional Serra da Capivara, sendo que somente se encontrou uma para *Mazama gouazoubira*. Os padrões de atividade das espécies mais representativas em termo de quantidade de registros fotográficos foram avaliados, encontrando-se uma atividade quase nula nos horários diurnos por parte de *Panthera onca*, *Puma concolor* e *Cerdocyon thous*, sendo que o único cervídeo, *Mazama gouazoubira*, apresentou registros em todos os horários, com um pico de atividade diurno.

SUMMARY

In order to assess the effectivity of the camera traps, calculations were made to evaluate correlations between the sampling effort and the registered species in the Serra da Capivara and Serra das Confusões National Parks, resulting in a correlation in the first Park, probably due a bigger effort. The information of the cameras was used to calculate two relative abundance indexes. Those indexes were used to make comparisons with other research, infer changes in the populations of *Panthera onca*, *Puma concolor* and their prey base. In the last years a decrease in the relative abundance of prey species for *Puma concolor* and *Puma* itself has been found, and also an increase in *Panthera onca* and *Mazama gouazoubira*, the biggest prey species. The relative abundance index was not an effective tool to estimate density of prey species. Due the artificial water management in the Serra da Capivara National Park, a series of calculation were made to evaluate the existence of a correlation between the fauna and the waterholes, and only a correlation for *Mazama gouazoubira* has been found. Also, the activity patterns of the most representative species – in term of photographic registers – were evaluated. Almost none diurnal activity was registered for *Panthera onca*, *Puma concolor* and *Cerdocyon thous*. *Mazama gouazoubira* presented registers at all times, having a diurnal peak of activity.

1. INTRODUÇÃO

No capítulo anterior foi mencionada a problemática falta de dados a respeito de mamíferos terrestres na Caatinga. Riqueza, distribuição e abundância destes são interrogações ainda por serem resolvidas em muitas regiões deste Bioma, o único propriamente brasileiro. O uso das armadilhas-fotográficas como uma metodologia para estimar densidade populacional de mamíferos foi avaliada e resultou efetiva no caso da onça-pintada. Desde o seu desenvolvimento na década dos 80, as armadilhas fotográficas tem sido uma importante ferramenta para monitorar espécies raras em uma ampla variedade de ambientes (Griffiths & van Schaik, 1993; Karanth & Nichols, 1998; Cutler & Swann, 1999). A praticidade desta metodologia para realizar censos rápidos de fauna vem fazendo com que seja cada vez mais aplicada em ambientes neotropicais (Maffei *et al.*, 2002; Silveira *et al.*, 2003; Silveira, 2004; Trolle *et al.*, 2005; Trolle & Kerý, 2005; Srbek-Araújo & Chiarello, 2007). A maioria das espécies-presa que formam a dieta da onça-pintada não possui marcas únicas que permitam análises mais refinadas de densidade, com o uso de modelos de marcação-recaptura e dados unicamente de presença ou ausência destas espécies não são suficientes para conhecer o status das suas populações. A onça-pintada se distribuía originalmente em 21 países nas Américas, sendo que em dois deles já foi extinta (IUCN, 2008), atualmente a espécie se encontra em 5 dos 6 biomas brasileiros existentes, a exceção da Pampa. Como os outros grandes felinos, a sua distribuição e viabilidade está ligada com a distribuição e abundância de grandes presas (Carbone *et al.*, 1999; Karanth & Stith, 1999). Assim, é necessário obter meios para avaliar de maneira rápida e acurada tanto a abundância de onças quanto de suas presas.

A onça-pintada (*Panthera onca*) é o maior predador terrestre das Américas. Está distribuída ao longo de uma variedade de ecossistemas no continente, originalmente

estendendo-se desde Arizona, Novo México e Califórnia nos Estados Unidos até o Rio Negro na Argentina (Seymour, 1989). A onça-parda (*Puma concolor*) é simpátrica com a onça-pintada ao longo de toda a sua distribuição, compartilhando também a mesma base de presas. Park (1962) sugere que quando dois carnívoros simpátricos são muito próximos em tamanho do corpo poderia ocorrer uma competição explotativa, sendo que uma das respostas para facilitar a coexistência seria a divisão de o nicho alimentar (Johnson *et al.*, 1996). Estudos de dieta com onça-pintada e onça-parda sugerem que ambos felinos possuem uma grande adaptabilidade alimentar e um consumo oportunista das presas (Rabinowitz & Nottingham, 1986; Emmons, 1987; Iriarte *et al.*, 1990). Iriarte *et al.* (1990) propuseram duas explicações não exclusivas para a mudança nos hábitos alimentares da onça-parda em simpatria com a onça-pintada: que um habitat mais fechado dificulte a disponibilidade de presas maiores e favoreça a seleção de onças-pardas menores mais adaptadas a consumir presas menores, e que a seleção das presas da onça-parda esteja influenciada pela competição com a onça-pintada, predador maior. Taber *et al.* (1997), trabalhando no bioma semi-árido do Chaco Paraguai encontraram que nesse bioma ambas as espécies ocorrem em densidades muito baixas. Eles sugerem que isso seja para evitar a competição (ou como resultado da caça humana) ou que a estrutura do habitat esteja influenciando a seleção de presas, sendo que se a vegetação fechada do Chaco determinaria o consumo de presas menores por ambos. No presente trabalho, realizou-se a comparação entre as presas disponíveis para a onça-pintada, a onça-parda e abundância relativa de estas, de acordo com os registros fotográficos. Procedeu-se ainda uma análise comparativa com trabalhos prévios que pesquisaram tanto a dieta, baseado em análise de fezes, quanto à abundância relativa das espécies presa baseado em armadilhas-fotográficas.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Principal

Avaliar por meio das armadilhas-fotográficas a riqueza, distribuição e abundância relativa das presas potenciais para a onça-pintada e onça-parda nos Parques Nacionais Serra da Capivara e Serra das Confusões, PI.

2.2 Objetivos específicos

- Avaliar a efetividade da armadilha-fotográfica para detectar a riqueza de mamíferos de meio e grande porte em ambos os Parques.
- Utilizar os dados das armadilhas-fotográficas para calcular índices de abundância relativa em ambos os Parques, e comparar os resultados com estudos passados no PARNA Serra da Capivara com o fim de avaliar possíveis mudanças nas populações de onças-pintadas, onças-pardas e as suas presas em ambos os Parques.
- Avaliar se existe uma associação da mastofauna com as fontes de água artificiais no Parque Nacional Serra da Capivara
- Avaliar os padrões de atividade anual das espécies mais representativas em ambos os Parques.
- Avaliar diferentes cálculos de abundância das espécies presas em base ao número de fotografias, e sua utilidade em termos de biomassa para as onças.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Área de Estudos

Parque Nacional Serra da Capivara

O Parque Nacional da Serra da Capivara está localizado no sul do estado do Piauí (Figura 1), entre os municípios de São Raimundo Nonato, São João do Piauí e Canto do Buriti, entre as coordenadas 08° 26' 50'' e 08° 54' 23'' de latitude sul e 42°19' 47'' e 42° 45' 51'' longitude oeste (SMAPR, 1994). O Parque possui 129.140 hectares. Tem uma temperatura média anual de 28 °C, sendo o mês mais frio em junho (temperatura mínima 12 °C) e os mais quentes outubro e novembro, no início da época das chuvas, com temperaturas máximas de até 45 °C. A estação chuvosa se estende de outubro até metade de abril, mas pode começar mais tarde ou finalizar antes (Emperaire, 1984). Com chuvas de curta duração, a precipitação média anual é de 644 mm, com uma máxima, em 70 anos, de 1,269mm e mínima de 250 mm (SMAPR, 1994). Emperaire (1984) descreveu oito vegetações diferentes para o Parque, sendo que este está coberto em sua maior parte por uma vegetação arbustivo-arbórea de 6-10m no plateau central, e outras vegetações que variam de florestas místicas nos canyons até formações arbustivas nas áreas rochosas, com muitos por cactos e bromélias (Olmos, 1992). A topografia do Parque consiste em sua maior parte num platô rodeado de barrancos de 50 até 200 m de altitude, sendo este cortado por uma série de vales e canyons, localizados em sua maior parte perto dos limites da unidade. O platô central encontra-se entre 520 e 600 m de altitude, estando no topo de um gradiente de elevação no Parque que varia entre 280 e 600 m de altitude (Wolff, 2001). O Parque não possui um curso de água permanente e está

sob um manejo artificial de água que consiste em um sistema de pontos de distribuição do líquido ao longo da sua área. Estes pontos concentram-se na região sul, norte e, em menor medida na região leste do Parque (Ver Figura 2).

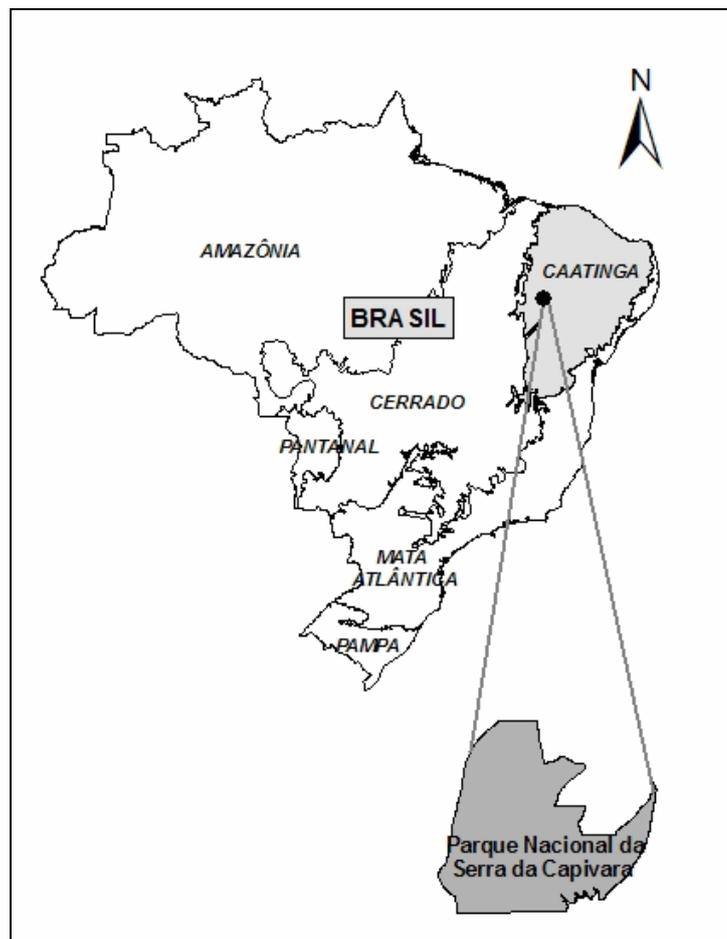


Figura 1. Localização do Parque Nacional Serra da Capivara no Brasil

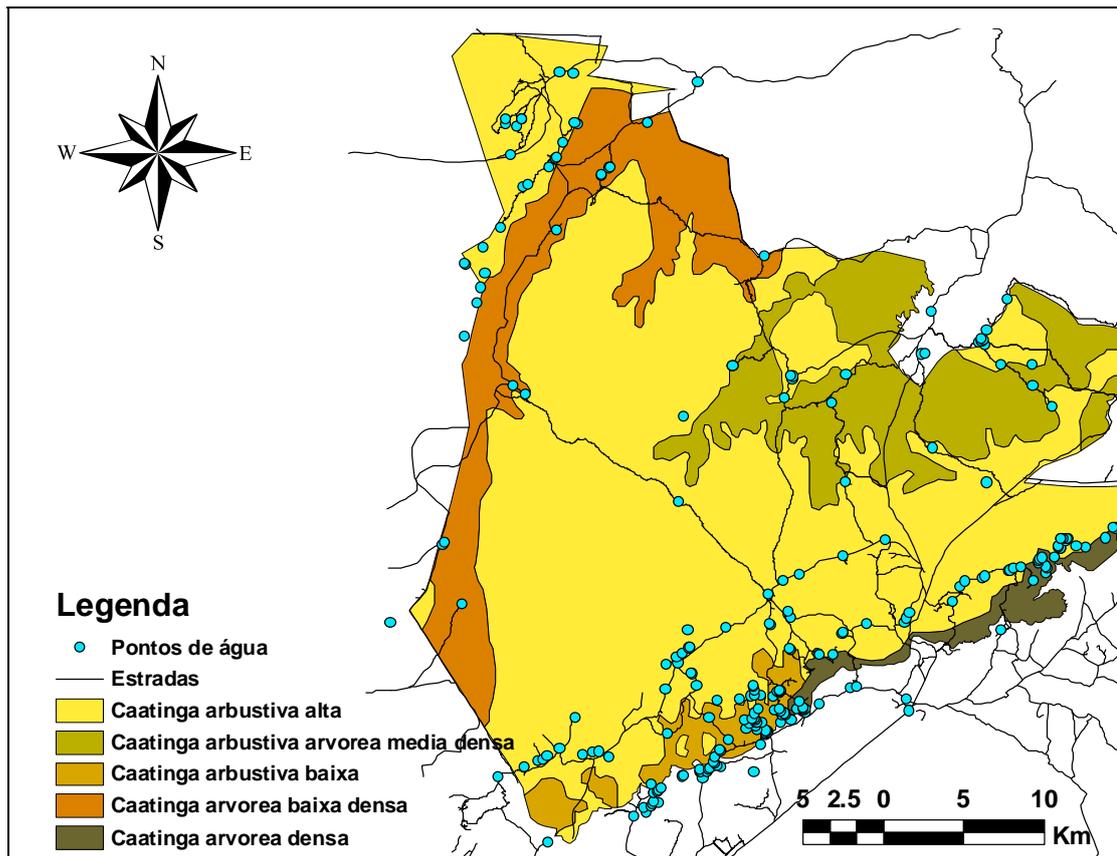


Figura 2. Parque Nacional Serra da Capivara-PI, com as diferentes vegetações e os pontos artificiais de água. Mapa: FUMDHAM.

Parque Nacional Serra das Confusões

Com uma área de 526.106 ha., o Parque Nacional da Serra das Confusões (PNSC), foi declarado como uma área prioritária para a conservação da biodiversidade (MMA, 2002). Criado em 2 de outubro de 1998, a Unidade de Conservação encontra-se no estado de Piauí, nos municípios de Caracol, Guaribas, Santa Luz e Cristino Castro (Figura 3). O Parque encontra-se inserido nas depressões interplanálticas semi-áridas do Nordeste brasileiro, ou seja, no domínio morfoclimático da Caatinga (Ab'Sáber, 1981) e, como tal, caracteriza-se por apresentar um clima quente e seco determinado por um regime de chuvas marcadamente sazonal. Em geral, a estação chuvosa se inicia em meados de novembro perdurando até o mês de abril, quando começa a estação seca (Zaher, 2002).

O PNSC situa-se sobre um planalto que foi erodido em todo seu entorno dando lugar aos canyons e ladeiras, restando às áreas planas (chapada) em seu interior. Além da paisagem, as pinturas rupestres inscritas nos paredões de rochas expostas são ressaltantes. Ainda não foi estimado o número de pinturas rupestres existentes no PNSC, mas com base no trabalho realizado no Parque Nacional da Serra da Capivara, que se situa na mesma região e apresenta características físicas, climáticas e de vegetação semelhantes, a quantidade de sítios arqueológicos deve ser muito grande. As gravuras assemelham-se às encontradas na Serra da Capivara, sendo provavelmente do mesmo período (Zaher, 2002). O registro das populações pré-históricas na região vai desde 50.000 até 1.600 anos atrás (Araújo *et al.*, 1998). Separado aproximadamente por 40 km do Parque Nacional Serra das Confusões, ambas as UCs encontram-se unidas por um Corredor Ecológico, onde a atividade humana é baixa.

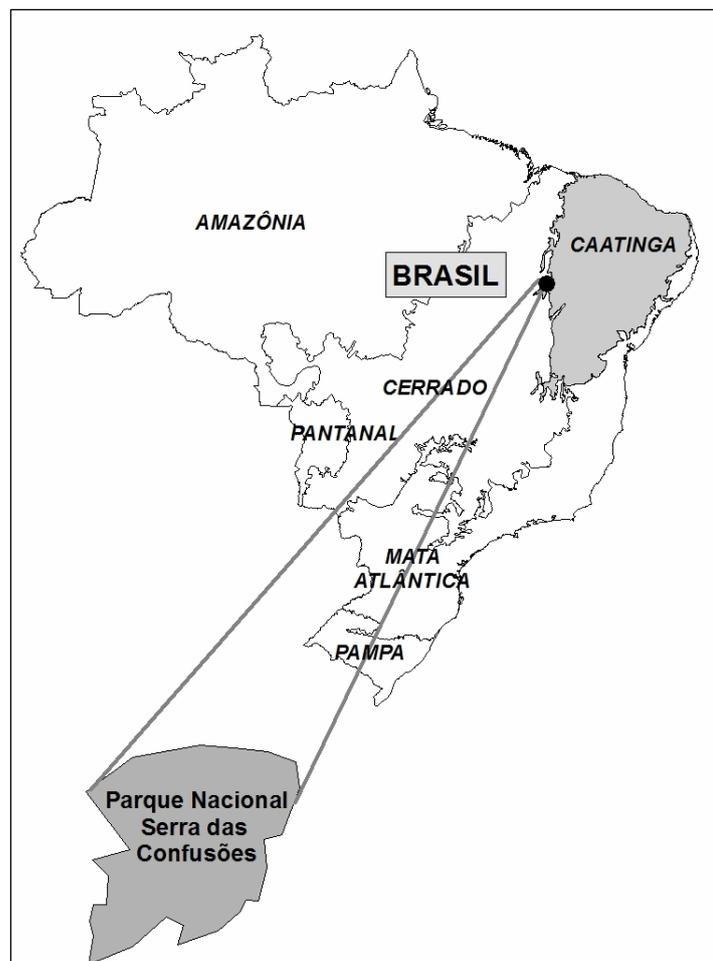


Figura 3. Localização do Parque Nacional Serra das Confusões – PI no Brasil e na Caatinga.

3.2 Armadilhas-fotográficas

O levantamento de dados para análises de estimativa de abundância relativa foi realizado de fevereiro a outubro de 2007. Durante o período de fevereiro a julho de 2007, foram instaladas armadilhas fotográficas em 23 pontos no Parque Nacional Serra da Capivara e em 14 pontos no Parque Nacional Serra das Confusões. A existência de uma maior rede de estradas internas, somado a uma fiscalização mais eficiente permitiu que fossem colocadas mais máquinas no Parque Nacional Serra da Capivara e que a amostragem fosse contínua durante todos os meses. Durante aquele primeiro período, no PARNA Serra das Confusões ocorreu o furto de uma das câmeras, enquanto uma outra foi danificada. Isto, somado à suspensão da fiscalização devido à greve do Ibama nesse ano, motivou a interrupção da amostragem no PARNA Serra das Confusões por um mês e meio. Quando retomada, no final do mês de julho, o número de pontos amostrados foi reduzido a seis. A partir de julho a quantidade de pontos no PARNA Serra da Capivara foi reduzida de 23 para 20, para a realização do estudo de densidade. Ambos os estudos (densidade e abundância relativa) continuaram simultaneamente até o final da amostragem, em outubro. Ao todo foi realizado um esforço conjunto de 4.650 câmeras-dia ou 111.600 câmeras-hora, correspondendo a 3.680 câmeras-dia no PARNA Serra da Capivara e 970 no PARNA Serra das Confusões. Para a instalação e checagem dos equipamentos, em ambos os Parques, foram percorridos de veículo (moto e carro) ao todo aproximadamente 2.043 km, esforço que também foi aproveitado para a realização de censos de fauna, correspondendo a 149 horas.

Foram realizadas análises de correlação entre o esforço amostral (câmeras-noite) e a riqueza de mamíferos obtida através das armadilhas fotográficas, através do programa computacional PAST 1.72 (Palaeontological Statistics software package for education and data analysis-Palaeontologia Electronica 4(1): 9pp <http://folk.uio.no/ohammer/past>), de distribuição livre.

3.3 Cálculo da abundância relativa de presas naturais para a onça-pintada e a onça-parda.

O monitoramento da abundância relativa de presas naturais para as onças foi realizado através dos registros obtidos pelas mesmas armadilhas fotográficas utilizadas no estudo de densidade, cujas localizações foram as mesmas (com quatro pontos adicionais), sendo que neste caso só foi colocada uma máquina por ponto de amostragem. Por não estar realizando uma avaliação com as premissas de uma população fechada não foi necessário restringir a amostragem a um período curto de poucos meses (ver capítulo anterior). Ao todo, foram colocadas 23 máquinas no PARNA Serra da Capivara e 14 no PARNA Serra das Confusões (Figuras 4 e 5), segundo a metodologia estabelecida no capítulo 1, sendo que o espaçamento médio entre as câmeras no PARNA Serra das Confusões foi de 2,5 Km.

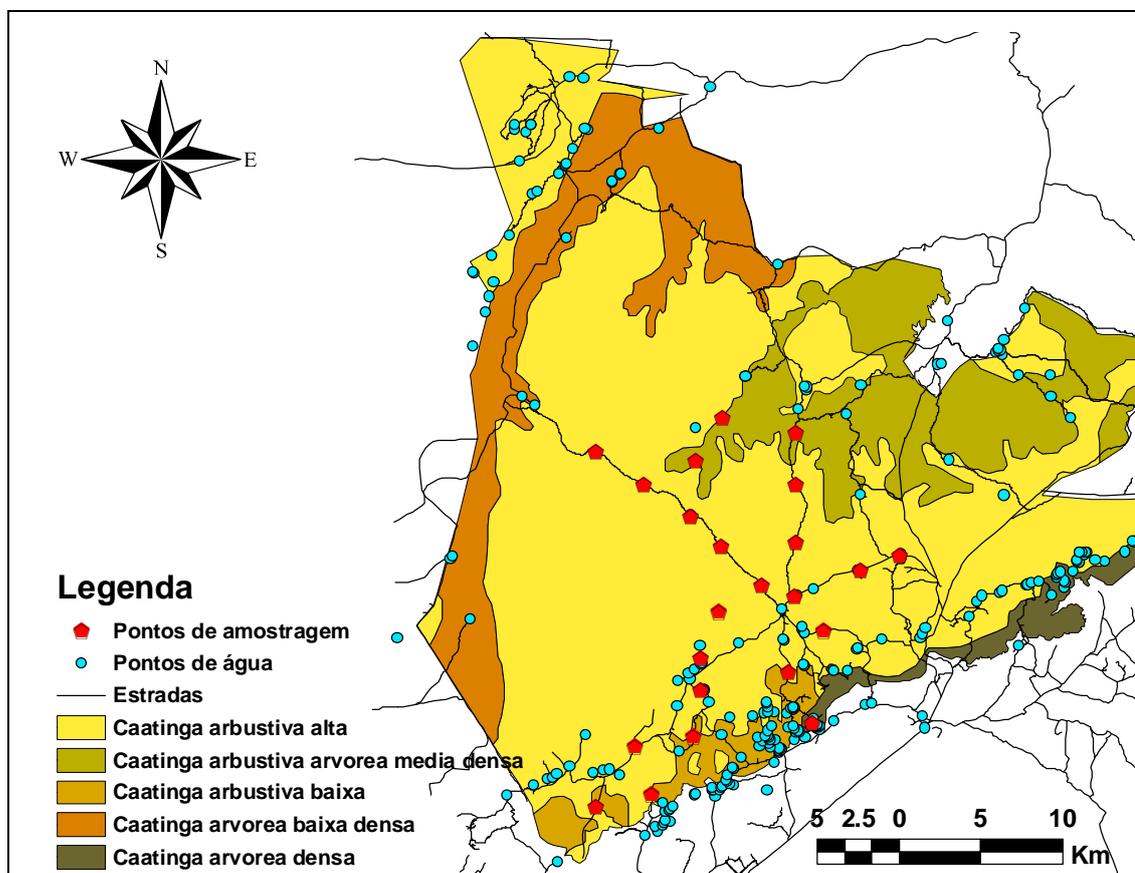


Figura 4. Pontos de amostragem no Parque Nacional Serra da Capivara – PI (n=23).

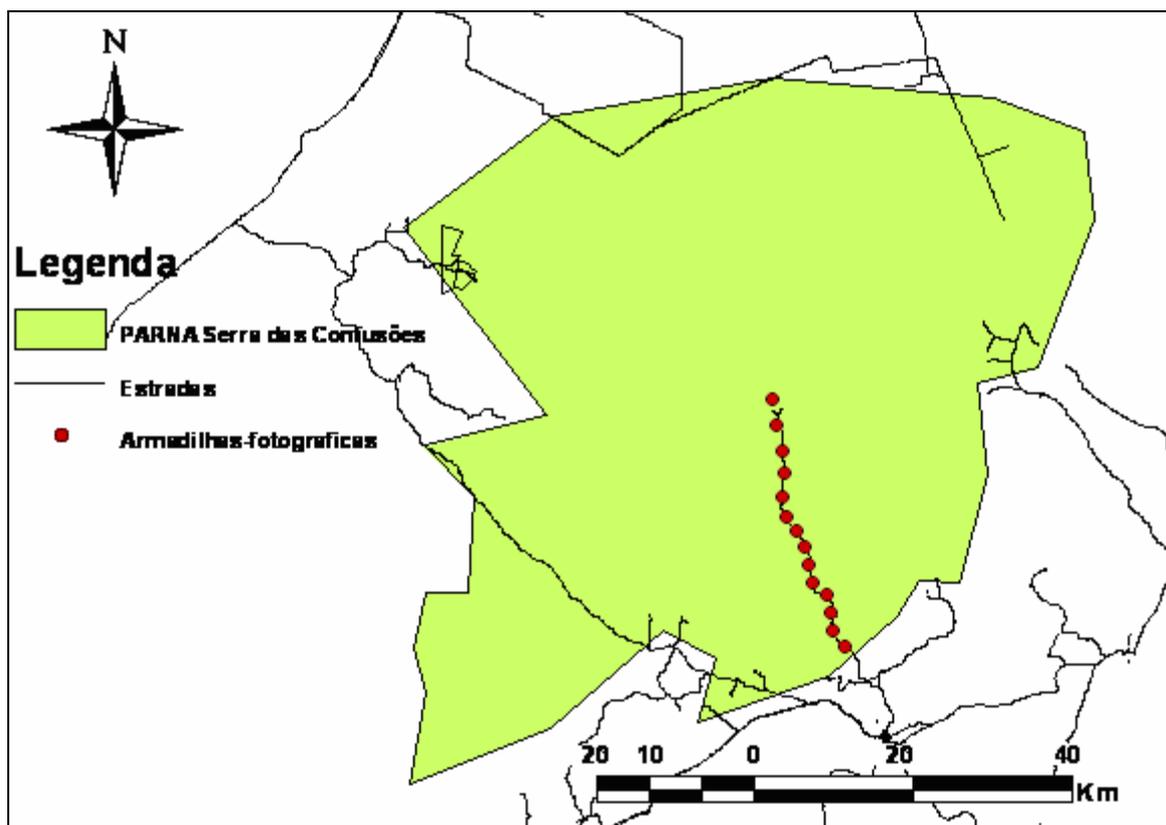


Figura 5. Parque Nacional Serra das Confusões – PI, junto com os pontos de amostragem (n=14).

Com o fim de evitar uma superestimativa dos dados, foram consideradas como independentes as fotos de uma espécie registradas várias vezes pela mesma câmera, desde que separadas no mesmo dia por mais de uma hora, evitando-se registros decorrentes de alguns indivíduos passando várias vezes na frente de uma mesma câmera (Silveira, 2004; Srbeek-Araújo & Chiarello, 2007). Para a contabilidade do esforço amostral, foi considerada a data da última fotografia feita pelo equipamento, obtida quando da revelação do filme, evitando-se superestimativas em caso de esgotamento de pilha/filme ou dano do equipamento antes da revisão mensal deste. Os registros de todas as espécies obtidos pelas armadilhas fotográficas foram contabilizados para o cálculo da abundância relativa, o que resultou no estabelecimento de um índice de abundância relativa (RAI, pelas suas iniciais em inglês).

RAI-2 (Índice de Abundância Relativa – 2) e regiões de abundância relativa

Este índice de abundância pode ser expresso como a frequência “*f*” de registros da espécie “*i*” obtidas por dia, calculada como $f_i = n_i/N$, sendo “*n_i*” o número de registros de espécie “*i*” e “*N*” o total do esforço amostral, que é o total de horas que as câmeras ficaram expostas (Maffei *et al.*, 2003; Silveira, 2004). RAI-2 é o inverso de RAI-1 e se incrementa à medida do que a densidade aumenta, tornando este índice de fácil interpretação (O’Brien *et al.*, 2003).

Para lidar com o caso de espécies gregárias, considerou-se cada detecção como um registro só, independente da quantidade de animais na fotografia. Logo se multiplicou cada um destes registros pelo valor médio registrado para o grupo na literatura (Silveira, 2004). Cada período por ponto de amostragem (bobina de filme) foi considerado como uma unidade independente de esforço, com um valor próprio de f_i , e a somatória de cada um dos seus valores de abundância relativa resultaram no valor final para cada espécie. Esta somatória cumulativa permitiu separar o valor de RAI-2 por espécie para cada câmera.

3.4 Associação da fauna com água

Devido à situação de manejo de água no PARNA Serra da Capivara, foram realizadas análises com o fim de constatar a existência de uma correlação entre as abundâncias relativas RAI-2 registradas entre as diferentes espécies e os caldeirões de água (pontos artificiais de água). Utilizando uma carta geo-referenciada com todos os pontos de água no Parque e o entorno, calcularam-se as distâncias destes até os pontos de amostragem (câmeras). Utilizando as ferramentas de extensão “Hawth's Analysis Tools for ESRI's ArcGIS (v3.x)”

(<http://www.spatial ecology.com/htools>) para o programa de computação ArcGIS©, calculou-se a distância mínima de cada câmera ao ponto de água mais próximo e a distância mínima média de cada câmera aos 10 pontos de água mais próximos (Wolff, 2001). Esta última análise foi realizada com o fim verificar se existe diferenças entre a existência de um recurso isolado (uma fonte de água isolada na paisagem) e uma mancha deste recurso. Posteriormente, foi realizada uma análise de Correlação de Spearman entre os valores de RAI-2 para cada espécie por câmera e as distâncias desta às fontes de água. Devido ao fato de não existir manejo da água no PARNA Serra das Confusões, não se realizou este cálculo para aquela Unidade.

Finalmente, os valores de RAI-2 por câmera para as espécies mais representativas (aquelas que registraram as maiores quantidades de fotografias) foram exibidos em forma gráfica com ajuda de um Sistema de Informação Geográfica.

3.5 Padrão de atividade das onças-pintadas e outros mamíferos

O estudo do padrão de atividade foi baseado nos registros dos horários das fotografias obtidas pelas armadilhas-fotográficas (Maffei *et al.*, 2003; Jácomo *et al.*, 2003; Silveira, 2004, Maffei *et al.*, 2005). Considerando que os registros foram obtidos, aleatoriamente, ao longo dos períodos noturno e diurno, e durante as estações seca e chuvosa, a análise destes dados acumulados ao longo dos nove meses de estudo (Fevereiro a Outubro) permitiu identificar e descrever padrões de atividade para as espécies. Os dados dos horários foram agrupados em 12 períodos de 2 horas cada um.

3.6 Estimativa de biomassa de presas naturais

Os registros de todas as espécies obtidos pelas armadilhas fotográficas foram contabilizados para estimar a biomassa das presas, o que resultou no estabelecimento de um índice de abundância relativa (RAI, pelas suas iniciais em inglês).

RAI-1 (Índice de Abundância Relativa – 1) e estimativa de biomassa das presas.

O índice RAI-1 pode ser definido como o número de dias necessários para adquirir uma fotografia, porém é uma medida de esforço e espera-se que decresça com o incremento da densidade (Carbone *et al.*, 2001).

RAI-1 é calculado pela seguinte equação:

$$RAI_i = (\sum_j tn_j) / (g_i \sum_j p_{ij})$$

Onde tn_j é o total de câmeras-noite na localização j , g_i é o tamanho médio do grupo para a espécie i e p_{ij} é o valor da “detecção” para a i -ésima espécie na j -ésima localização (O’Brien *et al.*, 2003; Kawanishi & Sunquist, 2004). Uma detecção é mais do que uma fotografia da espécie i na localização j numa mesma noite. Assim, o valor de “p” para um dia dado pode ser zero ou um. Mais de uma foto de uma mesma espécie no mesmo local num dia só foram contabilizadas com o valor “p” de um.

O’Brien *et al.* (2003) realizaram um cálculo baseados nas estimativas de densidade de tigres e algumas espécies-presas obtidos com armadilhas fotográficas e analisadas com um

modelo de marcação-recaptura (ver metodologia no capítulo anterior). Procurando saber se o número de fotografias poderia prover um índice de densidade confiável para os tigres e suas presas em Sumatra, eles realizaram uma regressão linear entre o logaritmo da densidade das espécies calculadas com modelos de marcação-recaptura $-\ln(\text{densidade})$ e o valor de RAI-1. Encontraram uma correlação negativa entre ambos os índices. Posteriormente, na Indonésia, Kawanishi & Sunquist (2004) repetiram a mesma equação, usando como parâmetro de comparação os valores de densidade dos tigres e uma espécie presa. Assim, ambos os estudos calcularam a densidade (ind/km²) com a seguinte fórmula:

$$D_i = \{ \exp[(106.8 - \text{RAI}_i)/59.8] + \exp[(111.4 - \text{RAI}_i)/68.32] \} / 2$$

Sendo D_i a densidade da espécie i , expressada em indivíduos por km². Posteriormente o valor de densidade para cada espécie foi multiplicado pelo seu peso médio segundo a literatura, para poder obter uma estimativa de biomassa na área amostrada (Kg/km²) (Kawanishi & Sunquist, 2004). Estes valores foram calculados para ambos os Parques, sem considerar sazonalidade, para estimar a disponibilidade anual de alimento para a onça-pintada.

4. RESULTADOS

4.1 Espécies registradas

Como resultado da amostragem em ambos os parques, foram obtidos 645 registros de mamíferos, correspondentes a 17 espécies pertencentes a 10 famílias (Tabela 1).

Tabela 1. Lista de espécies de mamíferos registrados nos Parques Nacionais Serra da Capivara e Serra das Confusões – PI, entre os meses de fevereiro e outubro de 2007, com o uso de armadilhas fotográficas.

Família	Nome científico	Nome comum
Myrmecophagidae	<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	Tamanduá-bandeira
Myrmecophagidae	<i>Tamandua tetradactyla</i>	Tamanduá-mirim
Cervidae	<i>Mazama gouazoubira</i>	Veado-caatingueiro
Tayassuidae	<i>Tayassu tajacu</i>	Cateto
Canidae	<i>Cerdocyon thous</i>	Cachorro-do-mato
Felidae	<i>Leopardus pardalis</i>	Jaguaritica
Felidae	<i>Puma yagouaroundi</i>	Gato-mourisco
Felidae	<i>Leopardus tigrinus</i>	Gato-do-mato-pequeno
Felidae	<i>Leopardus wiedii</i>	Gato-maracajá
Felidae	<i>Puma concolor</i>	Onça-parda
Felidae	<i>Panthera onca</i>	Onça-pintada
Mustelidae	<i>Eira barbara</i>	Irara
Erethizontidae	<i>Coendou prehensilis</i>	Ouriço
Dasypodidae	<i>Tolypeutes tricinctus</i>	Tatu-bola
Dasypodidae	<i>Euphractus sexcinctus</i>	Tatu-peba
Dasyproctidae	<i>Dasyprocta azarae</i>	Cutia
Caviidae	<i>Cavia aperea</i>	Preá

(Nomenclatura conforme Eisenberg & Redford, 1999; Nowak, 1999)

Correlação entre o esforço amostral e riqueza de espécies

Ao serem analisados os dados com o programa PAST, para o PARNA Serra da Capivara, foi observada uma correlação entre o esforço e a riqueza (N=27; Rho=0,7172; p<0,0001). Posteriormente se calculou uma regressão linear entre a riqueza e o esforço

(Riqueza = 0,04117, Esforço = 1.315 câmeras-noite), sendo que com 280 câmeras/noite se poderia registrar 60% da riqueza total de espécies (n=17).

No caso do PARNA Serra das Confusões, ao serem realizadas as mesmas análises pelo programa PAST, não foi observada uma correlação entre a riqueza e o esforço (N=13; Rho=0,0850; p=0,7825).

4.2 Índice de abundância relativa

Índice de abundância relativa RAI-2

Para uma análise mais detalhada, os resultados do índice de abundância relativa foram separados por Parque. Ao considerar o índice RAI-2, no Parque Nacional Serra da Capivara, os resultados da Figura 6 mostram que ao longo de todo o período de estudo, o veado-catingueiro foi a espécie que apresentou a maior abundância relativa (0,1889), seguido pela onça-pintada (0,1510) e cachorro-do-mato (0,1334). Ao separar estes dados por temporadas seca e chuvosa, pode-se ver que no caso da temporada chuvosa (Figura 7), a onça-pintada (0,0193), o veado-catingueiro (0,0169) e o cateto (0,0162) são, respectivamente, os que apresentam maior abundância relativa (RAI-2). No caso da temporada seca (Figura 8), o veado-catingueiro (0,1720), a onça-pintada (0,1316) e o cachorro do mato (0,1232) registram os maiores valores para abundância relativa, respectivamente. Os resultados anuais do índice RAI-2 para cada ponto de amostragem para estas espécies podem ser vistos nas Figuras 13 a 16 nos Anexos, ao igual que os valores das tabelas sazonais (Tabela 5 e 6).

No Parque Nacional da Serra das Confusões, os resultados da Figura 9 mostram que, ao longo de todo o período de estudo, o veado-catingueiro foi a espécie que apresentou a

maior abundância relativa RAI-2 (0,0205), seguido pela onça-parda (0,0168) e a onça-pintada (0,0123). Quando separados por temporadas, os dados mostram que na temporada chuvosa (Figura 10), a onça-parda (0,0104), a cutia (0,0045) e o cateto (0,0044) apresentam as maiores estimativas de abundância relativa. No caso da estação seca (Figura 11), o veado-catingueiro registrou o maior valor de abundância relativa (0,0171), seguido pela onça-pintada (0,0112) e a onça-parda (0,0464), respectivamente. Os resultados anuais do índice RAI-2 para cada ponto de amostragem para estas espécies podem ser vistos nas Figuras 22 a 24 nos Anexos, ao igual que os valores das tabelas sazonais (Tabela 7 e 8).

4.3 Correlação entre fontes de água e abundância relativa

Com os dados do PARNA Serra da Capivara foi feita uma correlação da abundância relativa (RAI-2) registrada para as espécies por ponto de amostragem e as fontes artificiais de água mais próximas (Tabela 2). Das cinco espécies que apresentaram a maior quantidade de registros fotográficos (veado-catingueiro, onça-pintada, onça-parda, cachorro-do-mato e jaguatirica, respectivamente) foram escolhidas as quatro primeiras, com o fim de avaliar a provável correlação na maior quantidade possível de famílias. Igualmente, foi feita uma correlação da abundância relativa (RAI-2) de cada espécie com a média da distância dos 10 pontos de água mais próximos.

Em ambos os casos foi novamente utilizado o programa PAST para realizar uma Correlação de Spearman entre as variáveis. Ao realizar os cálculos, somente foi achada uma correlação negativa da abundância relativa do veado-catingueiro com a distância mínima da câmera às fontes de água ($N=27$; $\rho(Rho) = -0,5680$; $p=0,0020$) (Correlação de Spearman, sendo testada a significância por meio de testes de permutação. Permut $p=0,004$). O resultado pode ser observado na Figura 12. As Figuras 13 a 16, mostram os valores de abundância

relativa para cada espécie nos diferentes pontos de amostragem ao longo do estudo. Os resultados da Correlação de Spearman para abundância relativa da onça-pintada e o ponto de água mais próximo (N=27; $\rho(\text{Rho}) = -0,2584$; $p = 0,1932$) e para a abundância relativa da onça pintada e a média dos 10 pontos mais próximos de água (N=27; $\rho(\text{Rho}) = -0,0777$; $p = 0,7000$) não foram significativos, ficando rejeitada a hipótese levantada no Capítulo 1 de que a abundância das onças esteja associada aos pontos de água.

4.4 Padrão de atividade das onças-pintadas e outros mamíferos

Para a análise do padrão de atividade foram consideradas apenas as espécies que apresentavam mais de quinze (15) registros, sendo que estas foram: *Mazama gouazoubira* (n=157), *Panthera onca* (n=139), *Puma concolor* (n=107), *Leopardus pardalis* (n=52) e *Cerdocyon thous* (n=79) (ver figuras 17 a 21 em Anexos). A pouca quantidade de registros durante a temporada chuvosa (menos de 12 por espécie em alguns casos) não permitiu realizar uma separação sazonal destes. No caso dos felinos, de modo geral, pôde-se identificar uma ausência quase total da atividade entre as 08:00h e as 16:00h, sendo que a atividade destes foi registrada predominantemente a partir das 20:00. Tanto a onça-pintada quanto a parda registraram um pico de atividade entre as 20:00-21:59h. No caso da jaguatirica, foram registrados 2 picos, um entre as 22:00-23:59h e o outro entre 02:00-03:59h. O único canídeo registrado (*Cerdocyon thous*) apresentou uma atividade noturna mais homogênea e também registros de atividade durante quase o dia inteiro. No caso do *Mazama gouazoubira*, este apresentou registros em todos os horários, encontrando-se ativo, na maior do tempo, entre as 06:00h e as 17:59h. Claramente é possível identificar um pico de atividade entre as 08:00-09:59h e também outro, menor, entre as 16:00-17:59h.

4.5 Estimativa de biomassa de presas naturais

No caso da estimativa de biomassa, adotou-se o cálculo do índice RAI-1 (O'Brien *et al.*, 2003) para ambos os Parques. Assim, para o caso do PARNA Serra da Capivara, foi estimada a densidade para todas as espécies fotografadas. Posteriormente estes valores foram multiplicados, para cada uma de estas espécies, pelo peso médio segundo a literatura (Tabela 3) (Kawanishi & Sunquist, 2004). Espécies-presa com um peso acima de 2 kg foram consideradas como alimento potencial para a onça-pintada. Assim, chegou-se a estabelecer um valor potencial de 84,54 kg de biomassa de presas por km². Considerando os resultados do Capítulo 1, em que a área total amostrada foi de 524 km², foi estimada uma biomassa potencial de presas para onça-pintada de 42.739 kg de biomassa na área amostrada. Os resultados da densidade segundo RAI-1 para a onça-pintada são mostrados somente de forma ilustrativa, pois a densidade (2,67 ind/km²) já foi calculada no capítulo 1. A biomassa de onça-pintada calculada segundo o RAI-1 também é meramente ilustrativa, tendo sido previamente estimado o número de machos e de fêmeas da espécie na área de estudo (ver Capítulo 1). A proporção dos sexos se reflete também na estimativa de biomassa total da espécie na área.

No caso do PARNA Serra das Confusões, os mesmos cálculos foram realizados (Tabela 4). Neste caso, foi obtida uma estimativa de 193,35 kg de biomassa de presas por Km². Por não ter realizado um estudo de densidade na UC, se desconhecia o valor da área “buffer” (tampão) ao redor de cada câmara. Assim, por não existir uma estimativa da área efetivamente amostrada na Unidade, procedeu-se a estimar a biomassa total para o Parque, obtendo-se o valor de 1.017,24 toneladas de biomassa de presas potenciais para onça-pintada em toda a Unidade.

5. DISCUSSÃO

5.1 Esforço amostral e riqueza de espécies

As armadilhas-fotográficas têm se mostrado como a ferramenta mais versátil e com o maior rendimento custo-benefício em amostragens de mamíferos de médio e grande porte (Maffei *et al.*, 2003; Silveira *et al.*, 2003; Trolle *et al.*, 2005). Ao comparar esta metodologia com o censo de rastros e avistamentos, Silveira *et al.* (2003) constataram que apesar do censo de rastros ter sido a metodologia que detectava a riqueza de espécies com maior rapidez, os três métodos alcançaram os mesmos resultados de riqueza até a metade do período de amostragem. Porém, as limitações do censo de rastros derivam em primeiro lugar da necessidade de observadores treinados, veículos e, sobretudo, da dependência de boas condições climáticas e um substrato que permita uma fácil impressão das pegadas. A conjunção de todos esses fatores pode validar ou não o uso dessa metodologia. As armadilhas-fotográficas não dependem destes aspectos para permitir a coleta de dados com segurança e eficiência. Num ambiente com temperaturas extremamente altas como na Caatinga, com regiões com substrato arenoso e longas distâncias por percorrer, a utilização das armadilhas-fotográficas se apresenta como a melhor escolha. A vegetação muito densa e espinhosa impossibilita qualquer tipo de censo por transectos, a não ser que se utilizem as estradas. Porém, novamente as armadilhas-fotográficas apresentam as vantagens da acurácia na identificação de espécies, assim como a possibilidade de avaliar a idade, sexo, estrutura populacional e os padrões de atividade das espécies em estudos de longo prazo, em grandes áreas (Seydack, 1984; Kelly *et al.*, 1998; Mace *et al.*, 1994 ; Jácomo *et al.*, 2003; Silveira, 2004; Maffei *et al.*, 2002). Por ser uma metodologia não-invasiva, as armadilhas-fotográficas

apresentam a vantagem de registrar ocorrências de espécies de hábitos crípticos e noturnos, que poderiam ser influenciados pela presença de observadores humanos.

Neste estudo, encontrou-se uma correlação entre o esforço amostral e o número de espécies registradas no Parque Nacional Serra da Capivara. Considerando as 23 máquinas utilizadas para a amostragem de abundância relativa, com um esforço de aproximadamente 20 dias, 60% das espécies foram registradas. Estes resultados se aplicam para uma área efetiva de amostragem de 524.000 hectares. Além do custo do equipamento, transporte e suprimentos, a instalação e posterior checagem das máquinas no PARNA Serra da Capivara exigiram poucos dias, enquanto que no PARNA Serra das Confusões foi necessário apenas um dia por cada vez, o que demandou um esforço humano mínimo. As câmeras ficaram o tempo inteiro no campo ao longo das duas temporadas. Provavelmente, a obtenção de resultados semelhantes por meio de um censo de rastros em ambas as Unidades demandaria grandes esforços em termos de pessoal capacitado, logística, transporte, etc.

O fato de não haver uma correlação entre o esforço e a riqueza de espécies detectadas no Parque Nacional Serra das Confusões pode ter ocorrido devido a um baixo esforço amostral. Nessa Unidade foram utilizadas menos máquinas e por motivos externos ao planejamento da amostragem, esta teve que ser interrompida por um período de tempo considerável, além da posterior redução de câmeras para permitir o estudo de densidade no PARNA Serra da Capivara (ver Capítulo 1).

5.2 Índice de abundância relativa de presas: a situação da onça-pintada e a onça-parda.

Índice RAI-2 e abundância relativa

Recentemente, pesquisadores vêm usando como um índice de abundância relativa, o valor resultante dos registros fotográficos dividido pelo esforço amostral das armadilhas-fotográficas (Wolff, 2001; Silveira *et al.*, 2003; Silveira, 2004; Maffei *et al.*, 2003, Jácomo *et al.*, 2003; Trolle & Kéry, 2005; Weckel *et al.*, 2006). Este índice, definido por O'Brien *et al.* (2003) como RAI-2, se incrementa na medida em que a densidade aumenta, tornando-se de fácil interpretação. Não entanto, este índice não pode ser contabilizado como uma medida da abundância das espécies registradas (ver Carbone *et al.*, 2001). As amostragens com armadilhas-fotográficas podem inflar os valores de abundância relativa de algumas espécies (Silveira *et al.*, 2003), grandemente em função dos locais de instalação das câmeras (Carbone *et al.*, 2001).

Como foi esclarecido na metodologia, cada período por ponto de amostragem (bobina de filme) foi considerado como uma unidade independente de esforço, com um valor próprio de f_i , e a somatória de cada um dos seus valores de abundância relativa resultaram no valor final para cada espécie. Quando se pretende estimar a abundância relativa RAI-2 dividindo a quantidade total de fotos de uma espécie pela somatória de horas do esforço de todas as câmeras, pode-se estar incorrendo a uma interpretação errônea dos dados, pois se considera que:

- 1) Todos os equipamentos funcionaram sem interrupções durante toda a amostragem.
- 2) Todas as câmeras, independentemente do local ou período, teriam apresentado um valor semelhante de f_i ao longo do tempo (por estar realizando uma média ao dividir pelo esforço total).

Na realidade do campo isso nem sempre acontece e, por causas não previstas (defeito, esgotamento de pilhas/filme, etc), um equipamento pode parar de registrar antes mesmo de ser checado para a revisão de seu funcionamento. Grande parte da eletrônica das armadilhas-fotográficas é a mesma dos aparelhos que usamos no dia-a-dia, e pode ser susceptível a falhas devido à combinação de condições climáticas extremas com um longo tempo de exposição no campo. Como isto é uma condição inevitável em climas tropicais, tem que ser levado em consideração no momento das análises. Assim, consideremos o caso hipotético de duas câmeras, checadas a cada 15 dias, sendo que uma delas apresenta um defeito após 7 dias e a outra continua monitorando sem problemas até a revisão. Se cada uma das câmeras registrou uma foto apenas de uma mesma espécie, o valor f_i para esta espécie será diferente para ambas. Não considerar isso seria adicionar um esforço que não existiu. Este enfoque de independência temporal entre as máquinas permite compreender os diferentes valores de f_i para máquinas que registraram poucas fotos ao longo do estudo e, no entanto, estavam funcionando perfeitamente. Nesse caso, os poucos registros apresentaram um menor valor de f_i devido ao maior tempo exposto. Isto também é um reflexo do que acontece no mundo real ao escolher diferentes pontos de amostragem, onde haverá locais que por diferentes motivos sejam preferidos ou evitados pelos animais e, ao longo do tempo, registrarão mais ou menos fotos. Não deve ser motivo de surpresa, porém, que valores maiores de f_i nem sempre estejam associados a um maior número de registros fotográficos.

Os valores de abundância relativa RAI-2 para ambos os Parques mostraram que, apesar de *Mazama gouazoubira* ter apresentado o maior valor ao longo do estudo, os valores dos maiores predadores, *Panthera onca* e *Puma concolor* estão muito próximos deste. Esta situação é mais marcante no caso do PARNA Serra da Capivara. Os baixos valores registrados de *Tayassu tajacu* (corroborado também pelo número de fotos) indicam que *Mazama gouazoubira* é a principal espécie presa para as onças. A separação do índice RAI-2 sazonalmente para ambas as unidades mostrou que as posições das espécies que registraram os maiores valores do índice na temporada seca permaneciam iguais para o acumulado de ambas as temporadas. Isso pode ser consequência da diferença do esforço amostral. O ano de 2007 foi um ano seco e a temporada chuvosa se encerrou antes, em março. Porém, o estudo teve um maior esforço na temporada seca.

É interessante notar que no presente estudo as espécies de tatus apresentaram um valor muito baixo de abundância relativa. Em um estudo anterior realizado no PARNA Serra da Capivara entre Outubro de 1999 e Agosto de 2000, Wolff (2001) utilizou armadilhas-fotográficas da mesma marca da utilizada em este estudo e com o mesmo critério ao colocar os equipamentos no campo (altura do equipamento em relação ao chão, disposição das câmeras nas estradas do Parque, programação do dispositivo, etc.). Wolff (2001) encontrou que *Dasypus novemcinctus* era a espécie-presa que apresentou o maior número de registros (n=53), seguido por *T. tajacu* e *T. tetradactyla*, com registros de *Conepatus semistriatus* (n=13) em quinto lugar, frente ao último de *M. gouazoubira* (n=11). Ao comparar esses resultados com os obtidos no presente trabalho, é igualmente interessante notar atualmente a ausência total de registros de *D. novemcinctus* e *Conepatus semistriatus* após nove meses de amostragem contínua. No presente trabalho, para ambos os Parques os registros fotográficos mostraram que as espécies que apresentaram uma maior abundância relativa foram *M. gouazoubira*, *P. onca*, *C. thous* e *P. concolor*, respectivamente. Isto contrasta com o estudo

realizado anteriormente em 1999-2000 por Wolff, onde *P. onca* representava só 8% dos registros dos felinos, sendo que *P. concolor* registrava 59% de todas as fotografias dos felinos.

Em 1994 foi elaborado o Plano de Manejo do PARNA Serra da Capivara (SMAPR, 1994). Neste documento se recolhem trabalhos de especialistas em diferentes áreas, sendo que para o caso dos mamíferos, as informações estão baseadas principalmente em trabalhos realizados na região durante a segunda metade dos anos 80.

*“O PARNA é uma das poucas áreas onde o ecótipo de Caatinga da **onça-pintada**, uma versão de pêlo curto e com peso entre 40-60 kg, ainda subsiste (há registros no Raso da Catarina e Chapada do Araripe), embora a **população seja bastante pequena, tendo sido estimada em 6 indivíduos em 1991**. Um exemplar melânico (negro) foi morto por caçadores em 1995. As onças, no parque, alimentam-se principalmente de tatus e tamanduás-mirins, vagando por áreas bastante extensas. Em 1991, um macho adulto reconhecível pelas suas pegadas utilizava cerca de um terço do Parque, mais um trecho fora do mesmo a leste da BR 020. Estes movimentos são devidos à **baixa densidade de presas (especialmente porcos-domato e veados)** e à necessidade de água, já que os carnívoros necessitam beber com frequência, especialmente quando passam algum tempo sem se alimentar. A **população de onças-vermelhas parece ser algo maior (...)**”*

Não é a intenção de o presente estudo questionar a metodologia usada pelos autores para chegar a estes resultados (mesmo porque esta não figura no documento), mas sim ressaltar as coincidências destes resultados com o trabalho de 2001. No caso das espécies-presa de médio e grande porte, já desde o início da década dos 90 se registrava uma forte pressão de caça sobre estas.

*“Quatro espécies de herbívoros maiores existem no PARNA, os veados *Mazama guazoubira* (catingueiro) e *M. americana* (mateiro) e os porcos-do-mato *Tayassu pecari* (queixada) e *T. tajacu* (caititu). [...] **Caçadores têm, drasticamente, afetado as populações destas espécies, com prováveis reflexos nos predadores maiores, atividade facilitada pela localização periférica dos pontos de água e fiscalização deficiente. Em 1991, a população de queixadas foi estimada em 20 indivíduos, distribuídos em 3 grupos, mas não há estimativas precisas para as outras espécies podem estar no limiar da extinção.**”*

A FUMDHAM começou a construção de guaritas no ano 1992, inicialmente nas entradas turísticas e na região da Serra Branca ao noroeste do Parque. É a partir do Plano de Manejo que se sugere a criação de mais guaritas como meio de fiscalização e controle e assim, a partir do ano 2000 se começa a construção das bases de apoio. (Niède Guidon, *pers. com.*). Atualmente o Parque conta com mais de 20 guaritas e 8 bases de apoio. Estas guaritas e as bases contam todas com uma antena de rádio e estão interligadas com a frequência do IBAMA, facilitando grandemente as tarefas da fiscalização. O drástico aumento na fiscalização poderia ter reprimido em parte a caça das espécies maiores, concentrando-se a caça furtiva em espécies menores, como os tatus, apreciados na região. Atualmente no mercado ilegal o preço de um tatu em São Raimundo Nonato está em volta de R\$35,00. (Graffin, R., 2007). Considerando que os tatus podem ser capturados sem precisar da presença física do caçador mediante o uso de armadilhas (o que diminui o risco de se expor a ser detectado pelas autoridades), a captura de uma dúzia destes pode fornecer renda equiparável ao atual salário mínimo legal (R\$ 415,00). Já Wolff (2001) mencionava que a maior abundância relativa de onça-parda registrada no seu estudo seria explicada pela escassez de presas maiores, que favoreceriam este predador, de menor tamanho do que a pintada. Nos

neotrópicos a onça-parda e a onça-pintada são simpátricos na maior parte da distribuição desta última. Apesar de existir um alto índice de sobreposição da dieta na maior parte dos locais onde as duas espécies ocorrem juntas, a onça-parda tende a preda presas menores do que a onça-pintada (Schaller & Crawshaw, 1980; Emmons, 1987; Taber *et al.*, 1997; Scognamillo *et al.*, 2003). A baixa abundância relativa registrada para as presas menores no presente estudo pode ser uma causa dos menores valores registrados de onça-parda atualmente. Se considerarmos que os dados coletados por Wolff (2001) correspondem ao período prévio ao fortalecimento da fiscalização (a partir de 2000) pode-se inferir que esta tenha favorecido a recuperação das populações de espécies maiores como os catetos e veados. Em estado selvagem, as populações destes dois ungulados têm exibido uma rápida capacidade de recuperação após a proibição ou regulação da caça. Por exemplo, no caso do veado *Cervus elaphus*, a população na Itália multiplicou-se por 10 entre 1970 e 1998, com uma média de 8% anual. Em várias províncias houve uma recolonização espontânea de locais onde a espécie anteriormente tinha sido extinta devido à caça (Mattioli *et al.*, 2001). Na Espanha, no caso do javali (*Sus scrofa*) registra-se a grande capacidade de recuperação demográfica da espécie: embora porcentagens importantes da sua população estejam sendo anualmente eliminadas mediante a caça cinegética, a população se mantém ano a ano, e inclusive pode aumentar (Nores *et al.*, 2000).

No caso dos grandes felinos, a densidade de presas é um fator determinante para a abundância destes (Schaller, 1972; Karanth & Nichols, 1998; Karanth *et al.*, 2004), sendo que declínios observados em suas populações, como no caso do tigre, são consequência do esgotamento das suas presas devido a impactos humanos (Karanth & Stith, 1999). Assim, no caso do PARNA Serra da Capivara, a aparente recuperação das presas de maior porte, como o veado-catingueiro e o cateto, poderia estar explicando os altos valores atuais de abundância relativa da onça-pintada.

No caso do PARNA Serra das Confusões, que não conta com um sistema de fiscalização tão sofisticado como o PARNA Serra da Capivara, outras características poderiam facilitar a prevalência de espécies de presa maiores, como o seu grande tamanho e os poucos acessos. Em fevereiro de 2007, durante a colocação das câmeras, no final de uma estrada de mais de 40 km dentro do Parque, foi encontrado um acampamento abandonado de caçadores com os restos de um *M. tridactyla* que foi consumido no local. Esta estrada (uma das três grandes que percorrem o Parque) só possui uma entrada e os caçadores entram a pé ou de bicicleta (segundo registros das armadilhas-fotográficas), porém é difícil supor que nessa região exista uma extração em grande escala de mamíferos de médio e grande porte. A segunda grande estrada atravessa a região sudoeste do Parque, servindo de conexão entre alguns povoados, e possui guaritas de controle. Finalmente, a terceira é uma estrada que só recentemente acaba de ser finalizada na região nordeste da Unidade.

Por outro lado, surpreende o alto número de representantes da família Felidae em comparação com as outras famílias presentes nos Parques. A disposição das armadilhas-fotográficas favoreceu a detecção das espécies de mamíferos terrestres de médio e grande porte. Assim, esta disposição das máquinas poderia estar direcionada de tal forma que esteja diminuindo a probabilidade de registrar ocorrências de alguns mamíferos de hábitos parcialmente arborícolas (como primatas, certos carnívoros como *N. nasua*, por exemplo) e sobretudo de pequenos mamíferos que poderiam ser as presas principais dos pequenos felinos. Mesmo com as poucas ocorrências registradas de *C. aperea*, é possível acreditar que os pequenos mamíferos sejam relativamente abundantes na região. Em um estudo biogeográfico da mastofauna da Caatinga, Mares *et al.* (1985) indicam que esta não estaria adaptada fisiologicamente à retenção de água, algo que acontece em outras regiões semi-áridas no mundo. Na ausência de adaptações fisiológicas à aridez, roedores e morcegos, por exemplo, persistiriam na Caatinga em enclaves méxicos, onde se mantém alguma umidade durante a

seca, voltando a recolonizar as florestas secas durante as temporadas úmidas. A conformação geológica em ambos os Parques (serras) facilitaria a persistência destes pequenos mamíferos ao longo do ano na região.

5.3 Correlação entre fontes de água e abundância relativa

A única espécie que mostrou uma correlação entre a abundância relativa (RAI-2) detectada em cada câmera e a distância mínima desta a fonte de água mais próxima foi *M. gouazoubira*. A realização de uma avaliação semelhante com todas as espécies usando a média dos 10 pontos de água mais próximos pretendeu, no caso de existir uma correlação, poder relacioná-la com a distribuição/densidade de fontes de água na região. A média dos 10 pontos mais próximos foi usada como um índice de densidade devido ao fato de que quanto mais próximas às fontes de água entre si, menor seria a distância média (Wolff, 2001). Como não houve correlações entre estes índices, pode-se inferir que a distribuição das espécies avaliadas (a exceção de *M. gouazoubira*) não está associada com a proximidade de fontes de água no Parque e que são outros os fatores que influem na sua distribuição. É curioso notar a correlação do RAI-2 de *M. gouazoubira* com a fonte mais próxima, mas não com a densidade destas.

Wolff (2001) também encontrou uma forte associação entre *M. gouazoubira* e a fonte mais próxima de água no PARNA Serra da Capivara, sendo que nesse caso ele trabalhou com observações diretas e rastros. Trabalhando no Parque Kruger na África, Thrash (1995), conclui que devido à relação significativa encontrada entre densidade de herbívoros e a distância da água, os herbívoros se concentram nas vizinhanças das fontes na época seca, utilizando fortemente a vegetação num raio de 0,5 km do ponto de água. Esta associação com

pontos de água artificiais também foi encontrada por Smit *et al.* (2007) no mesmo Parque, para o caso de espécies pastadoras como a zebra, o gnu e alguns antílopes, os quais estariam-se agregando em torno das fontes de água.

Baseado em trabalhos prévios (Young, 1970), Thrash (2000) sugere que na época seca, os grandes herbívoros nativos dependentes da água do Parque Kruger estão obrigados a forragear percorrendo no máximo um dia e meio de distância da fonte, ou cerca de 10 km, desta (Collinson, 1983) devido a sua dependência constante da água. Pesquisando o impacto que os grandes herbívoros poderiam causar na vegetação herbácea próxima aos pontos de água, Thrash (2000) sugere que uma vez a densidade de pontos de água exceda aquela que permita que todas as áreas estejam dentro do alcance dos grandes herbívoros, pontos de água adicionais não farão efeito na condição da savana. Ele conclui que pontos de água isolados exercem um maior efeito na vegetação do que pontos agrupados. Porém, pode se deduzir que os herbívoros os estariam usando com mais frequência. No PARNA Serra da Capivara os pontos de água não se encontram distribuídos uniformemente, e existem regiões com grande acúmulo de pontos (sobre todo na região sul) e outras com escassos. Isto talvez possa explicar porque no presente estudo se encontrou uma correlação negativa da abundância relativa de *M. gouazoubira* com o ponto de água mais próximo e não com a média dos 10 mais próximos.

5.4 Padrão de atividade das onças-pintadas e outros mamíferos

Grandes animais têm mais dificuldades em lidar com altas temperaturas. A menor relação área X volume lhes dificulta perder calor rapidamente. Os felinos, diferentemente dos canídeos, não possuem narizes frescos e úmidos, e também não suam. A sua única maneira de realizar termoregulação é através da respiração (ofegando) e irradiando calor pela própria

pele. No caso de leões no Parque do Serengeti, Tanzânia, West (2005) menciona a procura de adaptações comportamentais para minimizar o estresse do calor, como dormir durante o dia e limitar as atividades à noite, descansar em rochas altas para captar a brisa e ofegar após realizar exercícios.

No padrão de atividade dos três felinos estudados (*P. onca*, *P. concolor* e *F. pardalis*) praticamente não foram encontrados registros nas horas do dia. Durante os meses da estação seca de 2007, a temperatura chegou a pelo menos 45 °C. Ao comparar os dados de atividade de onça-pintada do presente estudo com os de Maffei *et al.* (2004) no ecótono Chaco-Chiquitano da Bolívia, pode se encontrar uma maior atividade diurna, inclusive entre as 09:00h e as 14:00h. Isso aconteceu num dos três lugares amostrados por Maffei *et al.* (2004), nos outros dois os registros diurnos existiram, mas foram poucos. Aquele local era uma floresta de transição, com fragmentos de buritis. Um estudo prévio de Maffei *et al.* (2002) na mesma região mostrou muito maior atividade diurna das onças pintadas e pardas mas não das jaguatiricas.

Silveira (2004), que trabalhou com a onça-pintada e onça-parda no Cerrado, Pantanal e no ecótono Cerrado-Amazônia encontrou um padrão semelhante aos resultados do presente estudo para a onça-pintada, sendo que nos outros biomas esta apresentava um leve aumento das atividades entre as 06:00-07:59h e as 16:00-17:59. No estudo dele, também foi registrada uma atividade, leve, mais existente nos horários diurnos e no meio-dia, contrastando com o presente estudo. Pode se supor que a ausência de atividade diurna foi registrada para as onças nos PARNAS Serra da Capivara e Serra das Confusões seja uma adaptação comportamental para evitar o excessivo calor. Com uma vegetação caducifólia na época seca, o que fornece pouca oferta de sombra, pode se inferir que as onças procurem abrigo nas horas do dia nas serras disponíveis em ambos os Parques. O único canídeo registrado, o cachorro-do-mato (*C. thous*) também apresenta um padrão semelhante aos dos felinos, sendo que a exceção é o

veado-catingueiro (*M. gouazoubira*), que apresenta um pico de atividade entre as 06:00 e o meio-dia. Devido a que no PARNA Serra das Confusões não existem fontes de água, não se pode afirmar que a existência destas ajude a *M. gouazoubira* se manter ativo nas altas temperaturas no dia, mas sim que a espécie pode suportar estas temperaturas com mais facilidade do que nas outras famílias.

5.5 Índice de estimativa de biomassa

Índice RAI-1 e estimativa de biomassa

A presença de marcas únicas na pelagem da maior parte dos grandes carnívoros (listras, rosetas) permite combinar a metodologia de armadilhas-fotográficas com modelos de captura-recaptura, o que fornece estimativas confiáveis de densidade (Karanth & Nichols, 1998; Karanth & Nichols, 2000; Karanth & Nichols, 2002; Wallace *et al.*, 2003; Maffei *et al.*, 2004; Silveira, 2004; Silver, 2004; Soisalo & Cavalcanti, 2006). A ausência destas marcas na maioria das espécies-presa impossibilita este tipo de análise. A procura de uma relação entre o número de fotos registradas com armadilhas-fotográficas e a densidade das espécies alvo tem sido matéria de discussões na literatura (Carbone *et al.*, 2001; Jennelle *et al.*, 2002). A procura de um indicador de densidade das espécies-presa dos grandes carnívoros é um assunto de interesse, sobretudo para esforços de conservação destes últimos, devido ao fato de que sua distribuição e viabilidade estão ligadas à distribuição e abundância de suas presas (Carbone *et al.*, 1999; Karanth & Stith, 1999; Carbone *et al.*, 2001). Para se obter estimativas confiáveis de densidade a partir do número dos registros fotográficos é desejável obter também outras estimativas de densidade a partir de outras metodologias, o que permitiria comparar a acurácia deste valor (Carbone *et al.*, 2001; Jennelle *et al.*, 2002).

Como foi explicado anteriormente, o índice RAI-2 não é recomendado para realizar inferências da densidade das espécies-alvo. Baseado no trabalho de Carbone *et al.* (2001), O'Brien *et al.* (2003) propuseram outro índice de abundância relativa, o RAI-1. Este índice representa o número de dias necessários para adquirir uma fotografia, porém é também uma medida de esforço e espera-se decrescer enquanto a densidade aumenta (Carbone *et al.*, 2001). A diferença em comparação ao índice RAI-2, é que no RAI-1 não é preferível utilizar os valores de abundância acumulados por cada câmera e sim os valores da somatória final dos resultados. Devido ao propósito de conhecer o número de dias (câmera/dias) requeridos para “detectar” uma espécie, o lógico é somar o valor total diário do esforço de todas as armadilhas colocadas no campo.

O'Brien *et al.* (2003) trabalhando em Sumatra, utilizaram o índice RAI-1 como base para inferir densidade de espécies só depois de ter feito uma regressão linear e uma regressão reduzida do eixo maior (também conhecida como regressão geométrica média) deste índice com outras estimativas independentes de densidade. Já Kawanishi & Sunquist (2004), trabalhando na Malásia, utilizaram o mesmo índice sem ter sido testado previamente, assumindo que a relação entre os dados provenientes de fotografias e estimativas independentes de densidade (realizados também por eles) era comparável com os estudos conduzidos na Sumatra (O'Brien *et al.*, 2003). Eles ressaltaram que devido a não terem testado os pressupostos e as variâncias associadas, as inferências de aquele estudo eram fracas. Kawanishi (*pers. com.*) indicou que mesmo para os dados originados das mesmas espécies em ambientes iguais (floresta chuvosa dipterocarpa do Sudeste Asiático), a calibração utilizada por eles poderia ter sido forçada, devido à falta de um teste prévio das premissas.

Uma tentativa de assumir que a relação matemática descrita anteriormente (O'Brien *et al.*, 2003) seja idêntica no caso da Caatinga não seria adequada, sendo o ideal procurar

estimativas independentes de densidade tanto de carnívoros quanto de presas. Na ausência de qualquer outra estimativa, a relação aplicada por estes autores está sendo utilizada no presente estudo de forma ilustrativa, sem sermos categóricos a respeito dos valores da inferência. Como alternativa, poderia ser usado o valor do índice RAI-2 multiplicado pelo peso médio das espécies. Mas o resultado disto é somente um valor numérico (Silveira, 2004) que não fornece informação de densidade.

Emmons (1987), baseada no consumo de alimento e no peso dos grandes felinos (*Panthera tigris*, *P. leo*, *P. onca*, e *Puma concolor*) estimou um consumo de 34-43 gr/kg/dia para suprir as necessidades destes. Com os dados provenientes do estudo de captura-recaptura de onças-pintadas (descrito no Capítulo 1 de este trabalho), a razão sexual (taxa de fêmeas em relação a machos) estimada foi de 1: 1,4. Assim, das 14 onças-pintadas estimadas na área amostrada, 8 seriam machos e 6 fêmeas. Usando o peso médio para a espécie de 50 kg (segundo a literatura) existiria uma estimativa de biomassa de 480 kg de machos e 300 kg de fêmeas de onças-pintadas adultas para serem alimentados ao longo do ano. Considerando o valor explicado por Emmons (1987) e que aproximadamente 30% do peso total da presa representa partes indigeríveis, seria preciso entre 12 e 15,9 toneladas de biomassa de presas para alimentar as onças-pintadas ao longo do ano. Estas cifras refletem as necessidades reais de biomassa das onças-pintadas, sem ter usado o estimador baseado no RAI-1.

Ao comparar os valores de requerimento de biomassa das onças com os valores de densidade obtidos mediante o índice RAI-1, pode-se concluir que somente o requerimento anual das onças-pintadas chega a ser uma “taxa de desfrute” anual de 37,2% da biomassa estimada de presas. Claramente esta cifra é maior do que a estimada na literatura para os grandes felinos como tigres, leopardos e onças-pintadas, sendo que em todos estes casos (ver Kawanishi & Sunquist, 2004) estes predadores consomem entre um 8 e um 10% anual da biomassa disponível de presas. Uma taxa de desfrute desse valor (provavelmente errado) seria

insustentável no tempo. No estudo de densidade de onças-pintadas do Capítulo 1 foram registrados indivíduos juvenis e um filhote. A presença destes indivíduos indica que provavelmente esteja existindo recursos suficientes, primeiramente para cobrir as demandas fisiológicas das onças e em segundo lugar para investir na reprodução. Isso não valida o aparentemente alto valor da taxa de desfrute, mas indica que esse valor independe dos recursos que estariam disponíveis para as onças.

Embora os baixos valores de densidade de presas registrados com o índice RAI-1, e considerando as limitações nos resultados, existe ainda a possibilidade de que esteja havendo uma subamostragem dos tatus. Em um estudo de onças-pintadas no Belize com armadilhas-fotográficas, Weckel *et al.* (2006) encontraram que os tatus apresentavam a menor sobreposição espacial com as onças-pintadas, e que nunca foram fotografados em estradas feitas pelo homem, o que acontecia com *M. americana*, *T. bairdi* e aves em geral. Nesse estudo foi encontrado que as onças exibiam uma seletividade por presas maiores e que para presas menores como tatus e cutias, as onças-pintadas desenvolviam estratégias de forrageamento diferentes do encontro por acaso. Eles supõem que as onças utilizem as interseções dos caminhos artificiais e as trilhas naturais dos animais, onde estas duas espécies poderiam estar se deslocando, e serem capturadas com um baixo custo energético.

6. CONCLUSÕES

- Baseado na comparação com dados de estudos anteriores, existe evidência de uma recuperação na população da onça-pintada no Parque Nacional Serra da Capivara. Esta recuperação pode ser o resultado do manejo e da fiscalização no Parque Nacional Serra da Capivara, o que teria favorecido as espécies presa de maior tamanho, como o veado-catingueiro e o cateto.
- Existe evidência de uma diminuição nas espécies-presa menores como os diferentes tipos de tatus e o tamanduá-mirim, em relação ao estudo realizado em 1999-2000. A diminuição pode ter sido consequência da focalização da caça ilegal nas espécies menores, como consequência do aumento da fiscalização no PARNA Serra da Capivara.. Esta diminuição das presas menores poderia explicar a redução da população da onça-parda no PARNA Serra da Capivara respeito aos anos anteriormente citados.
- Embora exista uma pressão de caça no PARNA Serra das Confusões, a escassez de estradas internas, somado ao tamanho da unidade, tem ajudado a diminuir os impactos desta. Pelas espécies-presa registradas e as suas abundâncias, pode se inferir que existe uma base de presas que poderia favorecer a população de onças-pintadas na Unidade.

7. REFERÊNCIAS

AB’SÁBER, A. N., 1981. Domínios morfoclimáticos atuais e quaternários na região dos cerrados. *Craton & Intracraton escritos e documentos* n° 14: 1-39, Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas, UNESP, São José do Rio Preto.

ARAÚJO, F. S. 1998. Estudos fitogeográficos do carrasco no nordeste do Brasil, Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Programa de Pós-Graduação em Botânica, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

CUTLER, T. L. & SWANN, D. E., 1999. Using remote photography in wildlife ecology: a review. *Wildlife Society Bulletin* 23: 571–581.

CAPOBIANCO, J. P. R. 2002. Artigo base sobre os biomas brasileiros. In: Camargo, A.; Capobianco, J. P. R.; Oliveira, J.A.P. (Orgs.). *Meio ambiente Brasil: avanços e obstáculos pós-Rio-92*. Estação Liberdade/Instituto Socioambiental/Fundação Getúlio Vargas, São Paulo, p. 117-155.

CARBONE, C., CHRISTIE, S., COULSON, T., FRANKLIN, N., GINSBERG, J., GRIFFITHS, M., HOLDEN, J., KAWANISHI, K., KINNARD, M., LAIDLAW, R., LYNAM, A., MACDONALD, D. W., MARTYR, D., MCDUGAL, C., NATH, L., O’BRIEN, T., SEIDENSTICKER, J., SMITH, D., SUNQUIST, M., TILSON, R. & WAN SHAHRUDDIN, W. N., 2001. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals. *Animal Conservation* 4: 75–79.

CARBONE, C., MACE, G., ROBERTS, S. C. & MACDONALD, D. W., 1999. Energetic constraints on the diet of terrestrial carnivores. *Nature* 402: 286–288.

COLLINSON, R., 1983. Pilanesberg's policy on providing artificial water points for game. Part 4: the implications of providing artificial water points indiscriminately. *Tshomarelo News 13*: 17–26.

EISENBERG, J. F. & REDFORD, K. H., 1999. Mammals of the Neotropics, Volume 3: The Central Neotropics. Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil. University of Chicago Press, Chicago, USA. 624p.

EMMONS, L. H., 1984. Geographic variation in densities and diversities of non-flying mammals in Amazonia. *Biotropica 16*: 210-222.

EMMONS, L. H., 1987. Comparative feeding ecology of felids in a neotropical rainforest. *Behavioral Ecology and Sociobiology 20*, 271–283.

EMPERAIRE, L., 1984a. La région de la Serra da Capivara (sud-est du Piauí) et sa végétation. *Etudes Américanistes Interdisciplinaires. Recueil I. n° 3* : 81-111.

EMPERAIRE, L., 1984b. A região da Serra da Capivara (Sudeste do Piauí) e sua vegetação. *Brasil Florestal 14*: 5-21.

GRAFFIN, R., 2007. Avaliação dos impactos antrôpicos no Parque Nacional Serra da Capivara Piauí-Brasil. Dissertação de Mestrado. Sciences et Technologies du Vivant - Environnement. Institut National Agronomique Paris - Grignon / Université Paris VII Denis Diderot. Paris, France. 116p.

GRIFFITHS, M. G. & VAN SCHAIK, C. P., 1993. Camera-trapping: a new tool for the study of elusive rain forest animals. *Tropical Biodiversity 1*: 131–135.

IRIARTE, J. A., FRANKLIN, W. L., JOHNSON, W. E. & REDFORD, K. H., 1990. Biogeographic variation of food habits and body size of the American puma. *Oecologia 85*: 185-190.

JÁCOMO, A. T. A.; SILVEIRA, L. & DINIZ-FILHO, J. A. F. 2004. Niche separation between the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*), the crab-eating fox (*Dusicyon thous*) and the hoary fox (*Dusicyon vetulus*) in central Brazil. *Journal of Zoology* **262**: 99-106.

JENNELLE, C. S., RUNGE, M. C. & MACKENZIE, D. I., 2002. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals: a comment on misleading conclusions. *Animal Conservation* **5**: 119–120.

JOHNSON, W. E., FULLER, T. K. & FRANKLIN, W. L., 1996. Sympatry in canids: a review and assessment. In *Carnivore behavior, ecology and evolution* **2**: 189–218. Gittleman, J. L. (Ed.). Ithaca, NY: Cornell University Press.

KARANTH, K. U. & NICHOLS, J. D., 1998. Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology*, **79**: 2852-2862

KARANTH, K. U. & NICHOLS, J. D., 2000. Camera trapping big cats:some questions that should be asked frequently. ([http:// wcs.org/jag-conservation](http://wcs.org/jag-conservation)).

KARANTH, K. U. & NICHOLS, J. D., 2002. Monitoring tigers and their prey: A manual for researchers, managers and conservationists in Tropical Asia. Centre for Wildlife Studies Bangalore, India.

KARANTH, K. U. & STITH, B. M., 1999. Prey depletion as a critical determinant of tiger population viability. In *Riding the tiger: Tiger conservation in human-dominated landscapes*: 100–113. Cambridge, Cambridge University Press, UK.

KARANTH, K.U., NICHOLS, J. D., KUMAR, N. S., LINK, W. A. & HINES, J. E., 2004. Tigers and their prey: Predicting carnivore densities from prey abundance. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **101**: 4854-4858.

MACE, R. D., MINTA, S. C., MANLEY, T. L., AUNE, K. A., 1994. Estimating grizzly bear population size using camera sightings. *Wildlife Society Bulletin* **22**: 74–83.

MAFFEI, L., CUÉLLAR, E. & NOSS, A., 2004. One thousand jaguars (*Panthera onca*) in Bolivia's Chaco? Camera trapping in the Kaa-Iya National Park. *Journal of Zoology London* **262**: 295–304.

MARES, A. M.; WILLING, M. R & LACHER JR., T. E. 1985. The Brazilian Caatinga in South American Zoogeography: Tropical Mammals in a Dry Region. *Journal of Biogeography* **12**: 57-69.

MATTIOLI, S., MENEGUZ, P. R., BRUGNOLI, A & NICOLOSO, S., 2001. Reed Deer in Italy: recent changes in range and numbers. *Hystrix It. J. Mamm.* **12**: 27-35.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA), 2002. Biodiversidade Brasileira. Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, Brasil. 404p.

NORES, C., FERNANDEZ GIL, A. & CORRAL, N., 2000. Estimación de la población de jabalí (*Sus scrofa*) por recuento de grupos familiares. *Naturalia Cantabrigae* **1**: 53-59.

O'BRIEN, T. G., KINNAIRD, M. F. & WIBISONO, H. T., 2003. Crouching tigers, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in a tropical forest landscape. *Animal Conservation* **6**: 131–139.

OLMOS, F., 1992. Serra Da Capivara National Park and the conservation of northeastern Brazil's caatinga. *Oryx* **26**: 142-146.

PARK, T., 1962. Beetles, competition, and populations. *Science* **138**: 1369–1375.

RABINOWITZ A. R. & NOTTINGHAM, B. G., 1986. Ecology and behavior of the jaguar (*Panthera onca*) in Belize, Central America. *Journal of Zoology, London* **210**: 149-159.

SCHALLER, G. B., 1972. *The Serengeti Lion: A Study of Predator–Prey Relations*. University of Chicago Press. Chicago, USA. 480 p.

SCOGNAMILLO, D.; MAXIT, I. E.; SUNQUIST, M. & POLISAR, J., 2003. Coexistence of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in a mosaic landscape in the Venezuelan llanos. *Journal of Zoology, London* **259**: 269-279.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DA PRESIDÊNCIA DA REPÚBLICA (SMAPR), 1994. Plano de Manejo Parque Nacional Serra da Capivara. Brasília – Brasil.

SEYDACK, A. H. W., 1984. Application of a photo-recording device in the census of larger rain-forest mammals. *South Africa Journal of Wildlife Research* **14**, 10–14.

SILVEIRA, L., 2004. Ecologia comparada e Conservação da Onça-pintada (*Panthera onca*) e Onça-parda (*Puma concolor*), no Cerrado e Pantanal. Tese de Doutorado em Biologia Animal. Universidade de Brasília, Brasil. 240 pp.

SILVEIRA, L., JÁCOMO, A. T. A. & DINIZ-FILHO, J. A. F., 2003. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation* **114**: 351-355.

SILVER, S., 2004. Assessing jaguar abundance using remotely triggered cameras. 25 p. **Wildlife Conservation Society**. New York, USA.

SILVER, S., OSTRO, L., MARSH, L., MAFFEI, L., NOSS, A., KELLY, M., WALLACE, R., GÓMEZ, R. & AYALA, G., 2004. The use of camera traps for estimating jaguar *Panthera onca* abundance and density using capture/recapture analysis. *Oryx* **38**: 148-154.

SMIT, I. P. J., GRANT, C. C. & DEVEREUX, B., 2007. Do artificial waterholes influence the way herbivores use the landscape? Herbivore distribution patterns around rivers and artificial surface water sources in a large African savanna park. *Biological Conservation* **136**: 85-99.

SOISALOA, M. & CAVALCANTI, S., 2006. Estimating the density of a jaguar population in the Brazilian Pantanal using camera-traps and capture–recapture sampling in combination with GPS radio-telemetry. *Biological Conservation* 25: 487 – 496.

SRBEK-ARAÚJO, A. C. & CHIARELLO, A. G., 2005. Is camera-trapping an efficient method for surveying mammals in Neotropical forests? A case study in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 21: 1-5.

SRBEK-ARAÚJO, A. C. & CHIARELLO, A. G., 2007. Armadilhas fotográficas na amostragem de mamíferos: considerações metodológicas e comparação de equipamentos. *Revista Brasileira de Zoologia* 24: 647-656.

TABER, A. B., NOVARO, A. J., NERIS, N. & COLMAN, F. H., 1997. The Food Habits of Sympatric Jaguar and Puma in the Paraguayan Chaco. *Biotropica* 29: 204-213.

TRASH, I., 1998. Impact of large herbivores at artificial watering points compared to that at natural watering points in Kruger National Park, South Africa. *Journal of Arid Environments* 38: 315–324.

TRASH, I., 2000. Determinants of the extent of indigenous large herbivore impact on herbaceous vegetation at watering points in the north-eastern lowveld, South Africa. *Journal of Arid Environments* 44: 61 - 72.

TRASH, I.; THERON, G. K. & BOTHMA, J. DU P., 1995. Dry season herbivore densities around drinking troughs in the Kruger National Park. *Journal of Arid Environments* 29: 213-219.

TROLLE, M., 2003. Mammal survey in the Rio Jauperí region, Rio Negro Basin, the Amazon, Brasil. *Mammalia* 67: 75-83.

TROLLE, M.; BISSARO, M. C. & PRADO H. M., 2005. Mammal survey at a ranch of the Brazilian Cerrado. *Biodiversity Conservation* 12: 823-836.

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

WALLACE, R. B., GOMEZ, H., AYALA, G. & ESPINOZA, F., 2003. Camera trapping for jaguar (*Panthera onca*) in the Tuichi Valley, Bolivia. *Mastozoologia Neotropical/Journal of Neotropical Mammals* **10**: 133-139.

WECKEL, M., GIULIANO, W. & SILVER, S. 2006. Jaguar (*Panthera onca*) feeding ecology: distribution of predator and prey through time and space. *Journal of Zoology* **270**: 25 -30.

WEST, P. 2005. The Lion's mane. *American Scientist* **93**: 226-235

WOLFF, F., 2001. Vertebrate ecology in caatinga: A. Distribution of wildlife in relation to water. B. Diet of pumas (*P. concolor*) and relative abundance of felids. 65 p. M.Sc. Thesis. University of Missouri-St. Louis, USA.

ZAHER, H. 2002. Diversidade da fauna de vertebrados terrestres do Parque Nacional da Serra das Confusões, Piauí. Relatório Final, Universidade de São Paulo, São Paulo. 105 pp

8. ANEXOS

Abundância relativa de mamíferos no PARNA Serra da Capivara - Ambas temporadas

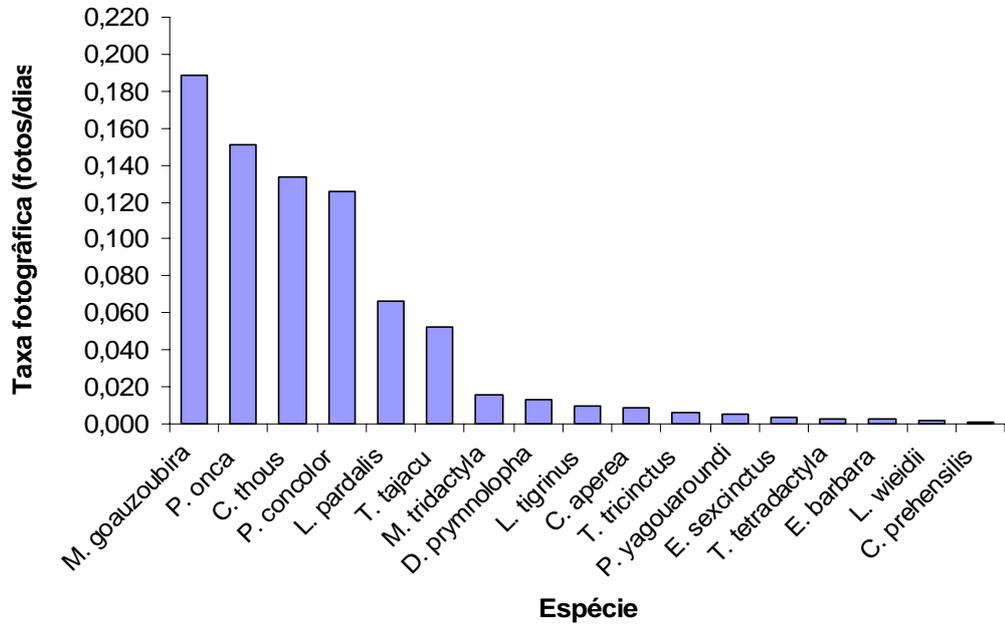


Figura 6. Abundância relativa (RAI-2) de mamíferos no PARNA Serra da Capivara – ambas as temporadas.

Abundância relativa de mamíferos na temporada chuvosa no PARNA Serra da Capivara

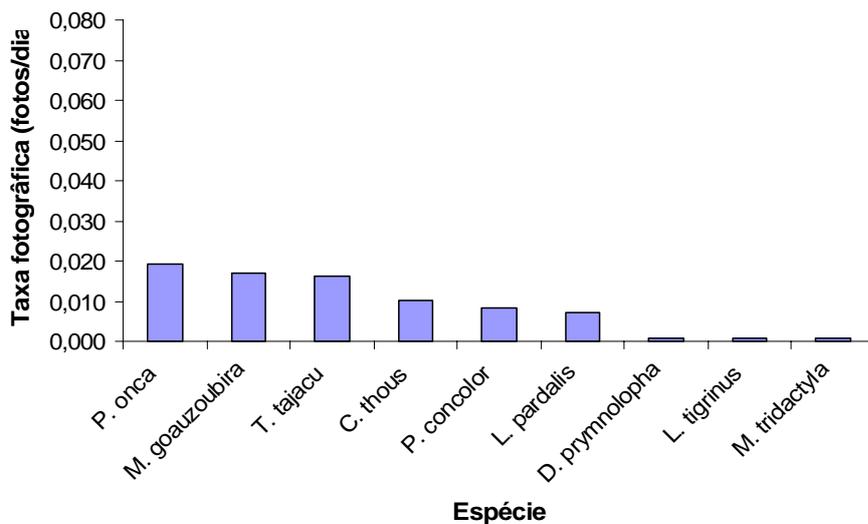


Figura 7. Abundância relativa (RAI-2) de mamíferos na temporada chuvosa no Parque Nacional Serra da Capivara – PI.

**Abundância relativa de mamíferos na temporada seca
no PARNA Serra da Capivara**

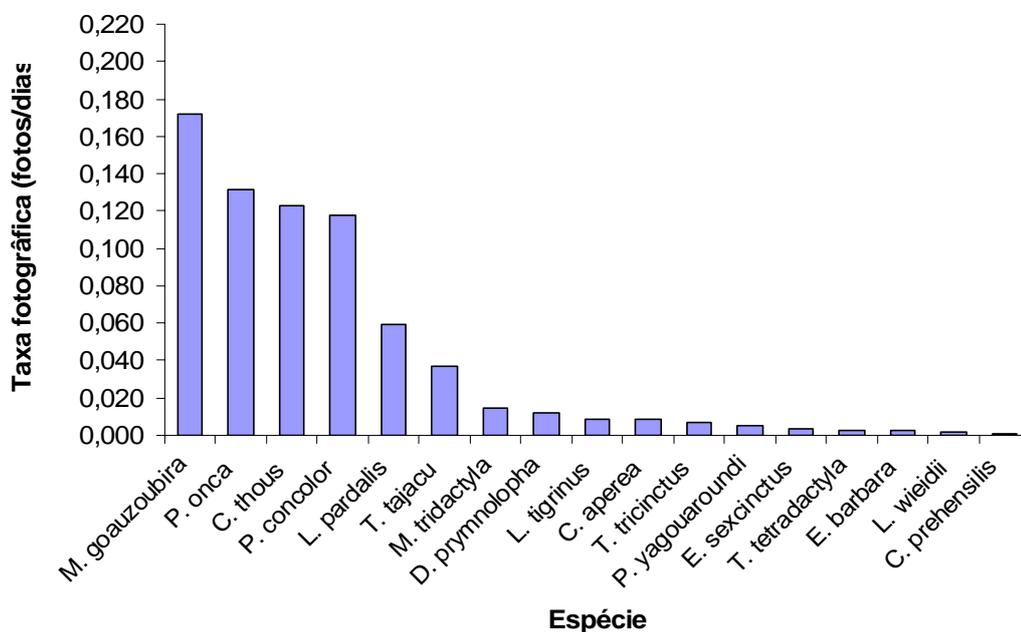


Figura 8. Abundância relativa de mamíferos (RAI-2) na temporada seca no Parque Nacional Serra da Capivara – PI.

**Abundância relativa de mamíferos no PARNA
Serra das Confusões - Ambas temporadas**

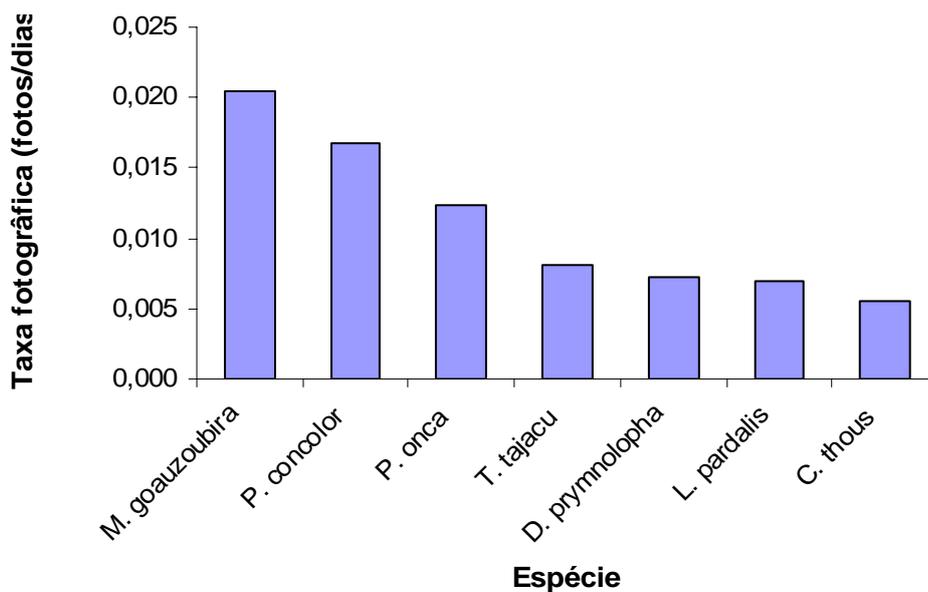


Figura 9. Abundância relativa (RAI-2) de mamíferos no PARNA Serra das Confusões – ambas as temporadas.

Abundância relativa de mamíferos na temporada chuvosa no PARNA Serra das Confusões

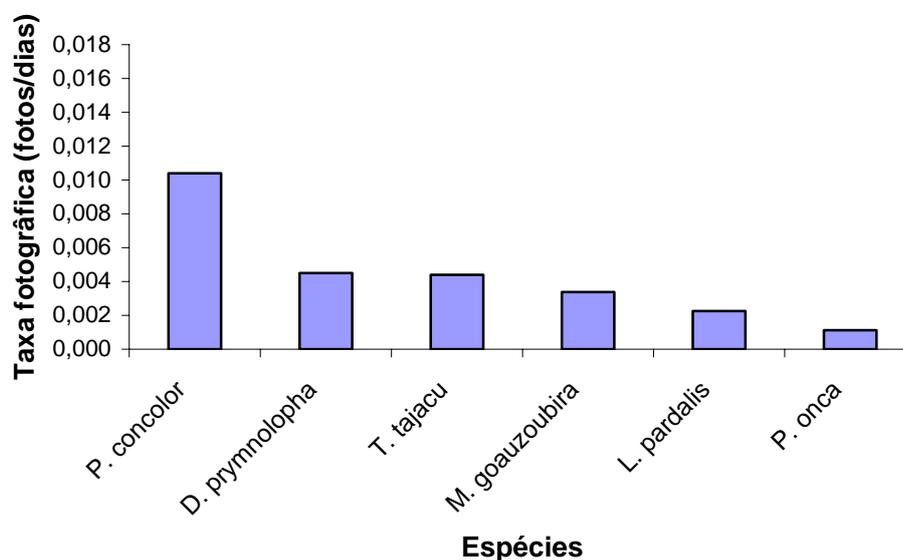


Figura 10. Abundância relativa de mamíferos (RAI-2) na temporada chuvosa no Parque Nacional Serra das Confusões – PI.

Abundância relativa de mamíferos na temporada seca no PARNA Serra das Confusões

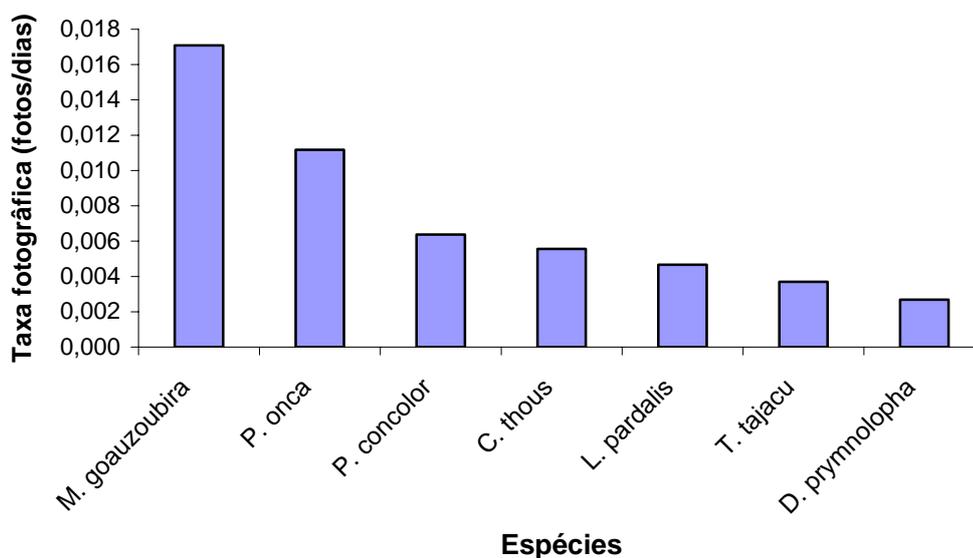


Figura 11. Abundância relativa de mamíferos (RAI-2) na temporada chuvosa no Parque Nacional Serra das Confusões – PI.

Tabela 2. Lista dos pontos de amostragem no Parque Nacional Serra da Capivara, o esforço amostral, as distâncias as fontes de água e os valores de RAI-2 registrados para cada espécie.

(ESFORÇO= câmeras/noite. DM=Distância mínima (metros) da câmera a um ponto de água. DM10P=Distância média (metros) da câmera aos 10 pontos de água mais próximos. AR CATN= Valor de RAI-2 no ponto para o veado-catingueiro. AR PINT= Valor de RAI-2 no ponto para a onça-pintada. AR PARD= Valor de RAI-2 no ponto para a onça-parda. AR CERD= Valor de RAI-2 no ponto para o cachorro-do-mato)

CÂMERA	ESFORÇO	DM	DM10P	AR CATN	AR PINT	AR PARD	AR CERD
CAPV1	112	218	564	0,0074	0,0000	0,0008	0,0000
CAPV2	215	1014	1833	0,0031	0,0094	0,0102	0,0165
CAPV3	168	274	1315	0,0138	0,0045	0,0030	0,0000
CAPV4	149	10	1140	0,0758	0,0025	0,0032	0,0000
CAPV5	115	1246	2540	0,0000	0,0018	0,0005	0,0000
CAPV6	54	1960	3141	0,0000	0,0115	0,0014	0,0000
CAPV7	161	915	1648	0,0016	0,0054	0,0047	0,0054
CAPV8	55	2110	2944	0,0000	0,0000	0,0000	0,0010
CAPV9	167	1181	2238	0,0046	0,0183	0,0064	0,0092
CAPV10	185	157	3888	0,0000	0,0335	0,0010	0,0207
CAPV11	116	10	4451	0,0359	0,0235	0,0000	0,0000
CAPV12	128	2260	3628	0,0000	0,0060	0,0035	0,0000
CAPV13	77	1915	3660	0,0000	0,0022	0,0032	0,0000
CAPV14	216	2673	6008	0,0000	0,0025	0,0107	0,0019
CAPV15	192	5500	8333	0,0000	0,0026	0,0067	0,0131
CAPV16	147	2039	7179	0,0065	0,0018	0,0124	0,0137
CAPV17	156	4700	9334	0,0043	0,0008	0,0023	0,0051
CAPV18	161	4721	9029	0,0023	0,0016	0,0062	0,0052
CAPV19	255	1753	4789	0,0023	0,0016	0,0195	0,0059
CAPV20	176	3065	4907	0,0000	0,0042	0,0043	0,0000
CAPV21	107	4002	5894	0,0000	0,0050	0,0029	0,0000
CAPV22	225	1474	3768	0,0056	0,0024	0,0096	0,0110
CAPV23	136	1469	2503	0,0127	0,0009	0,0000	0,0090
CAPV24	54	394	3334	0,0028	0,0026	0,0054	0,0035
CAPV25	11	246	2714	0,0104	0,0000	0,0083	0,0000
CAPV27	103	1400	2537	0,0000	0,0065	0,0000	0,0120
CAPV28	39	2770	3490	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000

Tabela 3. Estimativa de densidade e biomassa de espécies de mamíferos baseadas em cálculos com o índice RAI-1 (O'Brien *et al*, 2003; Kawanishi & Sunquist, 2004) no Parque Nacional Serra da Capivara – PI.

Espécie	RAI-1 (horas amostradas/#fotos)	Densidade (ind./100km ²)	Biomassa (kg/km ²)
<i>Mazama gouazoubira</i>	27,8787	3,5691	57,1053
<i>Panthera onca</i>	28,7500	3,5205*	176,0252**
<i>Cerdocyon thous</i>	38,3933	3,0252	19,6637
<i>Puma concolor</i>	37,9381	3,0469	152,3452
<i>Leopardus pardalis</i>	83,6364	1,4872	14,8722
<i>Tayassu tajacu</i>	94,3590	1,2573	23,8883
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	368,0000	0,0180	0,5499
<i>Dasyprocta prymnolopha</i>	613,3333	0,0004	0,0012
<i>Leopardus tigrinus</i>	920,0000	<0,0001	1,06E-05
<i>Cavia aperea</i>	1226,6670	<0,0001	2,88E-08
<i>Tolypeutes tricinctus</i>	1840,0000	<0,0001	9,48E-12
<i>Puma yagouaroundi</i>	736,0000	0,0001	0,0003
<i>Euphractus sexcinctus</i>	3680,0000	<0,0001	5,58E-23
<i>Tamandua tetradactyla</i>	1840,0000	<0,0001	3,16E-11
<i>Eira barbara</i>	3680,0000	<0,0001	1,03E-22
<i>Leopardus wiedii</i>	1840,0000	<0,0001	1,69E-11
<i>Coendou prehensilis</i>	1840,0000	<0,0001	7,24E-23

* Valor ilustrativo, densidade calculada no Capítulo 1.

** Valor não refinado, não considera diferença de sexos.

Tabela 4. Estimativa de densidade e biomassa de espécies de mamíferos baseadas em cálculos com o índice RAI-1 (O'Brien *et al*, 2003; Kawanishi & Sunquist, 2004) no Parque Nacional Serra das Confusões – PI.

Espécie	RAI-1 (horas amostradas/#fotos)	Densidade (ind./100km ²)	Biomassa (Kg/km ²)
<i>Mazama gouazoubira</i>	4,0909	5,1904	83,04608
<i>Panthera onca</i>	22,5000	3,8843	194,2133
<i>Cerdocyon thous</i>	16,6667	4,2578	27,67555
<i>Puma concolor</i>	2,8125	5,2960	264,7997
<i>Leopardus pardalis</i>	11,2500	4,6368	46,36849
<i>Tayassu tajacu</i>	5,7692	5,0549	96,04373
<i>Dasyprocta prymnolopha</i>	7,5000	4,9190	14,26501

* Valor ilustrativo, densidade calculada no Capítulo 1.

** Valor não refinado, não considera diferença de sexos.

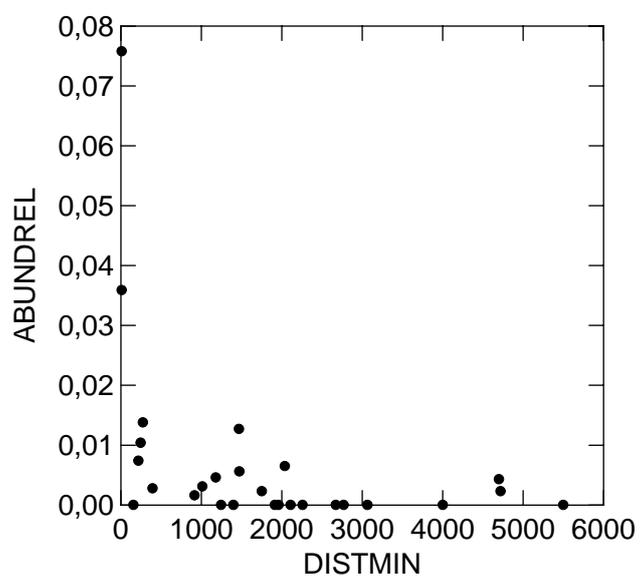


Figura 12. Correlação entre a abundância relativa RAI-2 do veado-catingueiro (ABUNDREL) e a distância mínima (DISTMIN, em metros) aos pontos artificiais de água no Parque Nacional Serra da Capivara – PI.

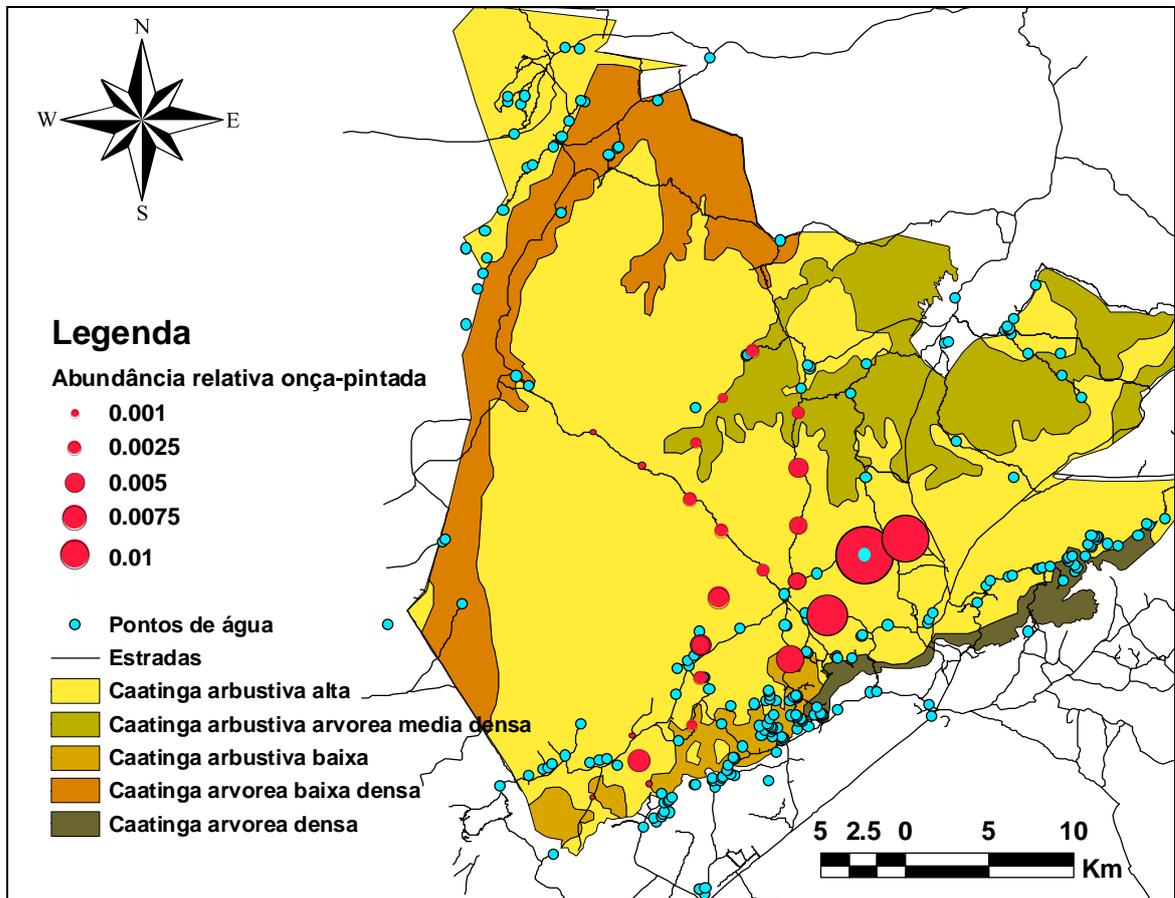


Figura 13. Abundância relativa da onça-pintada representada nos diferentes pontos de amostragem no Parque Nacional Serra da Capivara – PI. Mapa: FUMDHAM.

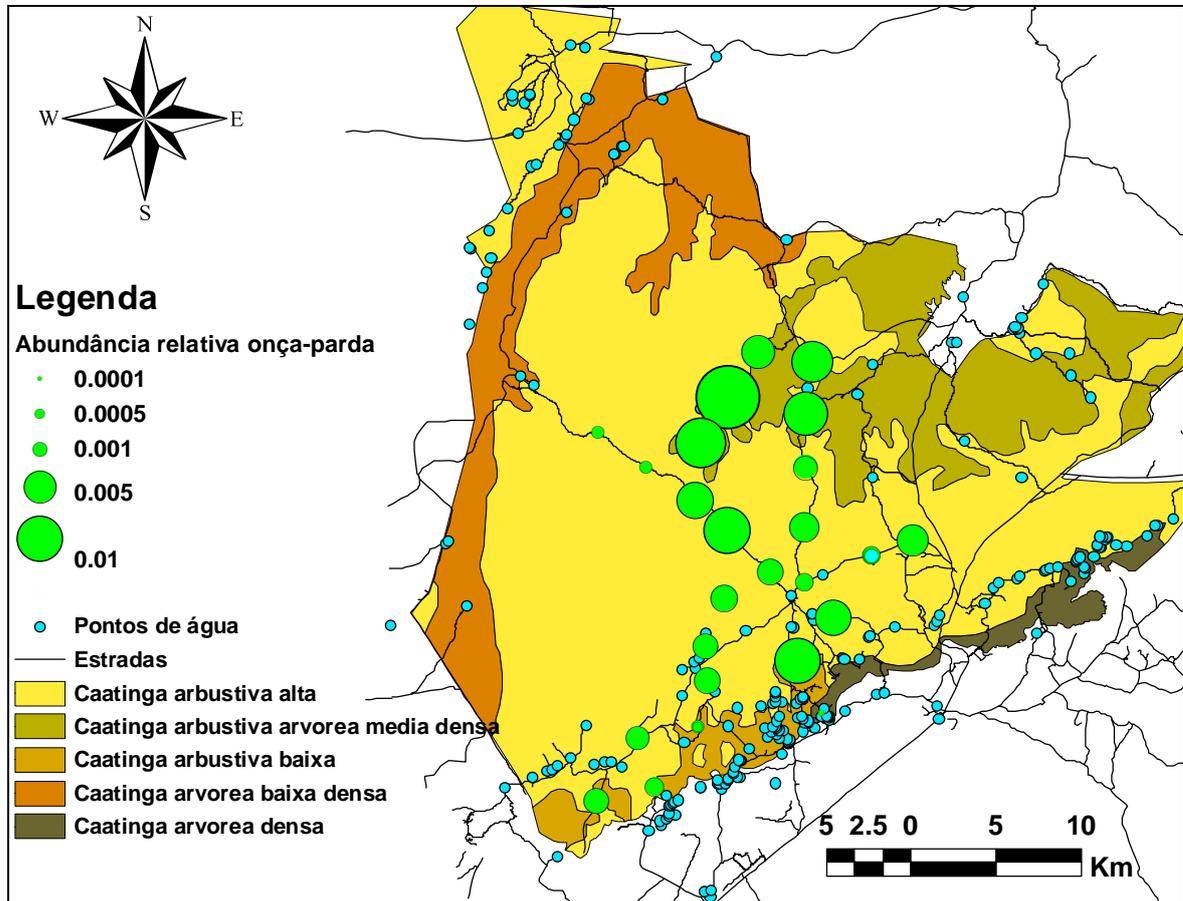


Figura 14. Abundância relativa da onça-parda representada nos diferentes pontos de amostragem no Parque Nacional Serra da Capivara – PI. Mapa: FUMDHAM.

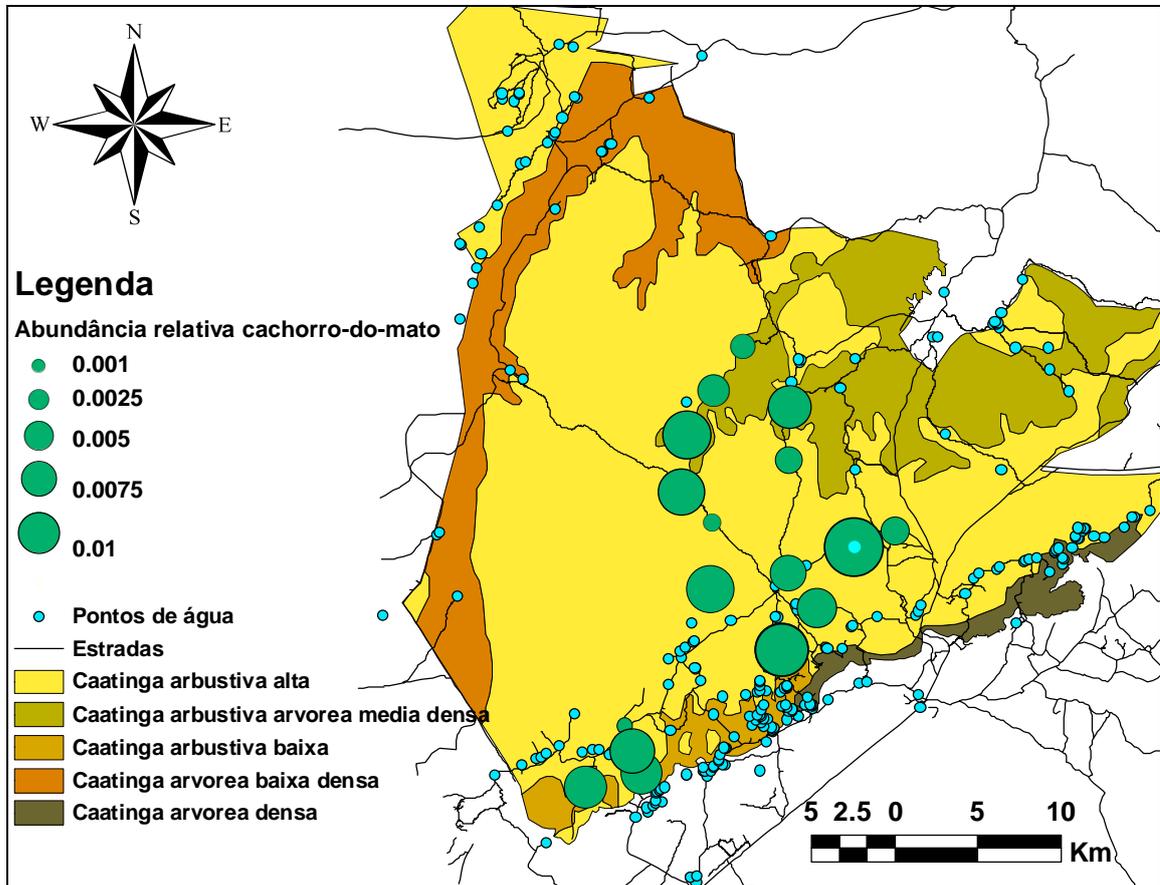


Figura 15. Abundância relativa do cachorro-do-mato representada nos diferentes pontos de amostragem no Parque Nacional Serra da Capivara – PI. Mapa: FUMDHAM.

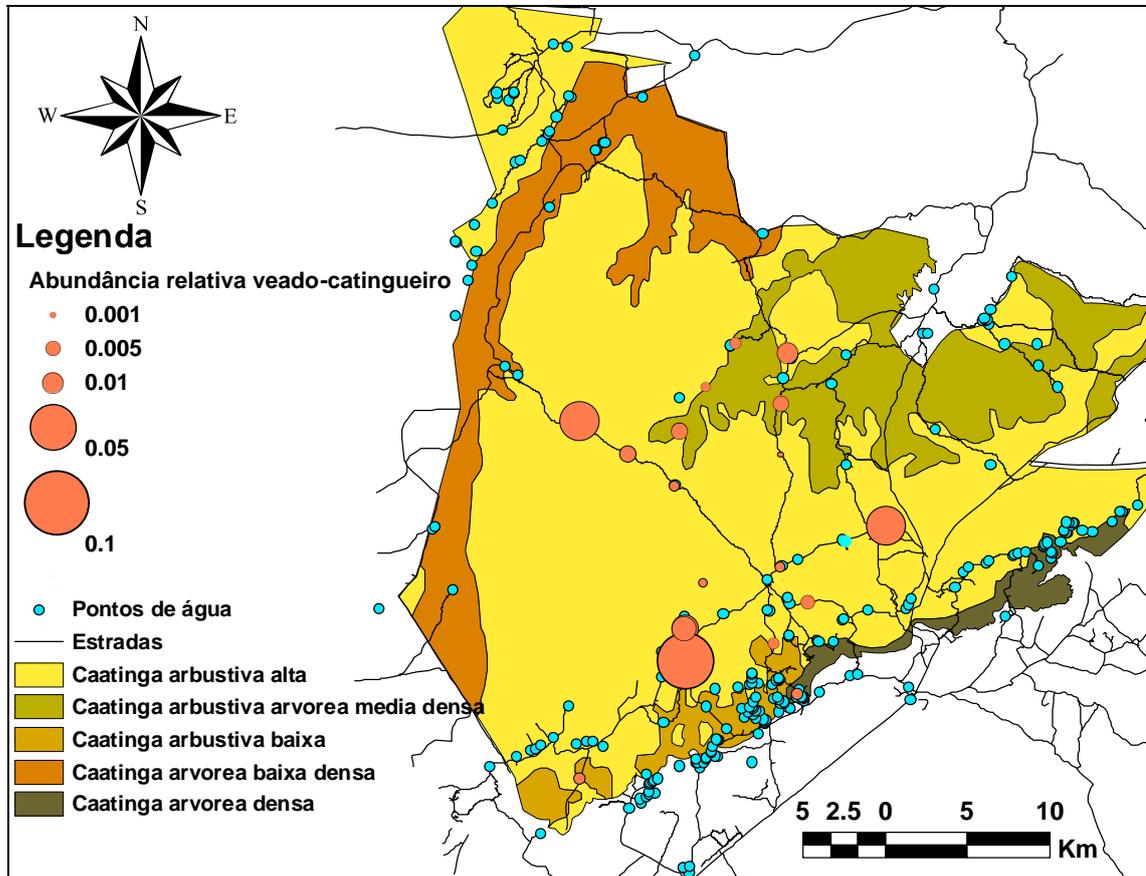


Figura 16. Abundância relativa do veado-catingueiro representada nos diferentes pontos de amostragem no Parque Nacional Serra da Capivara – PI. Mapa: FUMDHAM.

Padrão de atividade da onça-pintada nos Parques Nacionais Serra da Capivara e Serra das Confusões (n=139)

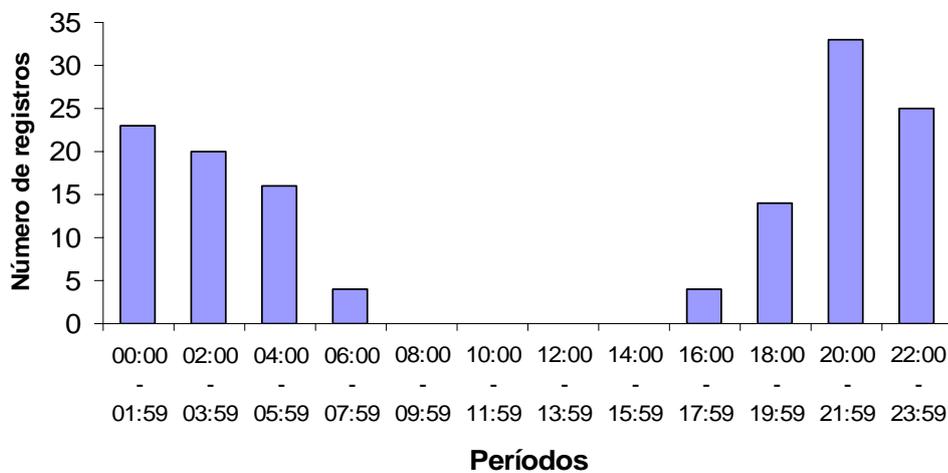


Figura 17. Padrão de atividade da onça-pintada nos Parques Nacionais Serra da Capivara e Serra das Confusões.

Padrão de atividade da onça-parda nos Parques Nacionais Serra da Capivara e Serra das Confusões (n=107)

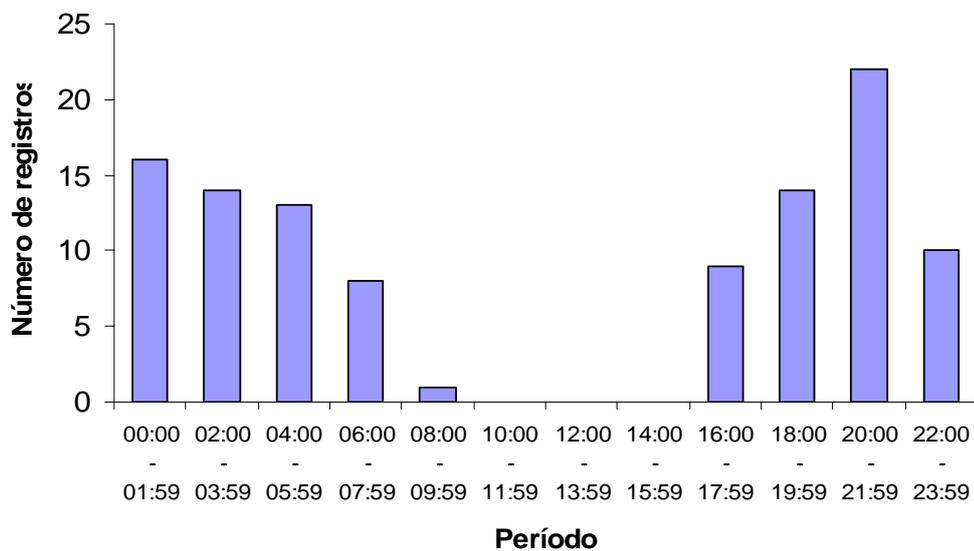


Figura 18. Padrão de atividade da onça-parda nos Parques Nacionais Serra da Capivara e Serra das Confusões.

Padrão de atividade da jaguatirica nos Parques Nacionais Serra da Capivara e Serra das Confusões (n=52)

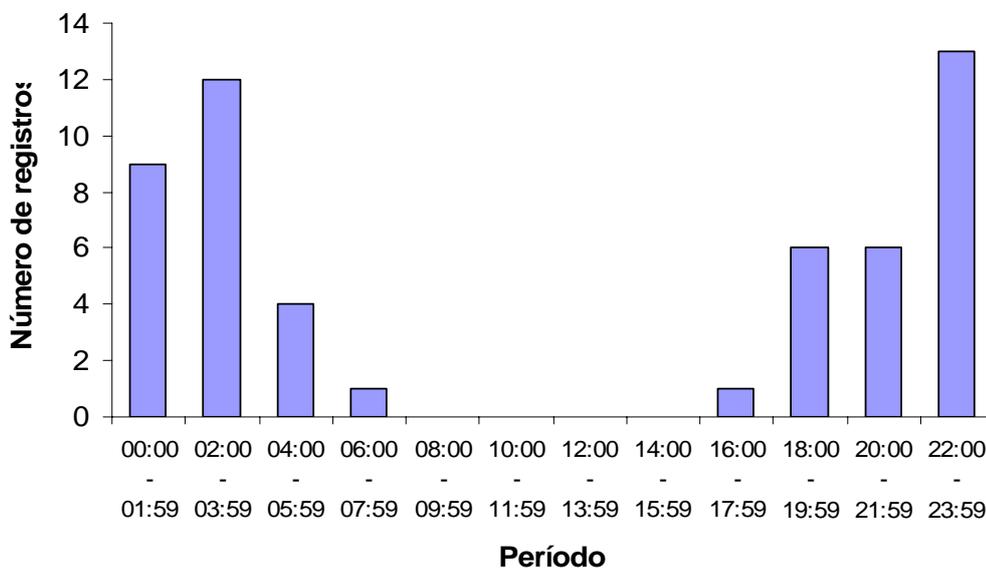


Figura 19. Padrão de atividade da jaguatirica nos Parques Nacionais Serra da Capivara e Serra das Confusões – PI.

Padrão de atividade do cachorro-do-mato nos Parques Nacionais Serra da Capivara e Serra das Confusões (n=79)

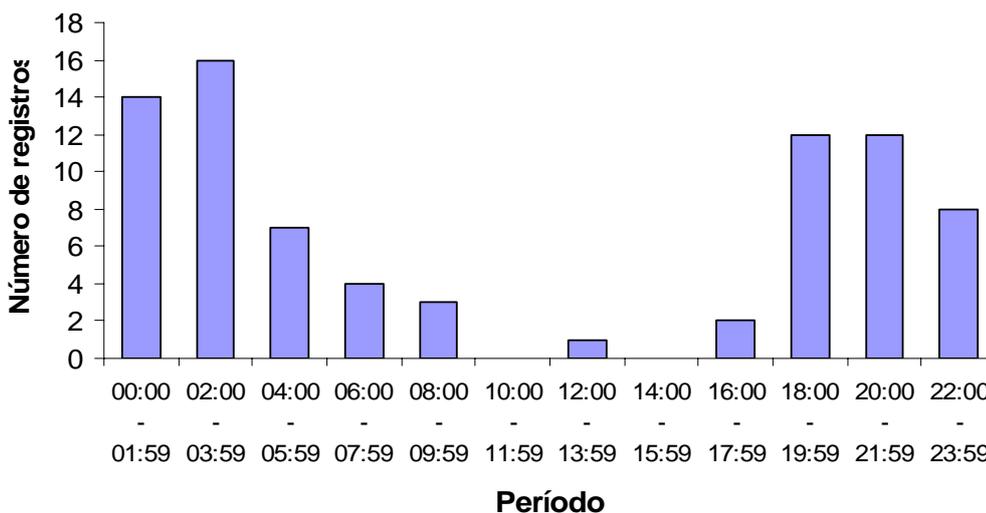


Figura 20. Padrão de atividade do cachorro-do-mato nos Parques Nacionais Serra da Capivara e Serra das Confusões – PI.

Padrão de atividade do veado-catingueiro nos Parques Nacionais Serra da Capivara e Serra das Confusões (n=157)

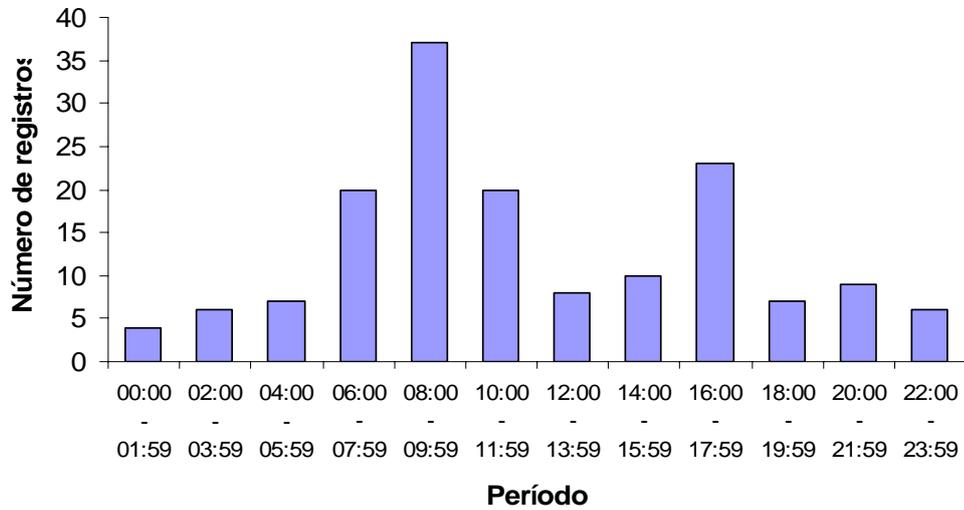


Figura 21. Padrão de atividade do veado-catingueiro nos Parques Nacionais Serra da Capivara e Serra das Confusões –PI.

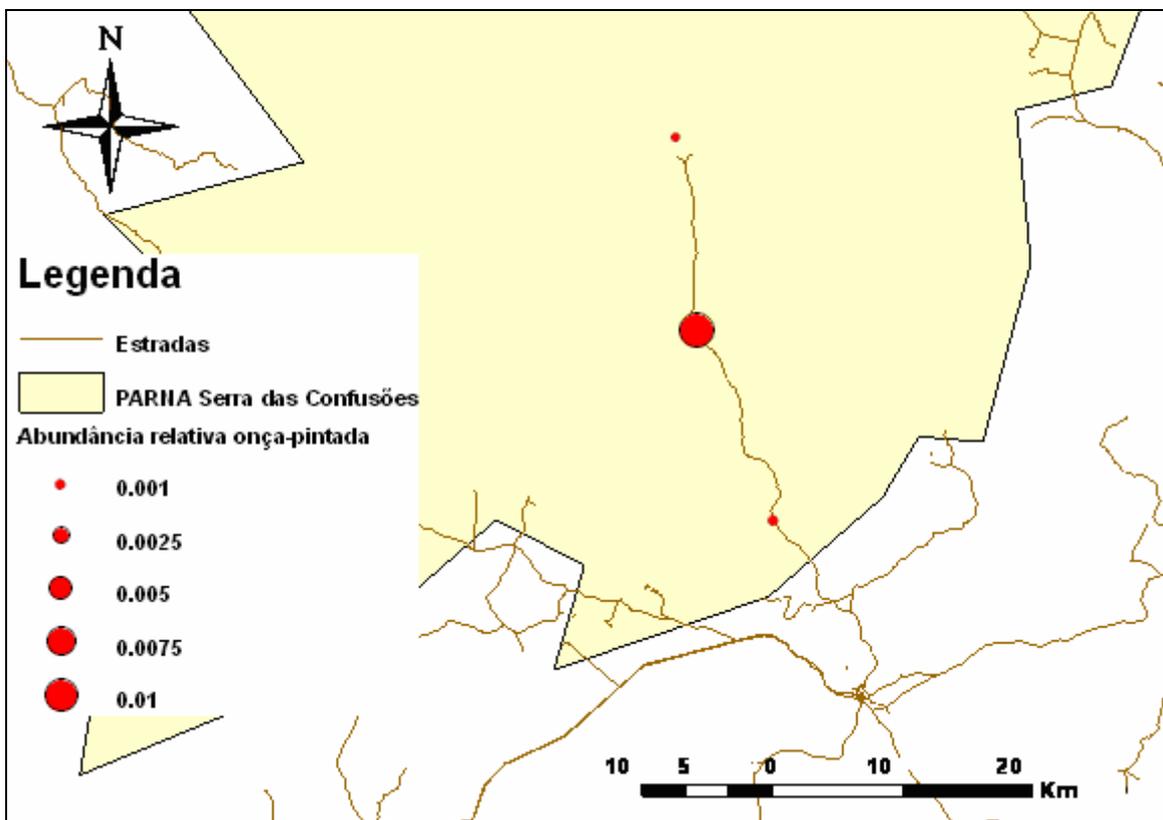


Figura 22. Abundância relativa RAI-2 da onça-pintada, representada nos diferentes pontos de amostragem no Parque Nacional Serra das Confusões-PI.

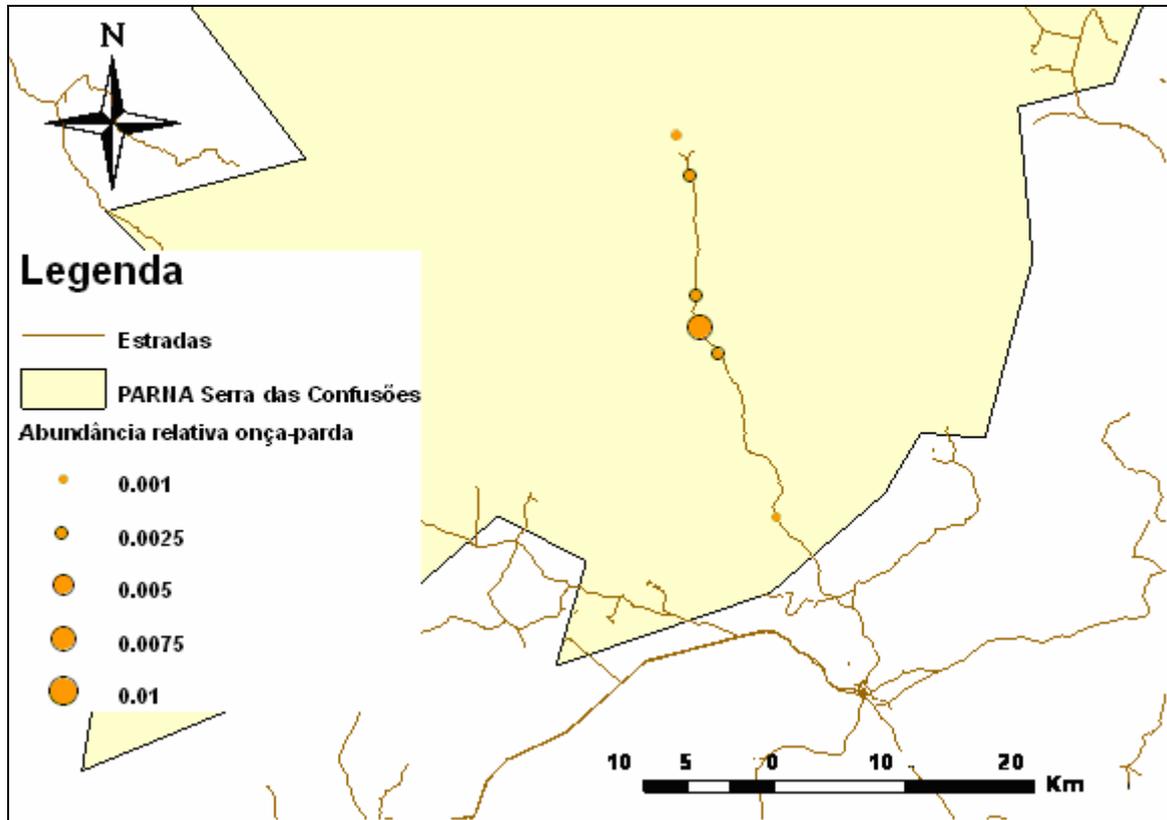


Figura 23. Abundância relativa RAI-2 da onça-parda representada nos diferentes pontos de amostragem no Parque Nacional Serra das Confusões-PI.

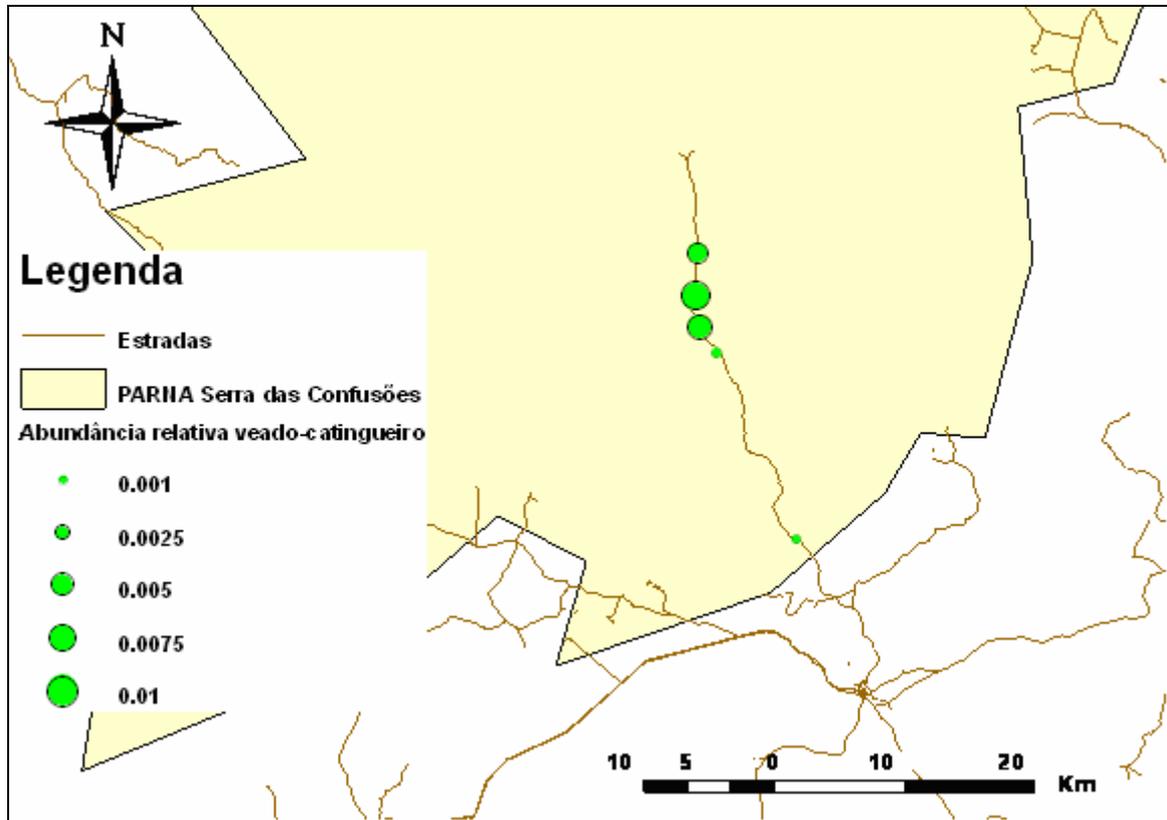


Figura 24. Abundância relativa RAI-2 do veado-catingueiro representada nos diferentes pontos de amostragem no Parque Nacional Serra das Confusões-PI.

Tabela 5. Índice de abundância relativa (RAI-2) dos mamíferos na temporada chuvosa no Parque Nacional Serra da Capivara – PI.

Espécie	NF (número de fotos)	RAI-2 (#fotos/horas amostradas)
<i>Panthera onca</i>	21	0,0193
<i>Mazama gouazoubira</i>	23	0,0169
<i>Tayassu tajacu</i>	5	0,0162
<i>Cerdocyon thous</i>	9	0,0103
<i>Puma concolor</i>	11	0,0084
<i>Leopardus pardalis</i>	8	0,0071
<i>Dasyprocta prymnolopha</i>	1	0,0009
<i>Leopardus tigrinus</i>	1	0,0009
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	1	0,0008

Tabela 6. Índice de abundância relativa (RAI-2) dos mamíferos na temporada seca no Parque Nacional Serra da Capivara – PI.

Espécie	NF (número de fotos)	RAI-2 (#fotos/horas amostradas)
<i>Mazama gouazoubira</i>	137	0,1720
<i>Panthera onca</i>	115	0,1316
<i>Cerdocyon thous</i>	76	0,1232
<i>Puma concolor</i>	93	0,1176
<i>Leopardus pardalis</i>	42	0,0589
<i>Tayassu tajacu</i>	8	0,0366
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	10	0,0146
<i>Dasyprocta prymnolopha</i>	6	0,0118
<i>Leopardus tigrinus</i>	7	0,0086
<i>Cavia aperea</i>	4	0,0085
<i>Tolypeutes tricinctus</i>	4	0,0064
<i>Puma yagouaroundi</i>	5	0,0049
<i>Euphractus sexcinctus</i>	2	0,0034
<i>Tamandua tetradactyla</i>	2	0,0030
<i>Eira barbara</i>	1	0,0023
<i>Leopardus wiedii</i>	2	0,0021
<i>Coendou prehensilis</i>	1	0,0008

Tabela 7. Índice de abundância relativa (RAI-2) dos mamíferos na temporada chuvosa no Parque Nacional Serra das Confusões - PI.

Espécie	NF (número de fotos)	RAI-2 (#fotos/horas amostradas)
<i>Puma concolor</i>	9	0,0104
<i>Dasyprocta prymnolopha</i>	4	0,0045
<i>Tayassu tajacu</i>	1	0,0044
<i>Mazama gouazoubira</i>	3	0,0034
<i>Leopardus pardalis</i>	2	0,0023
<i>Panthera onca</i>	1	0,0011

Tabela 8. Índice de abundância relativa (RAI-2) dos mamíferos na temporada seca no Parque Nacional Serra das Confusões - PI.

Espécie	NF (número de fotos)	RAI-2 (#fotos/horas amostradas)
<i>Mazama gouazoubira</i>	13	0,0171
<i>Panthera onca</i>	2	0,0112
<i>Puma concolor</i>	7	0,0064
<i>Cerdocyon thous</i>	2	0,0056
<i>Leopardus pardalis</i>	4	0,0047
<i>Tayassu tajacu</i>	1	0,0037
<i>Dasyprocta prymnolopha</i>	2	0,0027

Tabela 9. Coordenadas das armadilhas-fotográficas colocadas ao longo do estudo no Parque Nacional Serra da Capivara – PI.

Nome	Zona (UTM)	X	Y
CAPV1	23L	770218	9023362
CAPV2	23L	768785	9026506
CAPV3	23L	763389	9027332
CAPV4	23L	763420	9025384
CAPV5	23L	762897	9022570
CAPV6	23L	759356	9021892
CAPV7	23L	760349	9019012
CAPV8	23L	756978	9018176
CAPV9	23L	770910	9029086
CAPV10	23L	773138	9032746
CAPV11	23L	775581	9033726
CAPV12	23L	764487	9030196
CAPV13	23L	767145	9031842
CAPV14	23L	764641	9034232
CAPV15	23L	762758	9036086
CAPV16	23L	763064	9039510
CAPV17	23L	759927	9038062
CAPV18	23L	756996	9040096
CAPV19	23L	764715	9042184
CAPV20	23L	769183	9034490
CAPV21	23L	769239	9038020
CAPV22	23L	769217	9041248
CAPV23	23L	769164	9031154
CAPV24	23L	766493	9044959
CAPV25	23L	769622	9044296
CAPV27	23L	759812	9020422
CAPV28	23L	759613	9022846

Tabela 10. Coordenadas das armadilhas-fotográficas colocadas ao longo do estudo no Parque Nacional Serra das Confusões – PI.

NOME	ZONA (UTM)	X	Y
CONF1	23L	669483	9016856
CONF2	23L	670289	9013652
CONF3	23L	670639	9010496
CONF4	23L	670942	9007700
CONF5	23L	670787	9004447
CONF6	23L	671120	9002007
CONF7	23L	672528	9000024
CONF8	23L	673528	8997962
CONF9	23L	674463	8995872
CONF10	23L	674516	8993553
CONF11	23L	676186	8991954
CONF12	23L	677261	8989815
CONF13	23L	677033	8987336
CONF14	23L	678596	8985508

