

**ECOLOGIA COMPARADA E CONSERVAÇÃO DA
ONÇA-PINTADA (*PANTHERA ONCA*) E ONÇA-PARDA
(*PUMA CONCOLOR*), NO CERRADO E PANTANAL**

LEANDRO SILVEIRA

Orientador: Prof. Dr. Jader Marinho-Filho

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

Brasília – D.F.

Janeiro de 2004

Este trabalho é dedicado a minha mãe que,
Infelizmente não viveu para vê-lo ser finalizado.

AGRADECIMENTOS

A parte dos agradecimentos de uma Tese é talvez a melhor parte de se ler. É nela que você tem a oportunidade de rapidamente tomar ciência do processo pelo qual passou o pesquisador. Para mim, pelo menos, os agradecimentos aqui envolvem mais do que simples obrigados. Afinal, partes desta Tese são o resultado de um estudo com carnívoros que iniciei a quase 10 anos na região do Parque Nacional das Emas, onde, ao longo desse tempo muitas pessoas colaboraram com esta pesquisa.

Primeiramente, eu gostaria de agradecer à direção do Parque Nacional das Emas nas pessoas de seus diretores que por lá passaram durante o desenvolvimento deste trabalho. Obrigado a Antônio Malheiros, Luis Alberto Fernandes, Ary Soares Santos e, mais recentemente, Gabriel Cardoso, pelo o apoio necessário para o desenvolvimento das atividades de pesquisa. Na superintendência do IBAMA do Estado de Goiás também tiveram pessoas que fizeram a diferença, em momentos necessários. Portanto, meus sinceros agradecimentos aos técnicos: Edite, Aderson, Ivaldo, Sr. Moura, José Motta. A RPPN Fazenda Rio Negro, de propriedade da Conservação Internacional do Brasil, foi fundamental para o desenvolvimento das atividades de pesquisa no Pantanal. Meus agradecimentos especiais ao Reinaldo Lourival e Mônica Harris pelo apoio a esta pesquisa. Para o desenvolvimento das atividades na região do Parque Estadual do Cantão, agradeço à bióloga do NATURATINS, Beatriz, na ocasião diretora do Parque, por me apresentar a reserva e providenciar o apoio inicial necessário para o desenvolvimento das atividades de campo. Ainda, outras pessoas desta instituição foram determinantes para o andamento do projeto, como Alexandre T. M. Rodrigues, Diretor de Desenvolvimento Sustentável, Ricardo Ferrão e Jorge Leonam que, sempre estiveram prontos para apoiar as atividades de pesquisa.

Ao longo desta pesquisa, a Associação Pró-Carnívoros foi fundamental, não só com logística, mas, com o devido apoio moral da equipe à qual eu faço parte. Quando iniciei os estudos com carnívoros no Parque das Emas, em 1994, não imaginava que este um dia passaria a fazer parte dos projetos pioneiros desta instituição e, ainda, o mais duradouro. Desta forma, ao longo dessa convivência eu devo considerações aos meus colegas de trabalho. Meus sinceros agradecimentos a Anah Jácomo, Cibele Indrusiak, Eduardo Eizirik, Fernanda Michalski, Fernando Azevedo, Flávio Rodrigues, Julio Dalponte, Renata Leite, Ricardo Boulhosa, Rose Gasparini, Ronaldo Morato, Rogério de Paula, Tadeu Oliveira, Sandra Cavalcanti e, Valeria Conforti.

Os resultados desta pesquisa não só deram origem a uma Tese, como também a uma nova ONG - Fundo para a Conservação da Onça-pintada/Jaguar Conservation Fund, que se propõem a dedicar à conservação dessa magnífica espécie, ao longo de sua área de distribuição. Essa ONG já nasceu forte graças ao apoio da Associação Pró-Carnívoros e Conservation International, principalmente, através de pessoas como Paulo Gustavo Prado, Charles Brady - Memphis Zoo, Gustavo Fonseca e Russel Mittermeier. A vocês, muito obrigado!

Para o desenvolvimento das atividades de campo, tantos estagiários do projeto foram importantes, que seria praticamente impossível lista-los aqui. Afinal tive o privilegio de ter convivido com mais de 120 pessoas ao longo desse tempo. Muito obrigado a todos! Mas, como sempre, alguns se destacam e merecem agradecimentos especiais. Desta forma, ficam na lembrança pessoas como Marcos Tortato, Elaine Pessuto, Davi Ibanes, Roberto Vitor e Ana Carolina (Bicho Grilo).

Fico em débito com meus amigos da Oréades – Núcleo de Geoprocessamento, Renato Alves Moreira (Renas), Demerval Gonçalves (Demervas) e Nazareno (Naza). A vocês, muito obrigado pela ajuda e paciência para resolver meus problemas com mapas, gps, etc. O Renas, foi fundamental em varias parte deste trabalho. Renas, um obrigado especial para você!

A colaboração dos proprietários rurais do entorno do Parque também foi determinante para o desenvolvimeto desta Tese. Meus especiais agradecimentos `as pessoas de Eduardo Peixoto e Margie (Faz. Sucuriú), Allan Butterfield e “Seu Zé” (Faz. Mombaça), Milton Fries e Aniversindo (Faz. Babilônia), Fernando Castro Marques (Faz. Pedra Branca) e Sr. Hygino Piacentini e Junior (Faz. Jaboticaba). O Sr. Hygino foi mais do que um parceiro da pesquisa, ele foi um amigo, conselheiro e incentivador. Meus sinceros agradecimentos ao senhor e a seu filho (Junior) por todo o apoio. MUITÍSSIMO obrigado!

Bem, a longa convivência com algumas pessoas no campo, fez a relação de coleguismo se transformar em amizade, daquelas muito especiais. Eu tenho o maior orgulho de ter conhecido e atulamente poder trabalhar com pessoas como Cyntia Kayo Kashivakura (Bigata), Claudia Ferro, Diego Suero, Mariana Malzoni Furtado, Natalia Tôrres, Samuel Astete e Marion Kallerhoff. Estas se tornaram pessoas especiais na minha vida profissional que eu espero não “perder de vista”.

Desde o início do mestrado e, mais tarde, no doutorado eu tive o privilegio de contar com o apoio do Prof. Dr. José Alexandre Felizola Diniz-Filho, da UFG. Mais do que um clássico Mestre, o Zé é um amigo para todas as horas. Zé, agradeço pelas horas extras do seu tempo dedicadas a me ensinar e orientar. Você realmente é uma daquelas pessoas que faz a

diferença na vida acadêmica das pessoas. Ainda, agradeço a atenção e os ensinamentos do Prof. Dr. Luis Mauricio Bini, que nunca me negou uma ajuda. Bini, meu sincero obrigado!

Credito grande parte do meu interesse no curso de Doutorado em Biologia Animal da UnB, ao meu orientador, Prof. Dr. Jader Marinho-Filho. Afinal, foram seus trabalhos com mamíferos do Cerrado que me atraíram para o curso. Jader, muito obrigado por ter aceitado me orientar, pela confiança que você depositou em mim e, principalmente pela compreensão nos meus momentos difíceis. Sua orientação foi densa e direcionada nos momentos certos. Este estudo, provavelmente, não teria sido desenvolvido sem o apoio do CNPq (bolsa de doutorado), o apoio logístico do Parque Nacional das Emas/IBAMA, que forneceu alojamento durante as atividades do projeto, e às seguintes instituições brasileiras e americanas que forneceram equipamentos e recursos para a manutenção das atividades do projeto: Associação para a Conservação dos Carnívoros Neotropicais (Ass. Pró-Carnívoros); CENAP/IBAMA; Fundação O Boticário de Proteção à Natureza; Fundo Mundial para a Natureza (WWF); Memphis Zoo (USA); Houston Zoo (USA); Disney Foundation (USA); Global Environmental Facilities (GEF/PPP); Fundação Ecológica de Mineiros (Fundação Emas); Oréades – Núcleo de Geoprocessamento; Fundo Nacional do Meio Ambiente – FNMA/MMA.

Devo a minha paixão pela biologia ao meu pai, cuja profissão de veterinário permitiu que eu convivesse próximo a animais desde a infância. Sua vida como pesquisador, sem duvida alguma, influenciou na minha escolha de vida. Obrigado pai!!

Por último, agradeço à minha mulher Anah Tereza A. Jácomo pelo seu fundamental apoio em todas as fases deste trabalho. Anah meu débito com você é maior do que pode ser expresso por simples palavras. Muito obrigado pela ajuda nos trabalhos de campo, pelas longas discussões sobre a pesquisa e ajuda nas análises.

SUMÁRIO

RESUMO	11
ABSTRACT	12
INTRODUÇÃO GERAL.....	13
OBJETIVO GERAL	16
Objetivos específicos	16
MATERIAIS E MÉTODOS	17
Áreas de Estudo	17
Parque Nacional das Emas e Entorno.....	18
Entorno do Parque Nacional das Emas: Passado e Presente.....	19
Corredor Cerrado-Pantanal.....	22
Pantanal.....	24
Parque Estadual do Cantão.....	25
LITERATURA CITADA.....	27
CAPÍTULO I	
ECOLOGIA COMPARADA DA ONÇA-PINTADA E ONÇA-PARDA NO CERRADO E PANTANAL	
Introdução.....	29
Materiais e Métodos.....	31
Captura e Contenção Química de Onças-Pintadas e Onças - Pardas	31
Rádio-telemetria.....	31
Área de Vida (<i>Home Range</i>).....	32
Armadilha fotográfica.....	34
Estimativa de densidade e sobreposição da área de vida	35
Estimativa Populacional	36
Padrão de atividade	37
Utilização de habitat	38
Abundância de onças	38
Dieta de Onça-pintada e Onça-parda no Parque Nacional das Emas.....	39
Coleta e análise de fezes.....	40

Análise estatística	41
Amplitude de nicho	41
Sobreposição de nicho	41
Medida de peso de presa (MPP).....	42
Coleta e análise de carcaças de presas abatidas por onças	42
Resultados.....	43
Caracterização das espécies: Onça-Pintada e Onça-Parda.....	43
Área de vida de Onças-Pintadas e Onças-Pardas na região do Parque Nacional das Emas.....	45
Onça-Pintada.....	45
Onça-Parda.....	52
Sobreposição de Área de vida entre Onças-Pintadas no Parque Nacional das Emas...56	
Sobreposição de Área de vida entre Onças-Pardas no Parque Nacional das Emas.....57	
Densidade e estimativa populacional de Onça-Pintada e Onça-Parda no Parque Nacional das Emas.....	60
Padrão de atividade.....	66
Uso de Habitat.....	69
Dieta da Onça-pintada e Onça-parda no Cerrado	75
Sobreposição de nicho.....	79
Amplitude de nicho.....	79
Peso Médio Geométrico.....	79
Discussão.....	80
Conclusões.....	90
Literatura Citada.....	92

CAPÍTULO II

ECOLOGIA DE ONÇAS E SUAS PRESAS

Introdução.....	100
Materiais e Métodos.....	101
Abundância de onças e suas presas	102
Armadilha fotográfica.....	104
Armadilhas fotográficas para estimativa de densidade de Onça-Pintada.	104
Armadilhas fotográficas para estimativa de densidade de Onça-Parda....	104
Análise de Covariância – Ancova.....	104

Censo aéreo.....	105
Estimativa de densidade.....	107
Medidas de similaridade entre as comunidades.....	108
Espécies indicadoras.....	108
Relação presa-predador.....	109
Resultados.....	109
Composição e Caracterização da fauna do Cerrado e Pantanal.....	109
Abundância da fauna do cerrado e pantanal.....	112
Análise de Covariância.....	112
Espécies indicadoras por região	116
Similaridade da fauna do Cerrado e Pantanal.....	118
Parque Nacional das Emas e Entorno.....	119
Abundância de mamíferos de grande porte no Parque Nacional das Emas.....	120
Corredor Cerrado-Pantanal.....	121
Pantanal do Rio Negro.....	122
Parque Estadual do Cantão.....	124
Distribuição e abundância de Onça-pintada e Onça-parda no Cerrado e Pantanal.....	125
Relação presa-predador.....	125
Padrão de Atividade: presa versus predador.....	127
Discussão.....	130
Composição e caracterização da fauna do cerrado e pantanal.....	130
Espécies indicadoras por região.....	131
Similaridade da fauna do cerrado e pantanal.....	132
Distribuição e abundância de Onça-pintada e Onça-parda no cerrado e pantanal.....	132
Relação Presa Predador.....	133
Padrão de atividade de presa versus predador.....	134
Conclusões	136
Literatura citada.....	138

CAPÍTULO III

ONÇAS E FAZENDAS DE GADO: A COEXISTÊNCIA É POSSÍVEL?

Introdução.....	142
Impacto da predação de onças-pintadas e onças-pardas na região do entorno do Parque Nacional das Emas.....	144

Onças no entorno do Parque Nacional das Emas.....	144
Materiais e métodos.....	146
Resultados	146
Avaliação de métodos de manejo de rebanhos domésticos a fim de se minimizar o impacto da predação por onças no entorno do Parque Nacional das Emas.....	151
Impacto da predação de gado por Onças-pintadas e Onças-pardas na região do Pantanal do Rio Negro.....	152
Materiais e Métodos.....	153
Compensação financeira por perdas de rebanho doméstico predado por onças.....	155
Impacto da predação de rebanhos por onças.....	156
Caracterização das propriedades rurais.....	156
Ação Social.....	156
Resultados	157
Ação social	164
Discussão.....	170
Programas de Compensação Funcionam? Experiências da região do Pantanal Sul-Matogrossense.....	170
Programas sociais e o envolvimento da comunidade na conservação.....	175
Predadores no entorno de Unidades de Conservação.....	176
Onças fora de Unidades de Conservação: a coexistência é possível?.....	178
Conclusões	182
Literatura citada	183

CAPÍTULO IV

CONSERVAÇÃO DA ONÇA-PINTADA E ONÇA-PARDA NO CERRADO E PANTANAL

Introdução.....	189
Objetivos específicos.....	191
Materiais e métodos.....	191
Áreas de estudo.....	192
Cerrado.....	192
Pantanal.....	192
Corredores de Dispersão entre Unidades de Conservação.....	192
Resultados	194
Unidades de Conservação	194

Corredores de Dispersão.....	201
Discussão	215
Distribuição atual de Onça-pintada e Onça-parda no cerrado e pantanal.....	215
Pantanal.....	215
Cerrado.....	221
Corredores de dispersão para as onças na região centro-oeste do Brasil.....	227
Usinas hidrelétricas e a interrupção de corredores de dispersão para onças.....	230
Conservação das Onças-pintadas e Onças-pardas.....	231
Conclusões.....	234
Literatura citada.....	235

RESUMO

Este estudo reúne informações sobre a ecologia da onça-pintada (*Panthera onca*) e onça-parda (*Puma concolor*) e de suas principais presas em três localidades do Cerrado (Parque Nacional das Emas - GO, Parque Estadual do Cantão – TO, Corredor Cerrado-Pantanal – MS/MT) e uma do Pantanal (região do Rio Negro). A ecologia desses dois predadores foi analisada quanto aos aspectos de área de vida, uso de hábitat, dieta e padrão de atividade. As principais presas desses predadores foram estudadas quanto às suas distribuições, abundâncias e padrões de atividade nas áreas estudadas. Os resultados deste estudo indicam que a distribuição da onça-pintada é determinada pela distribuição de habitats de floresta e cerrado (*strictu sensu*). Seu padrão de atividade é característico de um animal crepuscular-noturno, e se alimenta de espécies nativas de grande porte (peso médio de 147 kg), como o queixada, a anta, o tamanduá-bandeira e a capivara. Entre as quatro regiões estudadas a maior abundância da espécie foi encontrada no Parque Nacional das Emas. A onça-pintada é sensível a estresses ambientais decorrentes das atividades antrópicas e sua permanência numa área está diretamente relacionada às abundâncias de suas principais presas. A onça-parda representa aproximadamente a metade da biomassa de uma onça-pintada. Mais tolerante às atividades antrópicas, a onça-parda é encontrada em maior abundância e em todas as quatro regiões deste estudo. Esta espécie utiliza todos os habitats de Cerrado e Pantanal, no entanto, em áreas fragmentadas, como do Corredor Cerrado-Pantanal, tem preferência para hábitat de floresta. Suas presas têm em média 17 kg e constituem-se basicamente de cateto, capivara, ema, e espécies de tatus. Seu padrão de atividade é crepuscular-noturno, mas, tende a ser mais noturna do que a onça-pintada. Tanto a onça-pintada quanto a onça-parda causam impactos negativos em rebanhos domésticos, já que predam bovinos, equinos e ovinos. No entanto, na região estudada no Pantanal a onça-pintada se apresentou mais impactante do que a onça-parda, enquanto na região do entorno do Parque Nacional das Emas essa relação se inverteu. Ambas espécies dependem de conexões naturais (corredores) entre as Unidades de Conservação do Cerrado e Pantanal para manterem populações geneticamente viáveis.

ABSTRACT

This study raised information on the ecology of jaguars (*Panthera onca*), pumas (*Puma concolor*), and their major prey in three distinct Cerrado localities (Parque Nacional das Emas - GO, Parque Estadual do Cantão – TO, Corredor Cerrado-Pantanal – MS/MT) and, one Pantanal site (Rio Negro region). The ecology of these two predators was analyzed regarding their home range, habitat, diet and activity patterns. The distribution, abundance, and activity pattern of the jaguar and puma prey community were studied in all four sites. The results of this study indicates that jaguar distribution is determined by forest and cerrado (*strictu sensu*) habitats. Its activity pattern is typical of a crepuscular-nocturnal species, where it feeds mainly on large bodied species (average mass 147 kg), such as the white-lipped peccary, tapir, giant anteater and capybara. Between the four regions studied the highest abundances rates for the species was found in Emas National Park. The jaguar is sensible to environmental stresses caused by antropic activities and its distribution seems to be strongly related to high abundances of its major preys. The puma represent aproximatley half of the biomass of a jaguar. Less sensible to human disturbunce, the puma is found in higher abundances and in all four study sites surveyed in this study. The species uses all Cerrado and Pantanal habitats available, however, in fragmented areas such as the Cerrado-Pantanal Corridor it has preference for Forest habitat. Its major preys average 17 kg and includes basically collared peccary, capybara, greater rhea and armadillos. The puma activitiy pattern can also be described as of a crepuscular-nocturnal, however, it tends to be more nocturnal than the jaguar. Jaguar and pumas cause negative impacts on domestic livestock throughouht the study sites, preying on cattle, horses and sheep. However, at least in the Pantanal site studied the jaguar is responsible for higher predation rate than the puma, while in the surrounding ranchland of Emas National Park the situation inverts. Both species are highly dependent on natural conections (corridors) between conservation units of the Cerrado and Pantanal in order to maintain long-term genetically viable populations.

INTRODUÇÃO GERAL

No bioma Cerrado (incluindo Pantanal) ocorrem sete espécies de felinos, das quais seis se encontram na Lista Oficial da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção (MMA, 2003), entre elas a onça-pintada (*Panthera onca*) e a onça-parda (*Puma concolor*). Estas espécies são os maiores mamíferos predadores terrestres do Brasil e, como os outros gatos silvestres, vêm sofrendo fortes pressões resultantes da destruição de seus habitats naturais e do abate ilegal em resposta a ataques sobre rebanhos domésticos.

O Cerrado é o segundo maior bioma brasileiro depois da Floresta Amazônica e seu solo vem sendo intensamente manejado pelas atividades agropecuárias e extrativistas. A relativa facilidade de desmatamento da sua vegetação permite a conversão rápida de extensas áreas naturais, fragmentando habitats e populações, bem como colocando em ameaça de extinção diversas espécies de sua fauna e flora (Eiten, 1972; Verdesio, 1990; Santos-Filho, 1995). As atividades agropecuárias, industriais e de infra-estrutura no Cerrado já consumiram pelo menos 65% de sua vegetação nativa (Mantovani, 1998), o que se reflete diretamente na redução das populações de onças-pintadas e onças-pardas neste bioma. As ameaças à sobrevivência destas espécies no Cerrado são maiores quando se verifica que as 98 unidades de conservação de uso indireto (ex. Parques Nacionais, Reservas Biológicas, etc.), não ultrapassam 1,6% da área total do bioma e, ainda mais, com a agravante de que, se isoladas, nenhuma destas Unidades é grande o suficiente para garantir a sobrevivência, em longo prazo, de populações geneticamente viáveis destas espécies de felídeos (Silveira & Jácomo, 2002). Obras que ocasionam grandes impactos ambientais diretos e indiretos, como hidrelétricas, rodovias e ferrovias também contribuem para a insularização de populações de onças, interrompendo corredores naturais de dispersão, fundamentais na manutenção do fluxo gênico entre populações (Silveira & Jácomo, 2003).

As ameaças das atividades antrópicas sobre as áreas naturais do bioma Cerrado, pondo em risco sua riqueza biológica e endemismos, o incluem entre os 25 “hotspots” para a conservação biológica no mundo. Estes “hotspots” (= pontos quentes) foram classificados conforme o seu grau de ameaça, que avaliou a combinação entre redução de sua área natural e número de espécies endêmicas (Mittermeier *et al.*, 2002).

O Pantanal, mesmo sendo considerado neste estudo como um ecossistema dentro do Domínio do Cerrado, merece destaque por sua extensão e características próprias. A atual

continuidade de habitats naturais categoriza o Pantanal como uma das últimas 37 grandes áreas selvagens (*wilderness areas*) do Planeta (Mittermeier *et al.*, 2003).

A onça-pintada pode ser considerada um ícone de boa qualidade ambiental de uma área. Como a maioria dos predadores de topo de cadeia alimentar, a onça-pintada exige grandes áreas para manter uma população reprodutiva. Ao contrário da onça-parda, que tolera paisagens fragmentadas e a convivência próxima a atividades antrópicas, a onça-pintada é uma espécie extremamente sensível a distúrbios ambientais. Swank & Teer (1989) fizeram uma primeira avaliação da situação de conservação da espécie em toda sua área de distribuição e concluíram que a perda de habitat natural era a principal causa da redução de sua área de distribuição. Em 1999, pesquisadores de vários países se reuniram para reavaliar a situação de conservação da espécie. A conclusão desse encontro foi de que a conversão de habitats naturais para uso antrópico já reduziu a presença da onça-pintada a 46% da sua ocorrência original no continente americano (Sanderson *et al.*, 2002). Informações referentes à onça-parda são ainda escassas para tal avaliação, mas é coerente suspeitar que a espécie também enfrente semelhante grau de ameaça.

O Parque Nacional das Emas (PNE), com seus 132.000 ha, é uma das maiores reservas de Cerrado do país e o último grande refúgio da fauna da região sudoeste do Estado de Goiás. Os municípios que envolvem o PNE estão entre os maiores produtores de grãos do Estado e, conseqüentemente, as atividades agrícolas levaram à fragmentação dos habitats naturais na região e a um isolamento de grande parte do Parque das demais áreas nativas de seu entorno. Silveira e Jácomo (2002) observaram que o PNE é o último refúgio protegido para onças na região de campos de chapadas do Planalto Central brasileiro, abrigando uma população reprodutiva de onças-pintadas e de onças-pardas. O Parque Estadual do Cantão (PEC) é, provavelmente, um dos últimos grandes refúgios protegidos para estas espécies na região noroeste do bioma. Já o Pantanal do Rio Negro faz parte de um grande refúgio para as onças na região mais ao oeste do Domínio Cerrado.

A onça-pintada e a onça-parda são os maiores felinos do continente americano e, como todo predador de topo de cadeia alimentar, são vistos pela sociedade por onde ocorrem com temor, como causadores de prejuízo a produções animais, com misticismo e também com admiração (Schaller, 1996). Também, três rótulos ecológicos são atribuídos às onças, em especial à onça-pintada. São consideradas “*espécies guarda-chuva*”, numa alusão a uma cobertura total das exigências ecológicas de toda a comunidade onde ocorrem, como “*espécie-bandeira*”, por conseguirem atrair toda a atenção necessária para a mobilização de campanhas ambientais, e como “*espécie-chave*”, por cumprirem importantes funções de manutenção do

equilíbrio da comunidade, influenciando diretamente nas populações de suas presas e indiretamente nas populações animais e vegetais relacionadas a estas (Miller & Rabinowitz, 2002). De fato, grandes predadores como as onças-pintadas e onça-pardas desempenham importante papel na manutenção da estabilidade de comunidades ecológicas (Terborgh, 1988; Dirzo & Miranda, 1990; Estes, 1996). As atividades predatórias de um grande carnívoro produzem efeitos indiretos que atravessam os diversos níveis tróficos de um ecossistema, e atingem organismos que aparentam estar distante dos fatos que envolvem a predação em si, tanto ecologicamente como taxonomicamente (Terborgh, 1988; Estes, 1996). Portanto, conhecer as exigências ecológicas das onças-pintadas e onças-pardas em ambiente natural e entender como esses predadores influenciam no equilíbrio do ecossistema, através do estudo de sua ecologia, não apenas auxiliam na conservação destas espécies, como também podem auxiliar na conservação de toda comunidade faunística.

A onça-pintada é o único representante do gênero *Panthera* no continente. A espécie foi classificada em oito sub-espécies distintas, das quais duas ocorrem no Brasil: *P. onca onca*, na Bacia Amazônica e Bacia do Rio Orinoco, e *P. onca paraguensis* (= *P. onca palustris*), mais ao sul do Brasil, incluindo o norte da Argentina e Paraguai (Seymour, 1989). No entanto, mais recentemente, Eizirik *et al.* (2001), através de estudos genéticos, propõem a divisão da espécie em apenas quatro grupos filo-geográficos, não totalmente isolados.

Chegando a pesar 130 kg, as onças-pintadas variam seus pesos quanto ao sexo. Hoogesteijn e Mondolfi (1992) analisaram medidas de comprimento do corpo, comprimento total, comprimento da cauda e peso de onças-pintadas, machos e fêmeas de diferentes localidades de sua distribuição geográfica. Esses autores encontraram diferenças significativas para todas as variáveis, exceto para o comprimento da cauda, caracterizando o dimorfismo sexual.

A onça-parda é caracterizada pela sua cor de pelagem uniforme, sem pintas, variando de pardo-avermelhado a pardo-acinzentado. Machos pesam entre 55 e 65 kg enquanto fêmeas pesam entre 35 e 45 kg. Como nas onças-pintadas, há um claro dimorfismo sexual em onças-pardas, onde machos geralmente pesam 40% a mais do que fêmeas (Logan & Sweanor, 2001). Com a maior distribuição geográfica entre os mamíferos terrestres do continente americano, sua área de ocorrência se estende desde o Canadá até o extremo sul do Chile e Argentina. Único representante do gênero *Puma*, a espécie é dividida em 30 sub-espécies, das quais cinco ocorrem no Brasil (Currier, 1983).

Os dados analisados neste trabalho foram coletados entre janeiro de 1999 e março de 2003, como parte de um estudo sobre a comunidade de carnívoros do Parque Nacional das Emas iniciado em 1994 e posteriormente estendido para o Corredor Cerrado-Pantanal, o Pantanal do Rio Negro e Parque Estadual do Cantão. O objetivo maior deste estudo foi levantar informações sobre a ecologia da onça-pintada e onça-parda no bioma Cerrado, considerando os três últimos grandes refúgios protegidos para estas espécies com fisionomias paisagísticas distintas: Parque Nacional das Emas-GO, Pantanal do Rio Negro-MS, e Parque Estadual do Cantão-TO.

Os resultados deste estudo foram agrupados em quatro capítulos distintos. O Capítulo I aborda uma análise comparativa da ecologia da onça-pintada e onça-parda nas regiões de estudo; o Capítulo II considera a distribuição e abundância das principais presas das onças nas quatro regiões de estudo, assim como as relações entre as presas e os predadores; o Capítulo III avalia o impacto da predação de onças sobre rebanhos domésticos na região do entorno do Parque das Emas e Pantanal do Rio Negro; o Capítulo IV descreve a situação de conservação das onças-pintadas e onças-pardas no Cerrado e Pantanal, destacando os potenciais corredores de dispersão e unidades de conservação.

Procurou-se gerar dados que subsidiassem futuros planos de manejo e conservação destas espécies nestas regiões, assim como em outras áreas de Cerrado.

OBJETIVO GERAL

Conhecer e comparar a ecologia da onça-pintada e onça-parda no Cerrado e Pantanal.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Conhecer a área de vida da onça-pintada e onça-parda no Parque Nacional das Emas;
- Verificar se há sobreposição de área de vida entre indivíduos das duas espécies;
- Descrever o padrão de atividade das espécies;
- Descrever o padrão de utilização de habitats;
- Descrever a dieta das duas espécies;
- Conhecer a distribuição e abundância relativa das espécies presas para as onças;
- Caracterizar e quantificar o impacto de predação das onças pintada e parda sobre rebanhos domésticos em propriedades rurais do entorno do PNE e Pantanal;
- Avaliar a situação de conservação das onças-pintadas e onças-pardas no Cerrado;
- Identificar e caracterizar os principais corredores de dispersão para as onças na região.

MATERIAIS E MÉTODOS

ÁREAS DE ESTUDO

Do ponto de vista florístico, cinco Províncias Fitogeográficas (grandes espaços contendo endemismos em nível de gêneros e de espécies) são reconhecidas no Brasil. Destas cinco, a da região do Brasil central foi denominada de Oréades (Província dos Cerrados). Tais endemismos refletem, sem dúvida, a existência daquela grande diversidade de condições ambientais, as quais criaram isolamentos geográficos e/ou ecológicos. Estas áreas são também conhecidas como Domínios Morfoclimáticos e Fitogeográficos (Ab'Saber, 1967). No Domínio do Cerrado predomina o Bioma do Cerrado. Todavia, outros tipos de Biomas também estão ali representados, seja como tipos "dominados" ou "não predominantes" (caso das Matas Mesófilas de Interflúvio), seja como encraves (ilhas ou manchas de caatinga, por exemplo), ou penetrações de Florestas Galeria, de tipo amazônico ou atlântico, ao longo dos vales úmidos dos rios. O Domínio é extremamente abrangente, englobando ecossistemas os mais variados, sejam eles terrestres, fluviais, de pequenas ou de grandes altitudes (Eiten, 1972).

Estima-se que a área "core" ou nuclear do Domínio do Cerrado tenha aproximadamente 1.5 milhão de km². Se adicionarmos as áreas periféricas, que se acham encravadas em outros domínios vizinhos e nas faixas de transição, esse valor poderá chegar a 1.8 ou 2 milhões de km² (AB'Saber, 1983).

A vegetação do Bioma do Cerrado, considerado aqui em seu "*sensu lato*", não possui uma fisionomia única em toda a sua extensão, sendo bastante diversificada e apresentando desde formas campestres bem abertas, como os campos limpos de cerrado, até formas relativamente densas, florestais, como os cerradões. Entre estes dois extremos fisionômicos é possível encontrar toda uma gama de formas intermediárias. Assim, o Bioma do Cerrado apresenta-se como um mosaico de formas fisionômicas, ora manifestando-se como campo sujo, ora como cerradão, ora como campo cerrado, ora como cerrado. O clímax climático do Domínio do Cerrado é a Mata Mesófila de Interflúvio, sempre verde, que hoje só existe em pequenos relictos, sobre solos férteis do tipo terra roxa legítima (AB'Saber, 1983).

Este estudo englobou quatro regiões distintas dentro do Domínio Cerrado: Parque Nacional das Emas e região do seu entorno, Corredor Cerrado-Pantanal, Pantanal do Rio Negro, e Parque Estadual do Cantão (Figura 1).

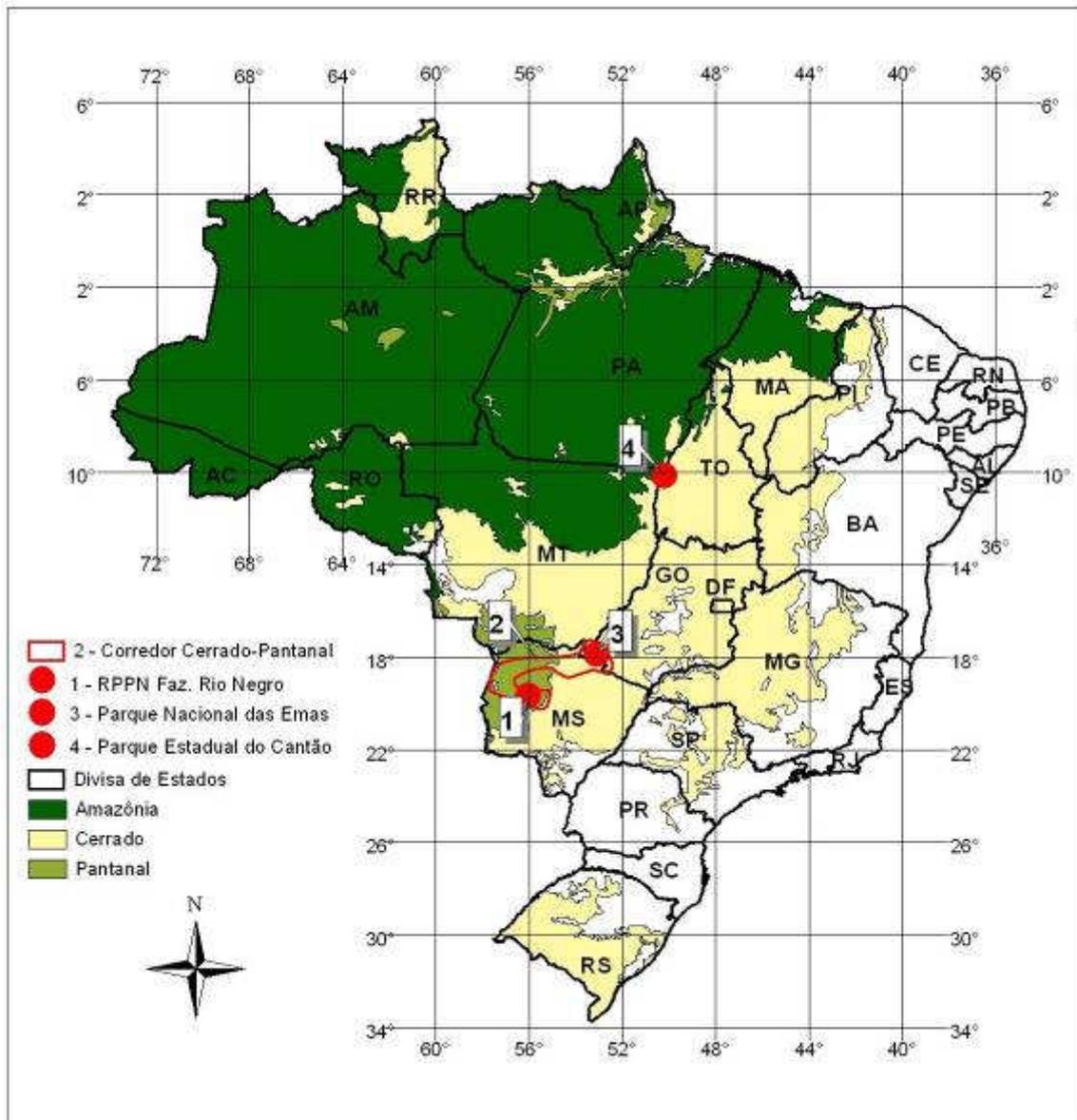


Figura 1. Localização das áreas de estudo no Domínio Cerrado.

PARQUE NACIONAL DAS EMAS E ENTORNO

O PNE (Figura 2) é a maior área compreendendo a vegetação de campo conservado no sistema de Parques Nacionais Brasileiros. Seus 132.000 hectares estão localizados no sudoeste do Estado de Goiás, próximos aos limites com Mato Grosso do Sul e Mato Grosso, a $18^{\circ}19' S$ e $52^{\circ}45' W$. Os limites do Parque coincidem com os divisores de águas das Bacias Amazônica e do Prata. Sua altitude varia de 650 a 1000m e possui uma fisiografia determinada pela rede de drenagem dos rios Jacuba e Formoso, que correm para a Bacia do Prata (IBDF/FBCN, 1981). O clima local caracteriza-se por uma acentuada estação seca, de abril a setembro, com temperaturas podendo atingir a marca dos $0^{\circ} C$, quando é comum a ocorrência de geadas (IBDF/FBCN, 1981).

A vegetação do Parque é composta por dez fitofisionomias: Mata Ciliar, Campo Úmido, Campo de Murunduns, Vereda, Mata Mesofítica de Interflúvio, Campo Limpo, Campo Sujo, Campo Cerrado, Cerrado “*strictu sensu*” e Cerradão (IBDF/FBCN, 1981). No entanto, o Campo Sujo corresponde a aproximadamente 95% da área total do Parque, onde habitam as maiores populações contínuas de espécies endêmicas a esse hábitat (Erize, 1977; Schaller, 1976; Redford, 1985).

O PNE protege populações de, no mínimo, dezesseis espécies de mamíferos ameaçadas de extinção, conforme classificação da IUCN e IBAMA (IUCN, 1982; MMA, 2003), como por exemplo, tamanduá bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*), veado-campeiro (*Ozotocerus bezoarticus*), cachorro-do-mato-vinagre (*Speothos venaticus*) e lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*). Das 23 espécies de mamíferos carnívoros que ocorrem no Cerrado, 18 podem ser encontradas na região do PNE (Silveira, 1999). O Parque provavelmente protege uma das comunidades mais completas de carnívoros do Cerrado do Sistema de Unidades de Conservação Brasileira. Entre as espécies mais ameaçadas que ocorrem na área estão a onça-pintada, o gato-palheiro (*Oncifelis colocolo*) e cachorro-do-mato-vinagre (Silveira, 1995; Silveira *et al.*, 1998).

Internacionalmente famoso pela facilidade em que a fauna de grandes mamíferos pode ser observada, em especial as espécies ameaçadas, o Parque recebeu grandes elogios dos primeiros pesquisadores visitantes. Schaller (1976) comparou o PNE como o equivalente à exuberante paisagem e fauna da savana africana no Serengeti. Erize (1977) diz tratar-se do mais importante Parque brasileiro, enquanto que Redford (1985) o classificou de reserva singular na América Latina. Ainda, em decorrência de sua riqueza e abundância faunística o Parque hoje acumula os títulos da UNESCO de Reserva da Biosfera e Patrimônio Natural da Humanidade. Apesar da sua importância biológica, poucos estudos científicos se acumularam no Parque até o presente.

Entorno do Parque das Emas: Passado e Presente

Até a década de 70, o entorno do Parque era composto por latifúndios, destinados à criação extensiva de gado que, com o manejo do fogo, utilizavam a rebrota do capim nativo. Com os programas de incentivo do Governo Federal para a abertura de novas fronteiras agrícolas, como o POLOCENTRO, a região transformou-se na maior produtora de grãos do Estado. Conseqüentemente, a vegetação nativa do entorno do Parque deu lugar a extensas lavouras de grãos, como a soja e o milho, isolando o PNE do contato direto com outras áreas

nativas. Em seu limite leste, delimitado pelo Rio Jacuba, ainda existem propriedades com atividades pecuárias, diminuindo a mudança brusca da vegetação nativa do Parque com as pastagens exóticas.

Atualmente, o PNE ainda sofre problemas relacionados ao manejo inadequado do solo em seu entorno, nas cabeceiras dos Rios Formoso e Jacuba, assoreando nascentes. A falta de pessoal para fiscalização, atropelamento de animais do Parque na rodovia GO-341, que margeia 25 quilômetros de seu limite oeste (Jácomo & Silveira, 1996), e invasão de gramíneas exóticas como a *Brachiaria*, são outros exemplos de deficiências. Um outro fator importante é o fogo de incêndios incontroláveis que, apesar de atualmente ser melhor controlado, historicamente queimou grandes extensões do Parque, causando danos para a fauna e flora locais (Silveira *et al*, 1999).

O limite direto do Parque das Emas é confrontado com 39 propriedades com área média de 2.800 hectares (mínima de 27 ha e máxima de 16.700 ha) (Figura 3). O entorno direto do Parque é caracterizado por latifúndios altamente produtivos, onde 44% das propriedades possuem área superior a 2.000 hectares. Entre as propriedades, 59% (n=23) desenvolvem a agricultura como atividade principal (>80% da área utilizada), 5% (n=2) a pecuária, e 36% (n=14) a agricultura e pecuária. Em decorrência do terreno mais arenoso e acidentado no limite leste do Parque, nesta região predomina a atividade de pecuária (Figura 2).

As principais culturas cultivadas durante a safra na região do entorno do PNE, por ordem de área plantada, são: milho, soja, e algodão. Na entressafra, as principais culturas cultivadas são: milheto, sorgo e aveia. No entanto, as áreas de plantio podem variar anualmente conforme a demanda do mercado de grãos.



Figura 2. Limite das propriedades do entorno do Parque Nacional das Emas.

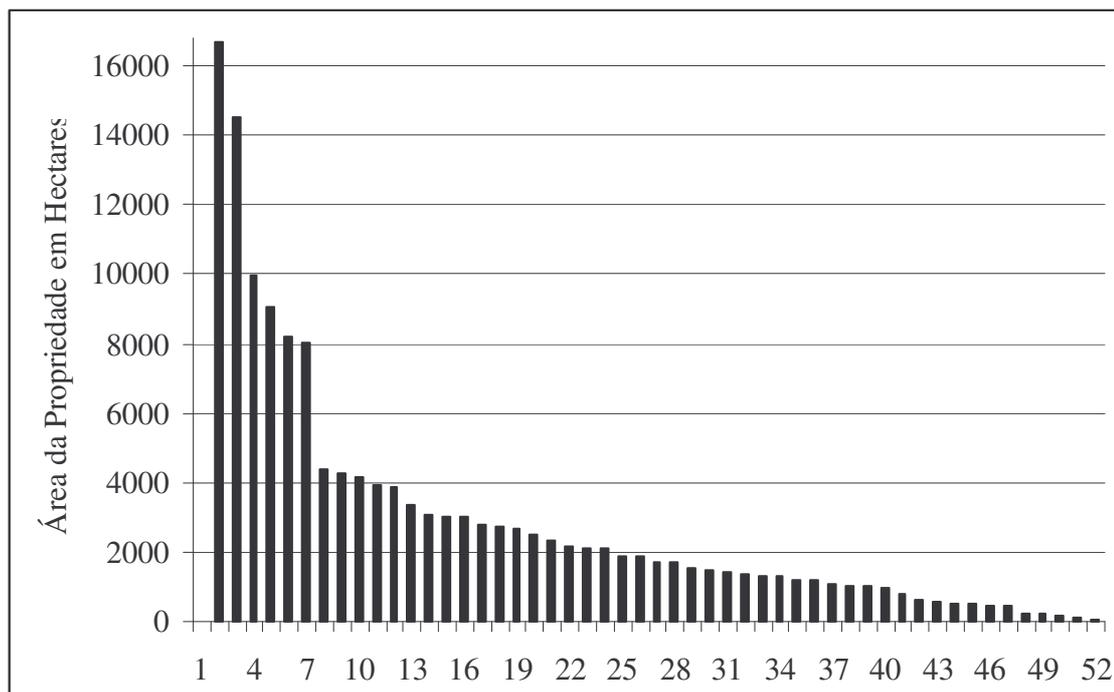


Figura 3. Distribuição de área de 52 propriedades do entorno do Parque Nacional das Emas, sendo que destas, 39 fazem limite direto com a Unidade de Conservação.

Nas propriedades com atividades de pecuária há uma predominância da bovinocultura. Essa, por sua vez, alterna-se entre bovinocultura de cria, onde se visa a produção de bezerros, e a bovinocultura de engorda, onde se visa a produção de boi gordo para abate. A pecuária leiteira na região é limitada à subsistência das propriedades. Em 86% das propriedades com atividades pecuárias também se criam ovinos para consumo interno da fazenda. Numa proporção menor, também se criam suínos. Todas as propriedades criam galinhas para a produção de carne e ovos para consumo próprio.

CORREDOR CERRADO-PANTANAL

Esta região de estudo compreende o entorno (aproximadamente 5 km de cada margem) do eixo do Rio Taquari – MT/MS, desde sua nascente, nas proximidades do Parque Nacional das Emas até a borda leste do Pantanal, na Serra de Maracajú, mais precisamente no município de Coxim-MS. O eixo da área de estudo soma aproximadamente 350 km lineares entre as divisas de Goiás, Mato Grosso e Mato Grosso do Sul, englobando os seguintes municípios: Mineiros-GO; Alto Taquari-MT, Alcinópolis-MS, Pedro Gomes-MT, Miranda – MS, Coxim-MS, Aquidauna-MS (Figura 4).

Grande extensão desta região é composta por pastagens exóticas, já que o relevo acidentado não permite o desenvolvimento da agricultura mecanizada em larga escala. Os remanescentes de vegetação nativa da região do Corredor compreendem, na sua maioria, fragmentos de mata de galeria ao longo do Rio Taquari e matas secas nas encostas de morros e da Serra Preta, que segue paralelamente à margem direita do Rio Taquari.

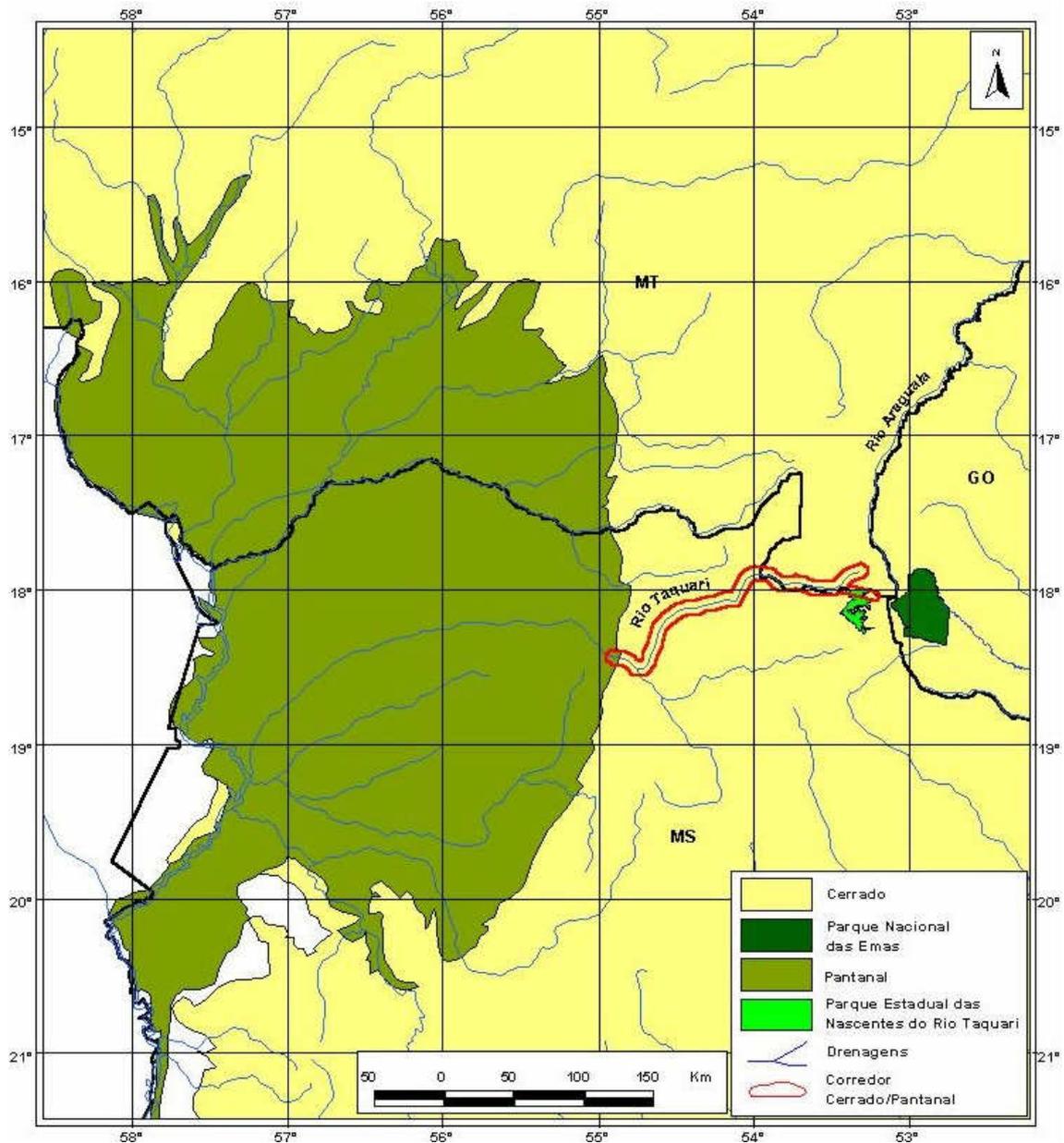


Figura 4. Mapa ilustrando a região do Corredor Cerrado-Pantanal.

PANTANAL

O Pantanal é a maior planície inundável do mundo. Um dos maiores formadores da Bacia do Alto Paraguai, o Pantanal envolve porções do Brasil, Paraguai e Bolívia, sendo que no primeiro, o Pantanal corresponde a 138.000 km². Utilizando critérios fisiográficos distintos, como relevo, drenagem e vegetação, Silva *et al.* (1998) classificaram o Pantanal nas seguintes 11 sub-regiões: Cáceres, Poconé, Barão de Melgaço, Paraguai, Paiaguás, Nhecolândia, Abobral, Aquidauana, Miranda, Nabileque e Porto Murinho.

A área amostrada neste estudo envolveu o Pantanal do Rio Negro (ou segundo os autores citados acima, Pantanal de Nhecolândia), mais precisamente a região da RPPN Fazenda Rio Negro, englobando 11 propriedades rurais (latifúndios) que, juntas, somam 154.000 hectares (Figura 5). A atividade predominante na região é a pecuária de corte sobre manejo extensivo em pastagens exóticas e nativas, e em algumas propriedades, o turismo ecológico é a segunda alternativa de renda.

O Pantanal do Rio Negro tem sua margem direita caracterizada por uma paisagem composta de lagos e salinas entre vegetação de mata (cordilheiras; Figura 5).

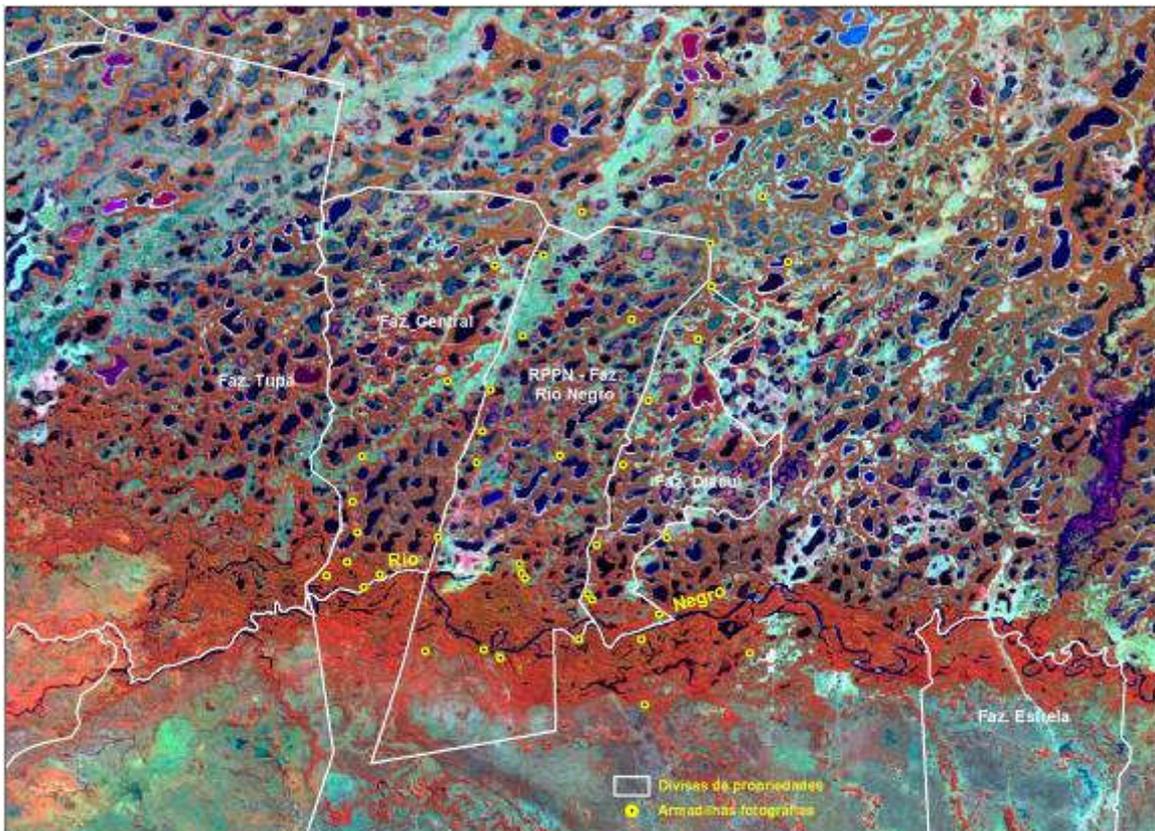


Figura 5. Limites da área de estudo RPPN Fazenda Rio Negro, localizada no Pantanal do Rio Negro, Aquidauana-MS, e pontos de amostragem com armadilhas fotográficas.

PARQUE ESTADUAL DO CANTÃO

Localizado na região oeste do Estado do Tocantins, divisa com os Estados do Pará e Mato Grosso, o Parque Estadual do Cantão (PEC) situa-se numa região de transição entre os biomas Cerrado e Amazônia. O bom estado de preservação de seus 90.000 hectares, vizinhos a duas outras Unidades de Conservação, faz do Parque um dos mais importantes refúgios faunísticos do Brasil Central. Sua localização geográfica consiste num ecótono de fundamental importância para manutenção da biodiversidade dos ecossistemas envolvidos.

O Parque Estadual do Cantão situa-se entre 9^o e 10^o graus de latitude sul, na longitude 50^o W, no extremo norte da grande planície aluvial que é a Ilha do Bananal. Situa-se efetivamente no delta do Rio Javaés (braço menor do Araguaia) sobre uma ampla planície formada pelos sedimentos depositados pelos rios Javaés e Araguaia, onde são encontrados 843 lagos e 156 km de canais navegáveis, cobrindo uma área total de 8.148 hectares. Funde-se com o Parque Nacional do Araguaia, formando um conjunto de áreas protegidas com mais de 700.000 hectares de extensão.

As imagens de satélite da região mostram o Cantão como uma grande fronteira entre dois biomas (Figura 6). A leste do rio, no Estado do Tocantins, a vegetação é típica dos cerrados do Brasil central: um mosaico de campos naturais e pastagens plantadas, com florestas de galeria e buritizais, e manchas de cerradão. A oeste do rio Araguaia, no Estado do Pará, a floresta amazônica de terra firme chega até as margens do rio. Na margem esquerda do Rio Araguaia ocorre a floresta ombrófila de terra firme. O Javaés forma aqui um delta interior, uma vasta planície aluvial repleta de meandros, lagos e canais naturais, uma região de floresta tropical tipicamente amazônica, mas com características únicas.

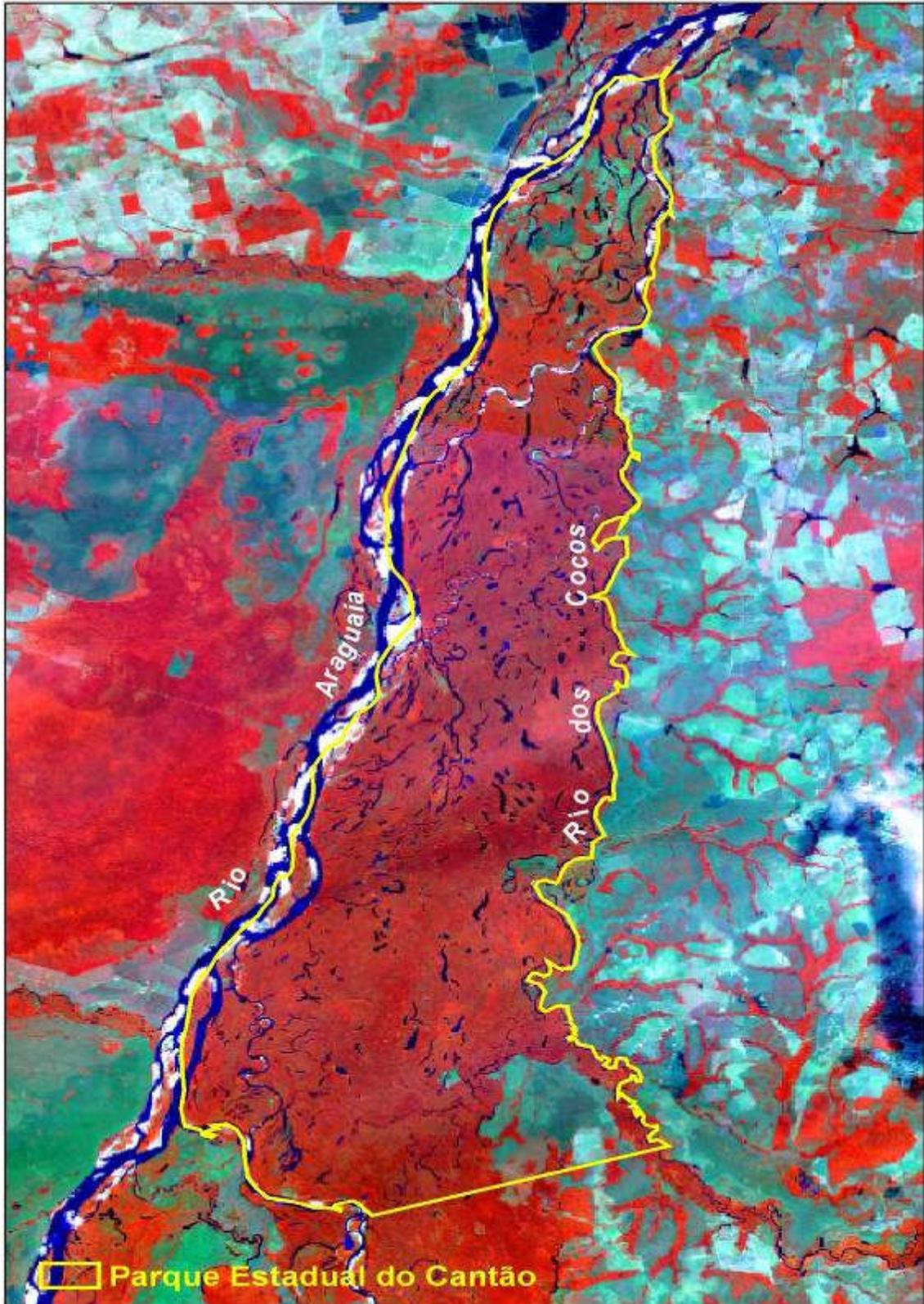


Figura 6. Mapa do Parque Estadual do Cantão.

LITERATURA CITADA

- Ab'Saber, A. N. 1983. O domínio dos cerrados: Introdução ao conhecimento. Revista do Serviço Público. Brasília 111: 41-55.
- Dirzo, R. e Miranda, A. 1990. Contemporary Neotropical defaunation and forest structure, function, and diversity--a sequel to John Terborgh. *Conservation Biology* 4: 444-447.
- Eiten, G. 1972. The Cerrado Vegetation of Brazil. *Botanical Review*, 38:201-341.
- Erize, F. 1977. Brazil's finest National Park. *Oryx*, (13): 457-462.
- Estes, J.A. 1996. Predator and Ecosystem Management. *Wildlife Society Bulletin*, 24:390-396.
- IBDF/FBCN, 1981. Plano de Manejo do Parque Nacional das Emas (PNE).
- International Union for the Conservation of Nature e Natural Resources (IUCN). 1982. Mammal red data book. Gle, Switzerle: IUCN.
- Jácomo, A.T.A. e Silveira, L. 1996. Impacto da rodovia estadual GO-341 sobre a fauna do Parque Nacional das Emas, GO. III Congresso de Ecologia do Brasil, UnB.
- Mantovani, J. E. e Pereira, A. 1998. Estimativa da integridade da cobertura vegetal de cerrado através de dados TM/Landsat. VIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Santos, São Paulo.
- Miller, B. e Rabinowitz, A. 2002. Por que conservar al jaguar? *In*: Medellín, R. A., Chetkiewicz, C.; Rabinowitz, A.; Redford, K. H.; Robinson, J. G.; Sanderson, E. e Taber, A. (eds.). *Jaguars in the new millennium. A status assessment, priority detection, and recommendations for the conservation of jaguars in the Americas*. Mexico D. F., UNAM/WCS.
- Mittermeier, R. A.; Myers, N. Gil, P. R. e Mittermeier, C.G. 2002. Hotspots: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions. *Conservation International*, 430p.
- Mittermeier, R. A.; C. G. Mittermeier; P. R. Gil; J. Pilgrim; G. Fonseca; T. Brook e Konstant, W. R. 2003. *Wilderness: Earth's Last Wild Places*. *Conservation International*, 576 p.
- Redford, K. H. 1985. Emas National Park and the plight of the Brazilian cerrado. *Oryx* 19(4):210-214.
- Sanderson, E., Redford, K. H.; Chetkiewicz, C.; Medellín, R. A.; Rabinowitz, A.; Robinson, J. G. e Taber, A. 2002. Planning to save a species: the jaguar as a model. *Conservation Biology*, 16(1):58-72.
- Schaller, G.B. 1976. Notes on the large mammals of Parque Nacional das Emas, Brazil (reporte final). IBDF, Brasilia.

- Schaller, G. B. 1996. Introduction: carnivores and conservation biology *In: Carnivore behavior, ecology, and evolution*, vol. 2 (J. L. Gittleman, editor). Cornell University Press, pp 643.
- Silva, J. S.V.; Abdon, M. M.; Boock, A. e Silva, M. P. 1998. Fitofisionomias dominantes em parte das sub-regiões do Nabileque e Miranda, sul do Pantanal. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v. 33, p. 1713-1719, out. Número Especial.
- Silveira, L. 1995. Notes on the distribution and natural history of the Pampas-Cat, *Felis Colocolo*, in Brazil. *Mammalia*, (3):12-15.
- Silveira, L. 1999. Ecologia e conservação dos mamíferos carnívoros do Parque Nacional das Emas, Goiás. Dissertação de Mestrado. UFG. Goiânia-GO. 99 pp.
- Silveira, L. e Jácomo, A. T. A. 2002. Jaguar conservation in the Cerrado of central Brazil. *In: Medellin, R. A., Chetkiewicz, C.; Rabinowitz, A.; Redford, K. H.; Robinson, J. G.; Sanderson, E. e Taber, A. (eds.). Jaguars in the new millennium. A status assessment, priority detection, and recommendations for the conservation of jaguars in the Americas.* Mexico D. F., UNAM/WCS.
- Silveira, L. e Jácomo, A. T. A.. 1998. Hábito alimentar da onça parda (*Felis concolor*), no Parque Nacional das Emas, GO. XXII Congresso Brasileiro de Zoologia, Recife-PE.
- Swank, W. G. e Teer, J. G. 1989. Status of The Jaguar-1987. *Oryx*; 23(1):14-21.
- Terborgh, J. 1988. The big things that run the world – a sequel to E. O. Wilson. *Conservation Biology*, 2:402-403.
- Verdesio, J. J. 1990. As perspectivas ambientais do Cerrado brasileiro, *In: Cerrado: Caracterização, Ocupação e Perspectivas*, pp.561-582, Universidad de Brasília, Brasília.

CAPÍTULO I

ECOLOGIA COMPARADA DA ONÇA-PINTADA E ONÇA-PARDA NO CERRADO E PANTANAL

INTRODUÇÃO

A onça-parda (*Puma concolor*) ocorre em simpatria com a onça-pintada (*Panthera onca*), no entanto, a onça-parda ocorre mais ao sul e mais ao norte do que a onça-pintada (Currier, 1983). Estas espécies são os maiores felinos do continente americano sendo, ao longo de suas distribuições, os maiores predadores terrestres em todos os habitats neotropicais. A adaptabilidade de ambas espécies a diferentes ambientes permite que ocupem desde áreas áridas (Rau *et al.*, 1991; Logan & Sweanor, 2001; Brown & López-Gonzalez, 2000) até áreas pantanosas (Almeida, 1990; Maehr *et al.*, 2001). Nessa variedade de ambientes, tanto as onças-pintadas quanto as onças-pardas moldam suas ecologias e comportamentos conforme as variáveis ambientais físicas e biológicas, como por exemplo, predando as espécies localmente mais abundantes (Schaller & Vasconcelos, 1978; Bank & Franklin, 1998).

Por serem predadores de topo de cadeia alimentar, as onças-pintadas e as onças-pardas influenciam diretamente na ecologia da comunidade de fauna e, indiretamente na ecologia da comunidade de flora, das áreas onde ocorrem (Terborgh *et al.*, 1999). Por exemplo, onças-pardas nos Estados Unidos foram responsáveis pela redução populacional de porcos-espinhos (*Erethizon dorsatum*) a níveis próximos da extinção (Sweitzer *et al.*, 1997). A ausência da função ecológica desse roedor na comunidade local pode representar conseqüências ecológicas em forma de cascata. Da mesma forma, as conseqüências da ausência do predador refletem em alterações ecológicas no ambiente. Por exemplo, Janson & Emmons (1990) e Glanz (1990) observaram que decréscimos na abundância de grandes predadores em áreas de floresta tropical causavam acréscimos nas abundâncias de mamíferos terrestres de médio-grande porte como cutias (*Dasyprocta* spp.). Mais especificamente, Emmons (1987) relata que a ausência de onças-pintadas e onças-pardas no ambiente provocam distribuições desiguais de espécies de presas. Ainda, mesmo que onças-pintadas e onças-pardas não sejam

extintas de uma área, essas espécies em baixas densidades podem não desempenhar mais suas funções ecológicas (Redford, 1992).

Como observado em leopardos, tigres e leões, as onças-pintadas e onças-pardas tendem a um padrão geral de atividade crepuscular-noturno (Schaller, 1967; Schaller, 1972; Schaller & Crawshaw, 1980; Crawshaw & Quigley, 1991; Sunquist, 1981; Rabinowitz & Nottingham, 1986; Bailey, 1993). No entanto, é interessante observar que há uma variação individual de padrões de atividade entre as espécies, os quais podem estar relacionados a fatores ambientais e comportamentais (Schaller & Crawshaw, 1980; Bailey, 1993).

O hábitat de uma espécie pode ser definido como a porção física do meio ambiente do qual ela depende para sobreviver (i.e. alimentar-se, reproduzir e criar seus filhotes). Neste contexto os habitats de onças-pintadas e onças-pardas são distintos ao longo de suas distribuições geográficas. Onças-pintadas e onças-pardas são distintos ao longo de suas distribuições geográficas. Onças-pintadas estão relacionadas a florestas, nas proximidades de água, ao passo que onças-pardas se adaptam a habitats variados, independentemente da presença de drenagens (Almeida, 1990; Crawshaw & Quigley, 1991; Franklin *et al.*, 1999; Nunez *et al.* 2002; Polisar *et al.*, 2003).

A dieta de onças-pintadas e onças-pardas é o aspecto ecológico mais estudado dessas espécies (ver revisões em Iriarte *et al.*, 1990; Oliveira, 2002). Os estudos, até o presente, indicam que na ausência da onça-pintada, a onça-parda estende seu nicho alimentar, alimentando-se de maior variedade de presas de grande porte (Iriarte *et al.*, 1990). Ainda, habitats distintos como ambientes abertos (Pantanal e Llanos) e ambientes fechados (florestas), refletem dietas distintas dentro das espécies. As espécies em ambientes abertos tendem a preda presas de maior porte do que em ambientes fechados (Rabinowitz & Nottingham, 1986; Iriarte, 1990; Taber *et al.*, 1997; Crawshaw & Quigley, 2002; Oliveira, 2002; Dalponte, 2002).

Até o presente, poucos estudos trataram a ecologia comparada da onça-pintada e onça-parda. Nunez *et al.* (2002) estudaram essas espécies em florestas do México, Leite *et al.* (2002) na Mata Atlântica brasileira, Polisar *et al.* (2003) nos Llanos Venezuelanos, Taber *et al.* (1997) no Chaco Paraguai, e Crawshaw e Quigley (2002) no Pantanal. No entanto, não existem dados comparativos publicados em literatura científica sobre essas espécies no Cerrado.

Este estudo teve como objetivo maior conhecer a ecologia da onça-pintada e onça-parda no Cerrado e Pantanal, abordando aspectos como área de vida, uso de habitat, padrão de atividade e dieta dessas espécies.

MATERIAIS E MÉTODOS

CAPTURA E CONTENÇÃO QUÍMICA DE ONÇAS-PINTADAS E ONÇAS-PARDAS

Grandes felinos podem ser capturados utilizando-se diferentes tipos de armadilhas como gaiolas de ferro ou madeira iscadas com animais vivos (carneiro, porco, galinha ou cachorro) (Rabinowitz, 1986; Schuler, 1992; Crawshaw, 1995), trampas ou laços (*snares*) (Olsen *et al.*, 1986; Glass, 1990; Logan *et al.*, 1999), ou rastreados com cães (Schaller & Crawshaw, 1980; Crawshaw & Quigley, 1991; Silveira & Jácomo, 1998). No Parque Nacional das Emas, o método de captura utilizando-se gaiolas foi testado, porém com baixo sucesso comparando-se ao método de captura com cães (Silveira & Jácomo, 1998). O método utilizando cães treinados consiste em localizar rastros frescos de uma onça e utilizar os cães para farejá-los e segui-los. Uma vez alcançada, a onça é acuada e geralmente sobe em uma árvore. Em seguida, o animal é imobilizado utilizando-se um rifle para lançar o dardo contendo anestésico. Para a contenção química dos animais capturados no presente estudo foi utilizada a associação de tiletamina + zolazepam (Zoletil[®]) conforme dosagens sugeridas na bula (10 mg/Kg). Em cada animal capturado foi realizada biometria, análise clínica e estimativa de idade através de desgaste dentário (Gay & Best, 1996). Material biológico como ectoparasitas, sêmen, esfregaço vaginal e sangue (para doenças, dosagem hormonal e análise genética) foram coletados e armazenados para futuras análises.

RADIO-TELEMETRIA

Estudos que utilizam como método o monitoramento de animais através da radio-telemetria podem abordar basicamente três desenhos conceituais distintos: descritivo, correlacionado e manipulado (White & Garrott, 1991). Este estudo utilizou os dois primeiros desenhos. Carnívoros, de uma forma geral, mais especificamente as onças-pintadas e pardas, possuem hábitos crípticos e grandes áreas de vida, tornando a coleta de algumas informações ecológicas a campo praticamente impossíveis sem o uso da radio-telemetria (Seidensticker *et al.*, 1973; Seidensticker, 1976; Schaller & Crawshaw, 1980; Crawshaw & Quigley, 1991).

Para este estudo no PNE e entorno, radio-receptores e colares foram adquiridos na faixa de frequência 150.000 MHz, com baterias que duram de 24 a 42 meses. Uma vez equipado com um radio-colar, o animal era monitorado sempre que o sinal de seu radio-transmissor era captado pelas antenas de radio-telemetria. Os colares continham sensores de atividade e mortalidade, indicando se o animal encontrava-se ativo, inativo ou morto.

O monitoramento dos animais equipados foi realizado em terra, utilizando-se um veículo, ou por via aérea, utilizando-se um avião monomotor. Os esforços para monitoramento foram despendidos em períodos noturno e diurno, procurando-se manter uma proporcionalidade entre os dois.

A técnica de radio-telemetria permite a localização do transmissor (animal) através do método de triangulação, resultado de duas ou mais “posições” direcionais obtidas de pontos (coordenadas) conhecidos e distantes. Para auxiliar nas localizações e triangulações dos animais aparelhados utiliza-se um GPS (Sistema de Posicionamento Global).

ÁREA DE VIDA (*HOME RANGE*)

A área de vida de um animal foi definida por Burt (1943) como o espaço ou local onde um animal desenvolve todas as suas atividades normais de forragear, acasalar e criar sua prole. Para o cálculo desta área é necessário acumular *pontos* (coordenadas), no ambiente, resultantes de triangulações. O resultado de um estudo de área de vida é apresentado na forma numérica, geralmente em km², e na forma geométrica da área sobre um mapa do local de estudo.

White e Garrott (1990) observam que nem todos os pontos encontrados de um indivíduo, ao longo de um estudo, devem ser considerados como sua área de vida, mas somente aqueles que fazem parte de sua movimentação “normal”. Este critério visa eliminar movimentações estereotipadas e ocasionais que não refletem a área de vida normal e real do animal estudado. Para tanto, utiliza-se um nível de probabilidade no cálculo da área de vida, que, geralmente encontra-se nos programas de computador específicos e consiste basicamente em considerar graduações de porcentagens dos pontos obtidos (95%, 80%, etc.). Desta forma, o pesquisador, com sua experiência local, decide qual graduação melhor se encaixa na sua análise.

O conceito de área de vida, como definido anteriormente, não deve ser confundido com o de território, cujo significado está necessariamente relacionado a uma área defendida, que pode ser parte ou toda a área de vida de um indivíduo (Nice, 1941; Burt, 1943). Para a definição de área de vida é extremamente importante que parâmetros de amostragem, como o período de tempo durante o qual uma área de vida foi medida, sejam explícitos nos resultados (Morris, 1988). Também é necessário que o máximo possível de características biológicas como o sexo, idade, situação reprodutiva e outros parâmetros sociais, como a posição hierárquica, sejam descritos em conjunto para a interpretação dos dados. Informações do

ambiente físico, no caso de ambientes sazonais, sujeito a mudanças bruscas que influenciem o comportamento da espécie, também devem ser consideradas nas interpretações. Essas informações são determinantes na interpretação dos dados de área de vida de uma espécie, já que podem influenciar diretamente sua medida (Harris *et al.*, 1990). Sem essas considerações, medidas de áreas de vida podem se tornar incomparáveis.

Quanto à análise dos dados, deve-se calcular quantos pontos de localizações são necessários para o tamanho da área de vida atingir uma assíntota. Isso é feito projetando o tamanho da área de vida *versus* o número de localizações obtidas e é definido como o número subsequente ao qual o aumento no número de localizações não altera significativamente o tamanho da área de vida. Conhecer o valor da assíntota é importante para que se possa avaliar o número médio de localizações necessárias para o cálculo da área de vida dos animais estudados. O conjunto de dados que não produzem uma assíntota pode ser resultante de animais em dispersão ou pode significar que o tempo de monitoramento não foi suficiente para se medir a área de vida do animal estudado (White & Garrot, 1990). Outra questão importante na coleta e análise dos dados se refere à independência das localizações sucessivas. Muitos métodos estatísticos de análise de área de vida assumem essa independência. No entanto, se os dados estiverem temporalmente auto-correlacionados, os resultados dessas análises tenderão a subestimar a área de vida real (Swihart & Slade, 1985). Uma forma de “criar” independência entre localizações sucessivas é a de considerar nas análises apenas localizações obtidas em intervalos grandes o suficiente de forma que o animal tenha tempo de se deslocar para qualquer área de seu território “independentemente” de onde estava anteriormente (Erickson *et al.*, 2001).

Neste estudo, o cálculo da área de vida dos animais foi analisado através do método do Mínimo Polígono Convexo (MCP) e Média Harmônica (HM) utilizando-se o programa computacional RANGES VI (Kenward, 2003). Estes dois métodos são os mais utilizados nos estudos com radio-telemetria e, desta forma, permitem comparações com outros estudos. O método MCP é também um dos mais antigos e simples modelos para o cálculo de áreas de vida (Harris *et al.*, 1990). Sua robustez com relação ao número mínimo de localizações (pequeno) necessárias para o cálculo de uma área de vida é uma vantagem, porém, o MCP também apresenta uma série de desvantagens. Por exemplo, seus pontos periféricos de união do polígono podem englobar áreas nunca visitadas pela espécie, superestimando sua área de vida. Ainda, através deste método não é possível identificar locais nucleares da área de vida, ou seja, áreas de significativa importância ecológica para o animal estudado. Por outro lado, o modelo de análise denominado de média harmônica (HM) foi desenvolvido para que um ou

mais centros de atividades e área de vida pudessem ser determinados (Dixon & Chapman, 1980). Esse método calcula um centro médio harmônico da atividade, baseado nas áreas de maior atividade. O “*isopleth*” formado com base na(s) área(s) de atividade é então diretamente relacionado à frequência de ocorrência de um indivíduo dentro de sua área de vida. A vantagem dessa técnica é que um ou mais centros de atividades podem ser determinados e o formato da área de vida é mais realista, seguindo os moldes do uso real do espaço pelo animal estudado (White & Garrott, 1990).

ARMADILHA FOTOGRÁFICA

Armadilhas fotográficas foram utilizadas para avaliar a riqueza, distribuição e, principalmente a abundância das principais presas naturais de onças. Armadilhas fotográficas ativadas por sensores infra-vermelhos têm sido uma das ferramentas mais eficientes e dinâmicas para o levantamento e monitoramento da fauna terrestre, principalmente daquelas de hábitos crípticos (Kucera & Barrett 1993; Karanth, 1995; Silveira *et al.*, 2003).

Esses equipamentos não causam impacto no ambiente e permitem que grandes áreas sejam monitoradas simultaneamente por poucas pessoas (Seydack 1984; Rappole *et al.*, 1985; Silveira *et al.*, 2003). Animais com pelagem pintada, como as onças, possuem padrões de pintas únicos, de tal forma que uma fotografia de seu corpo pode, comparativamente, individualizar cada animal. Desta forma, além de índices de abundância de fauna, as fotografias podem fornecer dados sobre a densidade de determinadas espécies (que possam ser individualizadas).

Um índice fotográfico das onças e de suas potenciais presas foi estabelecido dividindo-se o esforço amostral (horas de câmera exposta) pelo número de fotografias das espécies-presas fotografadas.

Para a análise de abundância de presas e onças nas regiões de estudo, armadilhas fotográficas foram dispostas proporcionalmente a disponibilidades dos distintos habitats. As câmeras foram armadas em árvores a uma altura média de 45 cm do solo e aproximadamente 2 metros do ponto alvo da fotografia. Trilhas naturais de animais, que, muitas vezes constituíam-se de estradas ou aceiros, foram escolhidas para a montagem dos equipamentos, e estes foram vistoriados quinzenalmente para reposição de filmes e baterias.

ESTIMATIVA DE DENSIDADE E SOBREPOSIÇÃO DE ÁREA DE VIDA

Para estimar a densidade de onça-pintada no Parque Nacional das Emas e complementar os dados de sobreposição de área de vida da espécie, foi utilizada amostragem com armadilhas fotográficas (descrito anteriormente). Este método estimou a densidade de onças-pintadas na região leste do Parque. Vinte e nove armadilhas fotográficas foram armadas por um período de 62 dias entre março e abril de 2002 e distribuídas a cada 1,5 km ao longo das estradas internas do Parque que margeiam ou cortam o vale das nascentes da margem direita do rio Jacuba (Figura 7). Considerando o poder de deslocamento das onças e a frequência de uso destas estradas pelas espécies, assumiu-se nesta amostragem que qualquer animal com área de vida de pelo menos 40 km² seria registrado. Estimou-se que a distribuição das armadilhas fotográficas permitiu cobrir uma área de, pelo menos, 500 km² de habitats de onças-pintadas e onças-pardas.

A onça-pintada tem padrão único de malhas, ou seja, as formas das rosetas de sua pelagem jamais se repetem, análoga a uma impressão digital humana, e assim a contagem dos animais pode ser feita através das fotografias com acurácia. Para gerar intervalos de confiança para esta estimativa de abundância, utilizou-se o modelo de captura-recaptura de Joly-Seber (Karanth & Nichols, 2000; Nichols, 1992), através do programa CAPTURE.

A hipótese nula de população fechada não pode ser rejeitada ($z = -0.034$; $P = 0.4866$), de tal forma que os estimadores de CAPTURE são, a princípio adequados para esta análise. Entre os sete modelos disponíveis no programa CAPTURE, o modelo que melhor se ajustou foi o M(o), que obteve o valor máximo para o critério de seleção de modelos (igual a 1.0). No entanto, em consequência da pequena amostra nem todos os modelos foram avaliados. O modelo M(o) é o mais simples disponível e assume que a hora da captura, a heterogeneidade entre indivíduos ou respostas a capturas (respostas comportamentais) não afetam a probabilidade de captura.

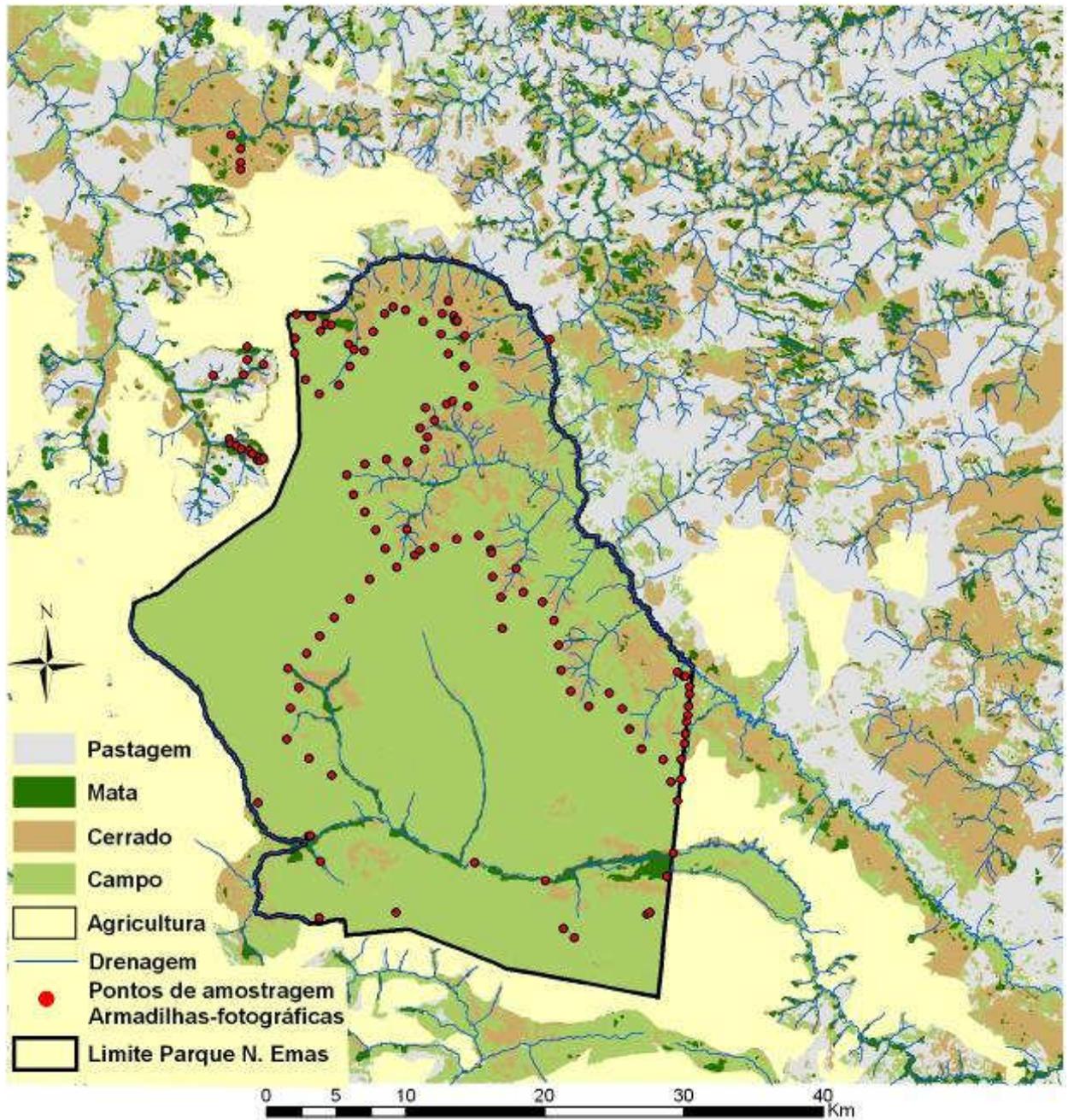


Figura 7. Localização das armadilhas fotográficas no Parque Nacional das Emas e região do entorno.

ESTIMATIVA POPULACIONAL

Para estimar o tamanho populacional das onças-pintadas e onças-pardas no Parque Nacional das Emas e seu entorno foram utilizadas amostragens com armadilhas-fotográficas distribuídas ao longo das estradas internas do Parque e trilhas de fauna, seguindo o mesmo método descrito anteriormente para a estimativa de densidade. Porém, neste estudo as

armadilhas não obedeceram a uma distribuição sistemática no campo e o período de amostragem envolveu 18 meses, cobrindo, virtualmente, todas as regiões do Parque.

A coloração geral amarronzada das onças-pardas não permite o desenvolvimento de um protocolo eficiente para a individualização dos animais através de fotografia. Assim, não se utiliza a mesma análise para onças-pardas, uma vez que não é possível obter a mesma acurácia na individualização de grande parcela dos animais registrados. No entanto, é possível obter um número mínimo de animais fotografados através da análise de características físicas destacadas como, cicatrizes, manchas, tamanho e órgão genital, que em alguns casos estão evidentes na fotografia. Neste estudo, se utilizou destas características para estimar o número mínimo de animais “seguramente” distintos ocupando uma determinada área.

PADRÃO DE ATIVIDADE

Estudos dos padrões de atividade de algumas espécies de felinos sugerem que estes estejam diretamente relacionados à movimentação e densidade de suas principais presas (Schaller, 1972; Seidensticker, 1976; Crawshaw & Quigley, 1981; Schaller & Crawshaw, 1980). Para contrastar os padrões de atividade entre as principais presas e seus predadores (onça-pintada e onça-parda) foram utilizados dados provenientes de armadilhas fotográficas e sensores de atividade dos radio-transmissores (ver Janis *et al.*, 1999).

O estudo foi realizado em três áreas/ambientes distintos: Cerrado, no Parque Nacional das Emas, no Pantanal e Ecótono de Cerrado/Floresta Amazônica no Parque Estadual do Cantão. Para cada localização obtida foi registrado o horário e a informação de atividade (ativo ou inativo). Considerando que as localizações foram obtidas proporcionalmente entre períodos noturno e diurno, as análises destes dados acumulados permitiram identificar e descrever os padrões de atividade das espécies.

Para verificar se a atividade das espécies variou em diferentes períodos o dia foi dividido em intervalos de duas horas. Utilizou-se o coeficiente Phi para expressar a correlação entre os diferentes períodos e os habitats: floresta, cerrado e campo, testando se as frequências de atividade mudam em função da região. Este coeficiente segue também uma distribuição de X^2 .

UTILIZAÇÃO DE HÁBITAT

Utilização de hábitat é um dos aspectos mais importantes a serem considerados no manejo de populações faunísticas, já que o hábitat provê alimento e refúgio essenciais para a sobrevivência das espécies (White & Garrot, 1990).

A avaliação do uso de hábitat por onças-pintadas e onças-pardas nas quatro regiões de estudo: Parque Nacional das Emas - GO, Corredor Cerrado-Pantanal - MS/MT, Pantanal - MS e Parque Estadual do Cantão – TO, foi realizada através de registros obtidos por armadilhas fotográficas. Para a região do Parque Nacional das Emas essa avaliação foi complementada com dados provenientes de radio-telemetria, analisando-se também a utilização de áreas próximas às redes de drenagem (mais ou menos de 100 metros). A descrição da utilização de hábitat pelas onças-pintadas e onças-pardas, no PNE, foi realizada através da análise dos habitats disponíveis e suas proporções existentes na área de estudo.

Habitats alterados por ação antrópica (lavoura e pastagem) não foram amostrados neste estudo através deste método. Considerando que as quatro regiões amostradas apresentam proporções distintas de habitats naturais disponíveis para as onças, as interpretações dos resultados são mais coerentes ao nível das espécies do que entre as regiões.

Para identificar e conhecer a disponibilidade de habitats nas áreas de estudo interpretou-se imagens digitais de satélite. O grau e a existência de um padrão de utilização dos habitats pelas onças foram medidos através de localizações obtidas da radio-telemetria e armadilhas fotográficas. Para analisar a preferência de habitats por onças-pintadas e onças-pardas foi utilizado um índice de seleção de habitats disponível no programa SELECT, Version 5.1, e descrito em Krebs (1989). Os cálculos desse índice são disponibilizados na forma original e na forma estandardizada proposta por Manly *et al.* (1993) (Krebs, 1989). Na sua forma original os valores do índice podem variar de 0 a infinito, sendo que valores abaixo de 1 indicam que o hábitat é evitado. Na forma estandardizada os valores variam de 0 a 1, onde 1 dividido pelo número de habitats disponíveis indica o valor onde não há preferência e, conseqüentemente, valores acima indicam preferência.

ABUNDÂNCIA DE ONÇAS

Poucos métodos têm se mostrados eficientes para estimativas de abundância de grandes felinos. No entanto, os mais utilizados são: contagem direta, censo de rastros, radio-telemetria e armadilhas fotográficas. O primeiro método é viável somente para felinos que utilizam áreas abertas e que também possuam hábitos diurnos, como o caso do leão (*Panthera*

leo) e do guepardo (*Acinonyx jubatus*). O método de contagem baseado na identificação e individualização de rastros encontrados a campo tem sido utilizado para onças em algumas áreas (Aranda, 1994; Smallwood & Fitzhugh, 1995; Grigione *et al.*, 1999). No entanto, é mais tradicionalmente utilizado para censos de tigres (*Panthera tigris*) (Smirnov & Miquelle, 1998). Os requisitos para este método envolvem a capacidade do pesquisador de identificar rastros das espécies alvo e um bom conhecimento e acesso da área de estudo. No entanto, o terreno e solo da área de estudo devem ser ideais para encontrar rastros. Ou seja, deve ser arenoso, plano e com solo exposto, de forma a permitir a impressão de rastros. Em decorrência desses requisitos, esse método não foi utilizado nas análises de abundâncias de onças no Parque. O método de estimativa populacional através da radio-telemetria tem sido amplamente utilizado em espécies de felinos desde o desenvolvimento desta técnica de monitoramento (Schaller & Crawshaw, 1980; Jackson & Ahlborn, 1988; Logan & Sweanor, 2001). Considerando que a onça-pintada e a onça-parda são espécies territoriais, seria, teoricamente, possível ao final de um estudo de área de vida estimar o número de animais que o total da área de estudo suportaria. Para isso, utiliza-se a média de área de vida dos animais marcados como uma amostra da população estudada, extrapolando as informações para sua área total (White & Garrott, 1990). Certamente, assume-se que as áreas de vida se manterão na média e que o restante da área de estudo se encontra habitada pela espécie. No entanto, como as sobreposições de área de vida entre indivíduos variam de acordo com sexo, faixa etária e densidade de presas, estas análises devem ser realizadas com cautela.

Os métodos de amostragem utilizados para estimar a abundância de predador (onças) nas áreas de estudo foram armadilhas fotográficas e radio-telemetria. No Parque das Emas os dois métodos foram utilizados em associação.

DIETA DE ONÇA-PINTADA E ONÇA-PARDA NO PARQUE NACIONAL DAS EMAS

As dietas das onças-pintadas e pardas foram descritas através da análise de fezes e carcaças de presas abatidas (Silveira & Jácomo, 1998; Taber *et al.*, 1997). Fezes de onças-pintadas e pardas foram identificadas através de rastros associados (Schaller & Crawshaw 1980; Aranda 1993 e 1994; Rabinowitz & Nottingham, 1986; Aranda & Sánchez-Cordero, 1996; Taber *et al.*, 1997). As fezes coletadas foram analisadas macroscopicamente através da identificação de partes não digeridas como pêlos e ossos (Ackerman *et al.*, 1984; Emmons, 1987; Aranda, 1993; Karanth & Sunquist, 1995). Foram calculadas a porcentagem de ocorrência e a biomassa de cada presa consumida (Ackerman *et al.*, 1984; Crawshaw, 1995).

Coleta e análise de fezes

Fezes foram coletadas no campo em trechos dos 435 km de estradas internas do PNE, secadas ao sol e acondicionadas em sacos plásticos para posterior análise. Para cada amostra anotou-se a data e local depositado. O diâmetro das fezes de onças varia de 2,8 cm a 4,5 cm (observação pessoal), o que exclui a possibilidade de serem confundidas com demais espécies de carnívoros que ocorrem na região.

Os itens alimentares encontrados nas fezes das onças foram identificados com o auxílio de literatura especializada e através de uma coleção de referência de pêlos, ossos e crânios de mamíferos de médio e grande porte, penas e ossos de aves, ossos e escamas de répteis.

As fezes foram lavadas em água corrente utilizando-se uma peneira de malha fina, eliminando-se as partes microscópicas (geralmente proteína digerida não absorvida) e eventual matéria inorgânica. Nesta etapa, os diferentes itens (componentes das fezes) foram descompactados. Posteriormente, o conteúdo fecal foi novamente exposto ao sol, para secagem. Após esta etapa, os itens foram separados e classificados nas seguintes categorias: dentes, unhas e pêlos de mamíferos, penas, escamas, ossos de aves e de mamíferos. Tatus foram identificados por pedaços de carapaças ósseas e dentes. Aves foram identificadas pela presença de bicos, pés e penas.

Para cada fezes foi enumerada e preenchida uma ficha com as informações de coleta descritas nos sacos plásticos (citadas acima) e a identificação dos itens alimentares encontrados.

A frequência de ocorrência de itens alimentares (presas) analisadas através de amostras fecais pode sobreestimar a importância de espécies-presas pequenas e subestimar a importância de espécies de maior porte para as onças. Portanto, para melhor analisar a dieta das onças no Parque das Emas e produzir dados comparáveis com outros estudos referentes à importância de espécies-presas, foi utilizado o fator de correção de Ackerman *et al.* (1984), para estimar a biomassa relativa de cada presa consumida identificada nas fezes. Apesar de a relação linear $Y = 1.98 + 0.035X$ (Y = biomassa da presa consumida e X = biomassa da presa em kg) ter sido desenvolvida para onça-parda, neste estudo foi também considerada na análise para a onça-pintada (Gonzalez & Miller, 2000; Nunez *et al.*, 2000).

Análise Estatística

Para a obtenção da Frequência de Ocorrência dos Itens, dividiu-se o total de cada item pelo total de amostras fecais. Obtendo-se assim uma frequência relativa mais próxima à realidade. Para facilitar a comparação com outros trabalhos calculou-se também as frequências de ocorrência dos itens, dividindo-se os totais de cada item pelo número total de itens.

Amplitude do Nicho

As amostras foram analisadas por mês, utilizando-se o Índice de Levins (Krebs, 1989) como medida de amplitude de nicho, que é dado por $B_A = (B - 1) / (n - 1)$; onde B_A é o índice de Levins padronizado pelo número de itens (n) e $B = 1 / \sum p_i^2$, sendo p_i a frequência do item no total da amostra.

A amplitude de nicho é expressa na escala de 0 a 1, sendo que índices com valores próximos ou iguais a 1,0 indicam maior amplitude de nicho e, conseqüentemente, máxima equidistribuição na utilização dos recursos. Valores próximos de zero indicam que poucas presas são consumidas em altas frequências e, a maior parte, em baixas frequências (Krebs, 1989).

Sobreposição de nicho

Para medir a sobreposição de nicho entre a onça-pintada e onça-parda foi utilizado o índice simplificado de Morisita (Krebs, 1989), calculado utilizando a fórmula $C_H = 2\sum_i^n P_{ij} P_{ik} / \sum_i^n P_{ij}^2 + \sum_i^n P_{ik}^2$, onde:

C_H = índice de sobreposição simplificado de Morisita entre as espécies j e k ;

P_{ij} = proporção do recurso i do total de recursos utilizado pela espécie j ;

P_{ik} = proporção do recurso i do total de recursos usados pela espécie k ;

n = número total de estado de recursos ($i = 1, 2, 3, \dots, n$).

Também foi utilizada a medida de sobreposição de Pianka (1973), que igualmente abrange de 0 (nenhum recurso utilizado em comum) até 1.0 (total sobreposição).

Média de Peso de Presa (MPP)

A média de peso de presa foi calculada baseada na média geométrica, obtida através da soma dos produtos de itens individuais de presas com o seu peso, transformado em escala logarítmica (Log-N), dividido pelo número total de presas utilizado na análise (Iriarte *et al.*, 1990). Para a espécie queixada (*Tayassu pecari*) foram consideradas medidas de peso distintas quando tratadas para a onça-pintada e onça-parda, assumindo que a primeira espécie preda mais comumente indivíduos adultos (40 kg) e a segunda, indivíduos filhotes e jovens (5-25 kg).

Coleta e análise de carcaças de presas abatidas por onças

Carcaças de presas abatidas por onça-pintada e onça-parda foram localizadas em campo durante o monitoramento de animais marcados com radio-colares. Geralmente aglomerados de urubus serviram como indicativo de animais recentemente abatidos. Para a identificação do predador procuravam-se rastros no ambiente, já que o formato e medidas são distintos para cada espécie (Aranda, 1994). Quando não encontrado, a carcaça foi analisada quanto a evidências características de cada predador. Por exemplo: onças-pintadas conseguem abater animais de porte de uma anta adulta (300kg), além de tamanduá-bandeira e queixada. O local da mordida fatal é geralmente concentrado na região superior do pescoço, a distância média entre as marcas dos caninos nos ossos é de 37 mm e, geralmente, inicia o consumo da carcaça pela região peitoral, não cobre a carcaça, porém pode arrastá-la por até 1000 m (Crawshaw & Quigley, 2002; Observação pessoal). Por outro lado, evidências de predação por onças-pardas são caracterizadas por abate de animais de médio porte como cateto, tatus e aves terrestres como ema e tinamídeos, a mordida fatal é geralmente concentrada na parte inferior do pescoço, inicia o consumo da carcaça pela região abdominal, distância média entre as marcas dos caninos nos ossos é de 26 mm, comportamento de cobrir a carcaça com folhagem e gravetos.

Para a análise de regurgitados de onças-pintadas coletados, as amostras foram lavadas dentro de uma peneira e sob água corrente. Posteriormente, seu conteúdo (geralmente pêlos e ossos) foi identificado através de uma coleção de referência. Essa categoria de amostra (regurgitado) foi analisada em conjunto com a categoria de carcaças, já que obrigatoriamente corresponde a uma única refeição.

RESULTADOS

CARACTERIZAÇÃO DAS ESPÉCIES: ONÇA-PINTADA E ONÇA-PARDA

Dos quatro indivíduos de onça-pintada capturados no Parque Nacional das Emas (PNE), dois eram machos adultos, permitindo comparação com pesos de animais de outras localidades (Tabela 1). Em relação às onças-pintadas, tanto considerando as médias de peso de machos e fêmeas em conjunto, como considerando apenas a média dos pesos de machos, os animais do PNE se destacam como os maiores.

Sete onças-pardas (quatro machos e três fêmeas) foram capturadas na região do Parque das Emas e seus pesos médios se encontram na Tabela 2. Fêmeas adultas de onça-parda no PNE apresentaram peso correspondente a aproximadamente 57,5% do peso dos machos adultos da mesma espécie.

Tabela 1. Média de pesos (MP) (kg) de onças-pintadas e onças-pardas, machos e fêmeas, no Parque Nacional das Emas e outros locais de ocorrência das espécies. Po = *Panthera onca*; Pc = *Puma concolor*; N = n^o. de indivíduos amostrados; F = n^o. de fêmeas; M = n^o. de machos; M* = média de pesos somente dos machos, para melhor comparação com animais capturados no PN Emas.

PoM	Po M*	F	M	N	PcM	M	F	N	Localização	Fonte
P					P				geográfica	
45		3	2	5	37,5	5	5	10	México	Nunez <i>et al.</i> , 2002
74,8		-	-	18					Llanos – Venezuela	Hoogesteijn & Mondolfi, 1992
52	101	2	2	4					Venezuela	Scognamillo <i>et al.</i> , 2001
87,5	87,5	0	2	2	43,93	4	3	7	PN Emas	Presente estudo
86	96	21	45	66	48,2	7	2	8	Pantanal	Almeida, 1990
84,16	85,8	2	5	7					PN Iguacu	Crawshaw, 1995
	64	0	1	1					EUA – TX	Brown & Gonzales, 2001
45,25	54,5	-	-	-					México	Brown & Gonzales, 2001
58	64	2	3	5					EUA – AR	Brown & Gonzales, 2001
92	110	10	5	15					Brasil	Sana <i>et al.</i> , 1999
					45,2				EUA – NM	Logan & Sweanor, 2001

Tabela 2. Média e Desvio Padrão (DP) de pesos de onças-pardas, machos e fêmeas, capturadas na região do Parque Nacional das Emas. N = n°. de indivíduos amostrados.

Fêmeas	N	DP	Machos	N	DP	T	gl	P
30,75	3	6,788	53,5	4	4,435	5,611	5,2	<0,002

Entre onças-pintadas e pardas as diferenças biométricas foram significativas tanto para machos ($t=1,67$; g.l.=9; $P<0,05$ (peso) e $t=0,47$; g.l.=9; $P<0,05$ (comprimento cabeça-corpo)) quanto para fêmeas ($t=1,19$; g.l.=13; $P<0,05$ (peso) e $t=0,72$; g.l.=13; $P<0,05$ (comprimento cabeça-corpo)). Machos de onças-pardas representaram, aproximadamente, 60% do peso de machos de onças-pintadas e se diferenciaram, significativamente, para três medidas: peso, comprimento cabeça-corpo e circunferência do tórax (Tabelas 3 e 4).

Tabela 3. Biometria comparada de onças-pardas e onças-pintadas da região do Parque Nacional das Emas. CCo = Comprimento cabeça corpo; CCa = comprimento da cauda; CTórax = circunferência do tórax; N=n° indivíduos amostrados.

	Onça-parda	DP	N	Onça-pintada	DP	N	t	gl	P
Peso (kg)	43,93	13,23	7	87,50	3,53	2	-7,794	6,8	<0,000
CCo (cm)	114,28	7,82	7	138,50	6,36	2	-4,497	2	<0,047
CCa (cm)	67,85	8,21	7	69,00	7,07	2	-0,194	1,9	<0,865
Altura (cm)	62,67	5,12	6	73,00	5,65	2	-2,289	1,6	<0,180
CTórax (cm)	60,21	9,18	7	82,00	4,24	2	-4,749	4,2	<0,008

Tabela 4. Diferença de pesos médios e seus respectivos Desvios Padrão (DP) entre machos de onças-pintadas e machos de onças-pardas do Parque Nacional das Emas.

Parda	N	DP	pintada	N	DP	T	gl	P
53,500	4	4,435	87,500	2	3,536	10,175	2,6	<0,003

Para verificar se as diferenças corporais entre as onças-pintadas e onças-pardas se estendem para as medidas de seus rastros foram analisadas 12 medidas de patas traseiras e uma medida obtida no campo, em substratos firmes, como argila úmida. Com exceção da largura do dedo maior da pata posterior, para todas as outras medidas dos rastros houve diferenças significativas entre onças-pintadas e pardas, indicando que sua identificação a partir dos rastros pode ser feita de maneira muito segura (Tabela 5).

Tabela 5. Medidas de rastros (cm) de onças-pardas e onças-pintadas da região do Parque Nacional das Emas.

	Onça- parda	DP	N	Onça- pintada	DP	N	t	gl	P
C. PP	7,536	1,08	25	9,739	0,923	23	-7,616	45,8	<0,000
L. PP	6,628	0,879	25	8,647	0,696	23	-8,858	45	<0,000
C. Almof. PP	3,473	0,528	25	4,973	0,515	23	-9,957	45,8	<0,000
L. Almof. PP	4,222	0,554	25	6,22	0,466	22	-13,423	44,9	<0,000
C. Dedo PP	2,565	0,38	24	3,153	0,259	19	-6,015	40,2	<0,000
L. Dedo PP	1,617	0,309	24	3,229	5,156	19	-1,361	18,1	<0,190 NS
C. PA	7,182	0,575	21	9,937	0,953	20	-11,137	30,9	<0,000
L. PA	7,148	0,932	21	10,333	0,898	20	-11,143	39	<0,000
C. Almof. PA	3,495	0,424	21	5,57	0,58	20	-13,022	34,7	<0,000
L. Almof. PA	4,488	0,597	21	7,124	0,719	20	-12,733	37	<0,000
C. Dedo PA	2,435	0,27	20	2,978	0,252	16	-6,22	33,1	<0,000
L. Dedo PA	1,58	0,235	20	2,253	0,253	16	-8,197	31,1	<0,000
C. Passada	43,875	3,119	4	53,667	9,997	9	-2,661	10,5	<0,023

C = comprimento; L = largura; PP = pata posterior; PA = pata anterior; N = n° indivíduos

ÁREA DE VIDA DE ONÇAS-PINTADAS E ONÇAS-PARDAS NA REGIÃO DO PARQUE NACIONAL DAS EMAS

Entre janeiro de 1999 e março de 2003 quatro onças-pintadas (3 machos e 1 fêmea) e seis onças-pardas (3 machos e 3 fêmeas) foram monitoradas através da técnica de radio-telemetria no Parque Nacional das Emas e sua região de entorno. Um total de 843 localizações foi obtido para as duas espécies, numa média de 84 pontos por animal monitorado, variando entre quatro e 176 pontos por animal (Tabela 6).

ONÇA-PINTADA

Todos quatro indivíduos de onças-pintadas monitorados (Tabela 6) atingiram uma assíntota nos seus dados de área de vida. Esses animais, três machos e uma fêmea estabilizaram suas áreas após 100% das localizações (Figura 1).

Tabela 6. Número de localizações de onça-pintada (*Panthera onca*) e onça-parda (*Puma concolor*) no Parque Nacional das Emas, obtidas através da técnica de radio-telemetria entre janeiro de 1999 e março de 2003.

Espécie	Animal N#	Sexo	Idade Estimada (Meses)	Número	Número	Total de Loc.	Monitoramento	
				de Loc. Dia	de Loc. Noite		Início	Fim
Onça-pintada	221	F	11	55	27	82	Fev-00	Ago-00
-	243	M	11	57	31	88	Fev-00	Ago-00
-	229	M	72	94	82	176	Fev-00	Jan-03
-	410	M	48	79	58	137	Nov-00	Mar-03
Onça-parda	15	M	84	27	8	35	Jan-99	Mar-03
-	220	F	60	37	12	49	Jan-99	Mar-03
-	53	F	144	15	7	22	Jan-99	Jan-00
-	451	M	48	46	56	102	Mar-01	Mar-03
-	641	M	35	84	64	148	Mar-01	Mar-03
-	860	F	36	3	1	4	Jun-02	Mar-03

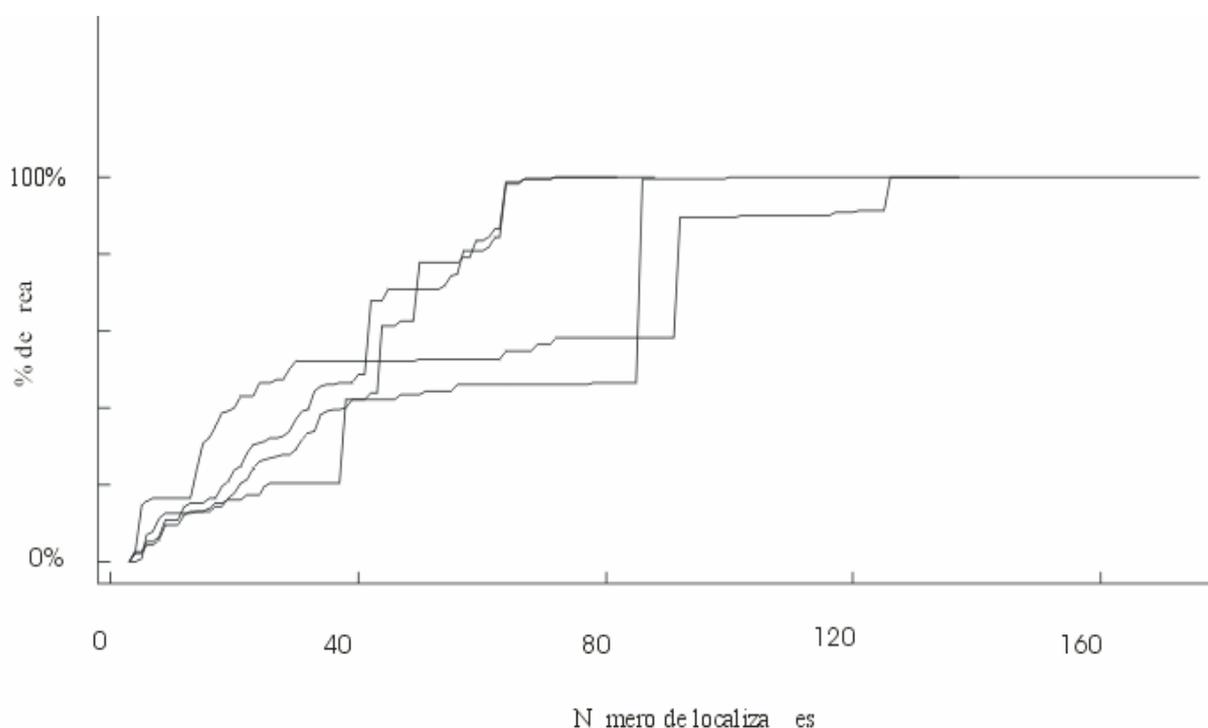


Figura 1. Relação entre número de localizações de onças-pintadas (*Panthera onca*) provenientes de radio-telemetria e porcentagem da área de vida estimada pelo método do Mínimo Polígono Convexo.

Apesar de neste estudo terem sido utilizados os métodos de medida de área de vida MCP e HM (Tabela 7), para efeito de comparação entre os animais estudados foram utilizados apenas resultados do segundo método, considerando 80% dos pontos. Conforme já mencionado, o método da Média Harmônica leva em consideração os núcleos de maior atividade para o cálculo das áreas e, considerando os dados obtidos, 80% das localizações moldam medidas e formas mais realistas de áreas de vida para este estudo conforme interpretações de campo. Através deste método, o tamanho médio da área de vida dos dois machos adultos de onça-pintada foi de 161 km² (Figuras 2 e 3). Para o casal de filhotes (irmãos), com idade estimada entre 9-12 meses, a área de vida média foi estimada em 128 km² (Figuras 4 e 5). Apesar da mãe dos filhotes não ter sido monitorada diretamente através de radio-telemetria, é coerente interpretar essa medida como a área de vida de uma fêmea com seus dois filhotes, uma vez que, dados indiretos (rastros) indicavam que os animais (mãe e filhotes) ainda estavam forrageando juntos, de tal forma que a área dos filhotes estava diretamente relacionada aos movimentos da mãe.

A figura 6 apresenta as áreas de vida (método MCP) dos quatro indivíduos de onça-pintada monitorados por radio-telemetria plotadas sobre um mapa da região do PNE.

Tabela 7. Percentagem de localizações de onça-pintada (*Panthera onca*) obtidas através da técnica de radio-telemetria no Parque Nacional das Emas. Área de vida expressa em km², calculadas através do método do Mínimo Polígono Convexo (MCP) e Média Harmônica (MH).

Loc.	221		243		229		410	
	MCP	MH	MCP	MH	MCP	MH	MCP	MH
5%	0,32	0,89	0,08	0,99	0,22	0,55	0,27	0,96
10%	4,26	1,62	1,57	2,36	2,63	1,63	1,54	1,54
15%	12,34	2,51	7,36	3,00	9,93	3,30	2,89	2,86
20%	20,05	2,76	21,66	3,53	17,76	6,36	4,49	3,75
25%	24,11	3,73	31,15	3,81	23,63	13,19	9,10	5,75
30%	29,89	5,83	57,72	5,49	36,25	16,23	14,81	9,15
35%	38,39	8,13	71,23	7,03	60,22	21,20	28,05	11,66
40%	46,56	12,67	73,90	11,23	85,59	32,60	38,14	17,01
45%	52,86	13,71	86,37	15,90	97,58	40,31	43,58	18,49
50%	56,85	15,92	98,64	20,03	122,80	55,46	51,71	24,28
55%	81,03	19,59	108,20	31,18	146,64	65,11	90,06	28,83
60%	95,53	24,01	113,92	40,27	171,90	82,98	99,86	35,99
65%	112,34	33,18	146,06	51,33	215,86	97,29	123,81	48,69
70%	118,52	52,85	170,85	81,32	254,37	137,74	129,79	79,01
75%	191,10	97,84	244,16	120,17	319,65	169,09	147,76	100,71
80%	201,10	122,79	256,69	139,63	357,00	203,07	174,86	120,36
85%	244,81	154,62	320,02	175,42	530,36	243,19	249,12	145,75
90%	322,20	173,06	381,51	184,97	601,78	316,98	302,99	186,15
95%	382,91	193,88	448,71	253,31	779,72	472,18	329,51	287,95
100%	401,28	295,44	467,07	373,62	1047,34	1101,59	910,95	763,84

Negrito = Valores considerados como melhor medida comparativa para os animais estudados.

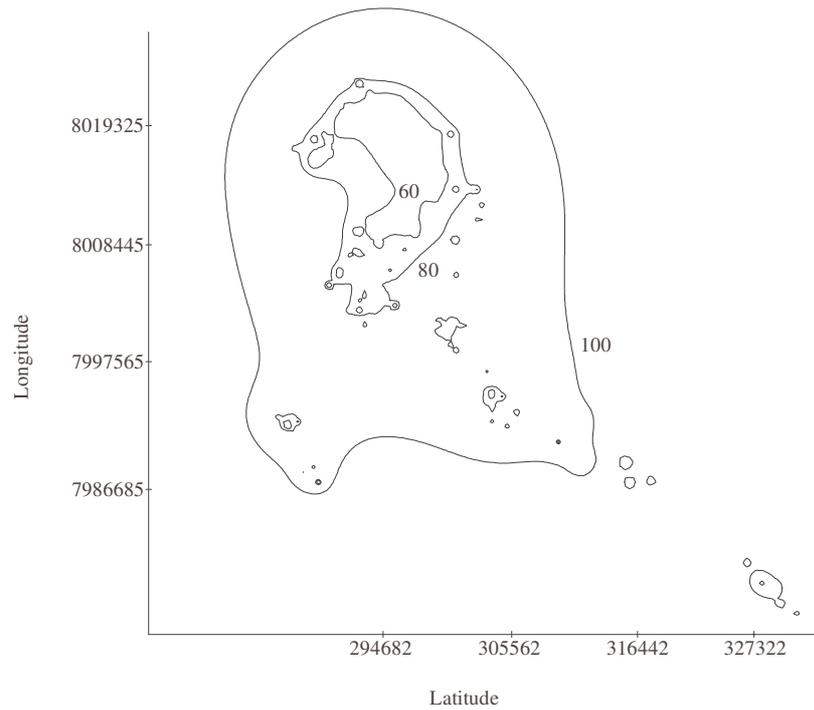


Figura 2. Área de vida de indivíduo macho adulto de onça-pintada (Frequência # 229) calculada por Média Harmônica (n=176) com 60% dos pontos (83 km²), 80% (203 km²) e 100% (1,101 km²).

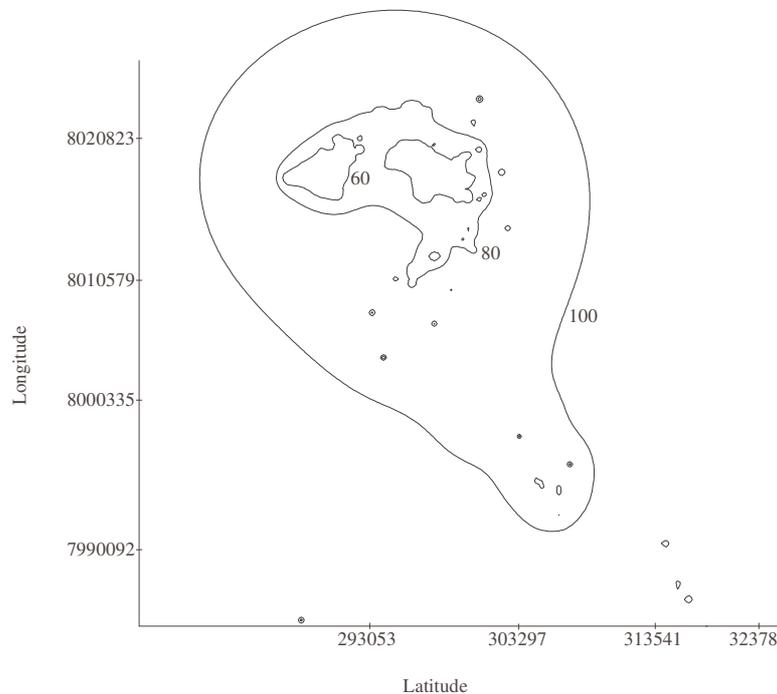


Figura 3. Área de vida de indivíduo macho adulto de onça-pintada (Frequência # 410) calculada por Média Harmônica (n=137) com 60% dos pontos (36 km²), 80% (120 km²) e 100% (764 km²).

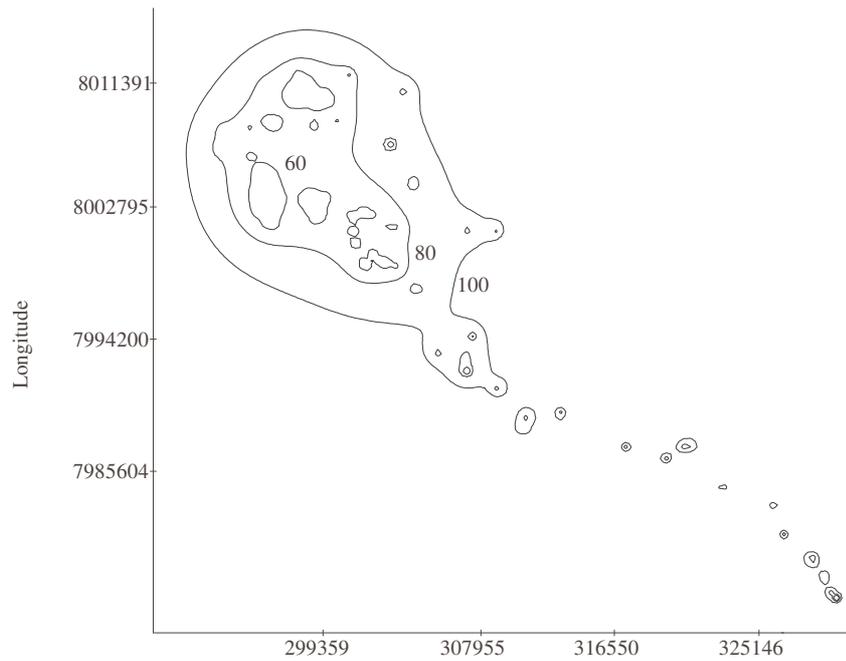


Figura 4. Área de vida de indivíduo fêmea jovem de onça-pintada (Frequência # 221) calculada através do método de Média Harmônica ($n=82$) com 60% dos pontos (24 km^2), 80% (123 km^2) e 100% (295 km^2).

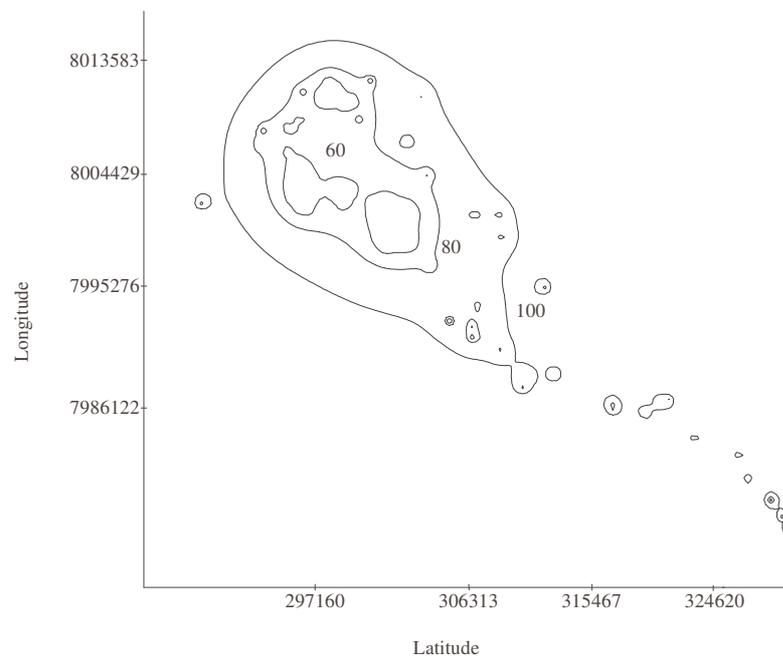


Figura 5. Área de vida de indivíduo macho jovem de onça-pintada (Frequência # 243) calculada por Média Harmônica ($n=88$) com 60% dos pontos (40 km^2), 80% (134 km^2) e 100% (374 km^2).

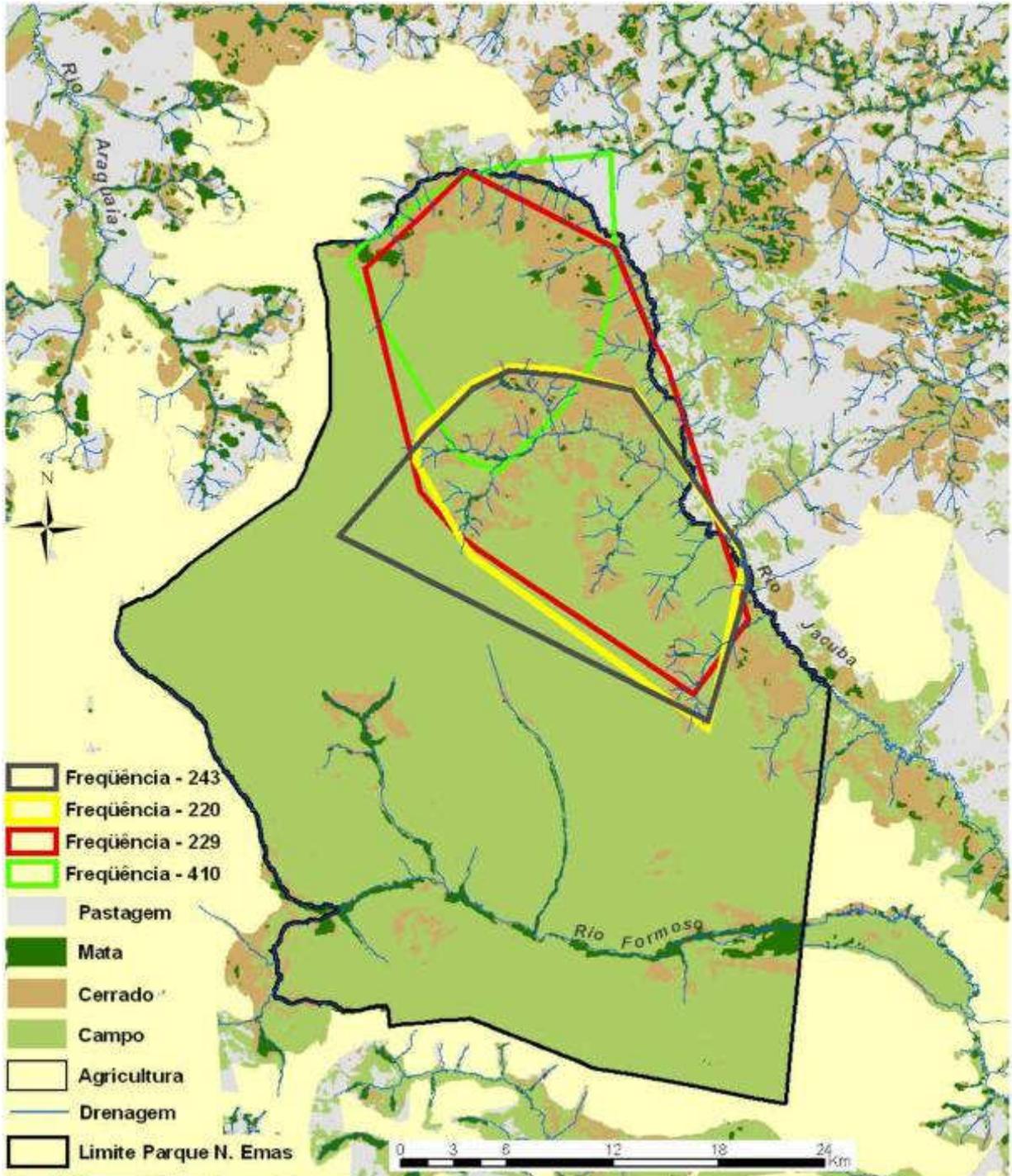


Figura 6. Polígonos das áreas de vida (MCP 100%) de quatro onças-pintadas (*Panthera onca*), dois machos adultos (frequências 410, 229) um macho jovem (frequência 243) e uma fêmea jovem (frequência 221), monitorados através da técnica de rádio-telemetria na região do Parque Nacional das Emas.

ONÇA-PARDA

As seis onças-pardas monitoradas tiveram uma média de 65 localizações por animal (entre 4 e 148 pontos) num período de monitoramento variando de nove a 48 meses. Entre os animais monitorados, todos exceto um, atingiram um platô na medida de suas áreas de vida, alcançada com cerca de 60 localizações (Figura 7). No entanto, após 95 localizações todos, com exceção de um animal, tenderam a aumentar suas áreas. A estabilização da área de vida de um dos animais, uma fêmea adulta, é provavelmente um artefato causado pelo baixo número de localizações ($n=4$). Já o aumento das áreas de vida dos outros cinco indivíduos poderá estar refletindo variáveis ecológicas ou comportamentais que não puderam ser determinadas neste estudo, ou simplesmente o fato de que este número de localizações ainda não foi suficiente para conhecer toda a área de vida destes animais.

O tamanho médio da área de vida de onças-pardas ($n=5$) na área de estudo foi de $31,77 \text{ km}^2$, variando entre $2,5$ a 61 km^2 (HM-80%) (Tabela 8; Figuras 8, 9, 10, 11, 12). Analisando separadamente por sexo, os três machos adultos estudados obtiveram área de vida média $45,6 \text{ km}^2$ enquanto as duas fêmeas adultas tiveram média de $31,7 \text{ km}^2$. Em decorrência do baixo número de localizações a fêmea adulta # 860 não foi considerada nessas análises comparativas.

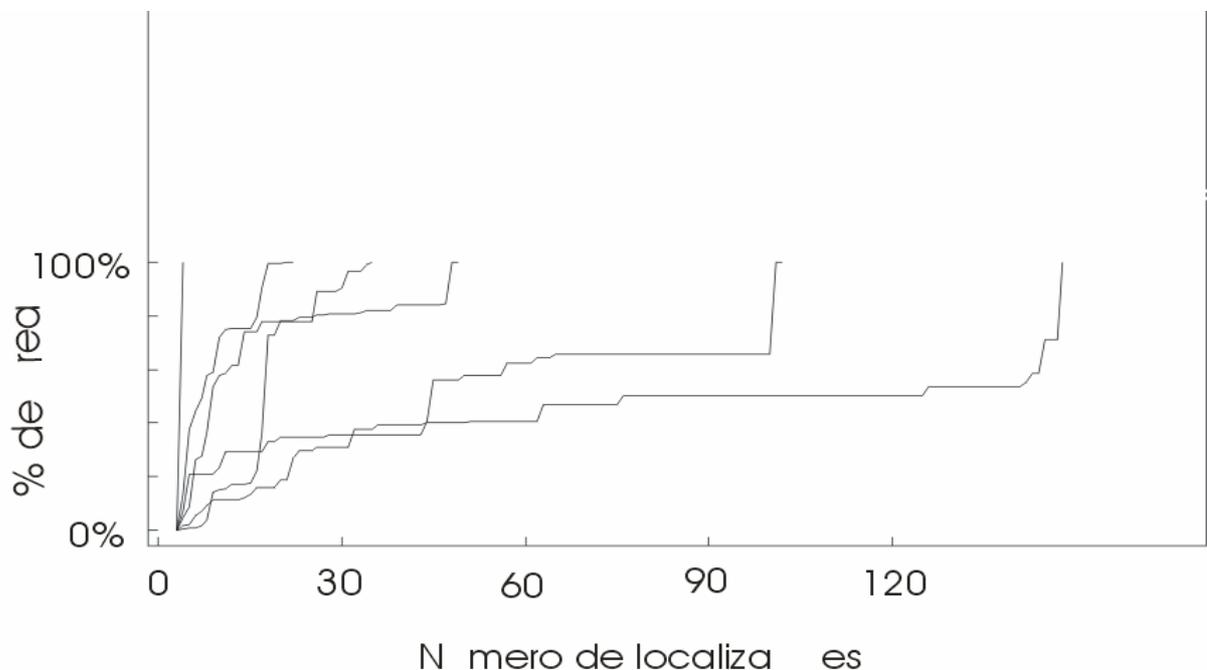


Figura 7. Relação entre número de localizações de onças-pardas (*Puma concolor*) provenientes de radio-telemetria e porcentagem da área de vida estimada pelo método do Mínimo Polígono Convexo (Harris *et al.*, 1990).

Tabela 8. Percentagem de localizações de onça-parda (*Puma concolor*) obtidas através da técnica de radio-telemetria no Parque Nacional das Emas. Área de vida expressa em km², calculadas através do método do Mínimo Polígono Convexo (MCP) e Média Harmônica (MH).

Loc.	15		451		641		220		53		860	
	MCP	MH	MCP	MH	MCP	MH	MCP	MH	MCP	MH	MCP	MH
5%	0	0,19	0,05	0,24	1	0,56	0,06	0,87	0,00	0,09	0,00	0,02
10%	1	0,23	1	0,55	2	0,97	2	1,12	0,00	0,11	0,00	0,02
15%	1	0,78	1	0,94	3	1,67	10	1,28	0,33	0,11	0,00	0,02
20%	1	3,22	2	1,25	5	2,34	29	2,74	0,37	0,11	0,00	0,02
25%	10	6,25	3	2,00	6	2,90	52	3,68	1	0,16	0,00	0,02
30%	23	6,98	8	3,26	8	5,83	75	9,94	2	0,20	0,00	0,02
35%	28	7,74	10	4,18	18	7,44	91	11,63	4	0,38	0,00	0,02
40%	65	8,91	13	4,82	20	10,12	103	15,27	7	0,52	0,01	0,09
45%	93	11,28	14	6,08	30	11,96	124	15,54	7	0,75	0,01	0,09
50%	113	15,04	16	9,48	32	13,67	141	16,33	11	0,89	0,01	0,09
55%	121	16,24	25	15,13	39	16,64	158	23,98	11	1,31	0,01	0,09
60%	158	17,35	31	18,16	50	21,57	164	26,26	13	1,44	0,01	0,09
65%	204	20,61	41	24,51	71	25,69	180	28,25	15	1,47	20	0,10
70%	330	20,99	85	30,81	93	40,17	186	33,78	22	1,70	20	0,10
75%	380	21,64	95	37,42	119	47,41	196	53,92	27	1,83	20	0,10
80%	428	36,67	110	47,64	129	54,46	206	61,19	41	2,54	20	0,10
85%	456	51,81	128	53,46	148	67,97	217	81,77	45	2,77	20	0,10
90%	520	58,85	135	62,56	170	83,61	219	93,30	63	3,43	124	0,11
95%	603	101,33	156	76,76	228	183,26	299	122,33	78	5,63	124	0,11
100%	763	102,59	287	161,73	481	452,30	479	502,38	136	6,72	124	0,11

Negrito = Valores considerados como melhor medida comparativa para os animais estudados.

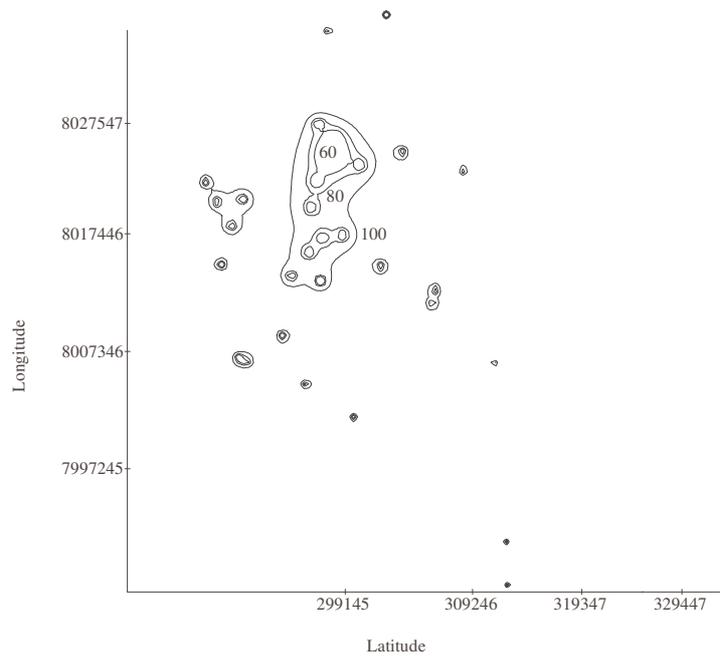


Figura 8. Área de Vida de onça-parda macho adulto (Frequência # 015) calculado por Média Harmônica (n=35) com 60% dos pontos (17 km²), 80% (37 km²) e 100% (102 km²).

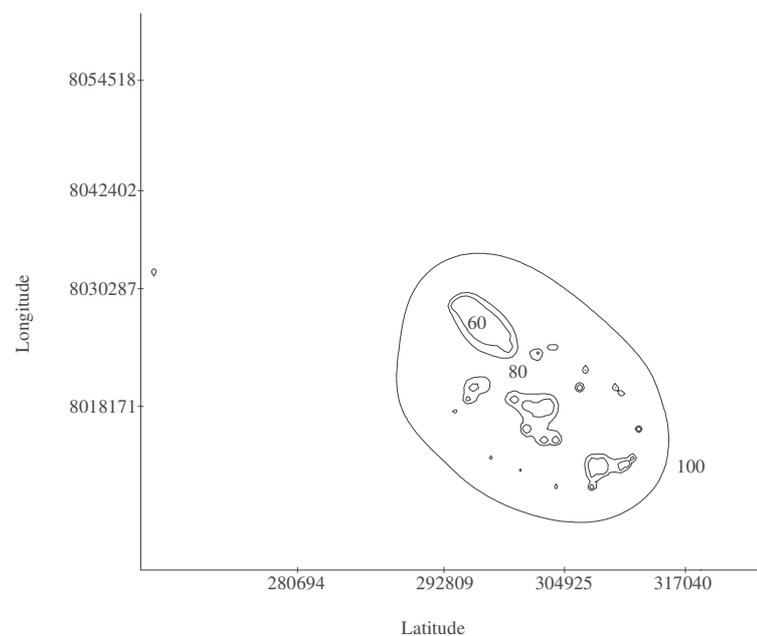


Figura 9. Área de Vida de onça-parda fêmea adulta (Frequência # 220) calculado por Média Harmônica (n=49) com 60% dos pontos (26 Km²), 80% (61 km²) e 100% (502 km²).

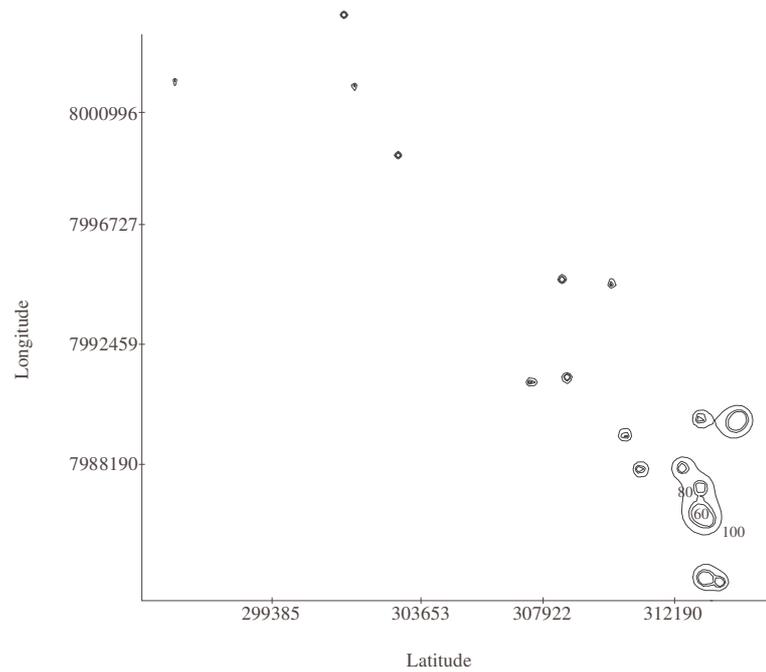


Figura 10. Área de Vida de onça-parda fêmea adulta (Frequência # 053) calculado por Média Harmônica (n=22) com 60% dos pontos (1,4 km²), 80% (2,5 km²) e 100% (6,7 km²).

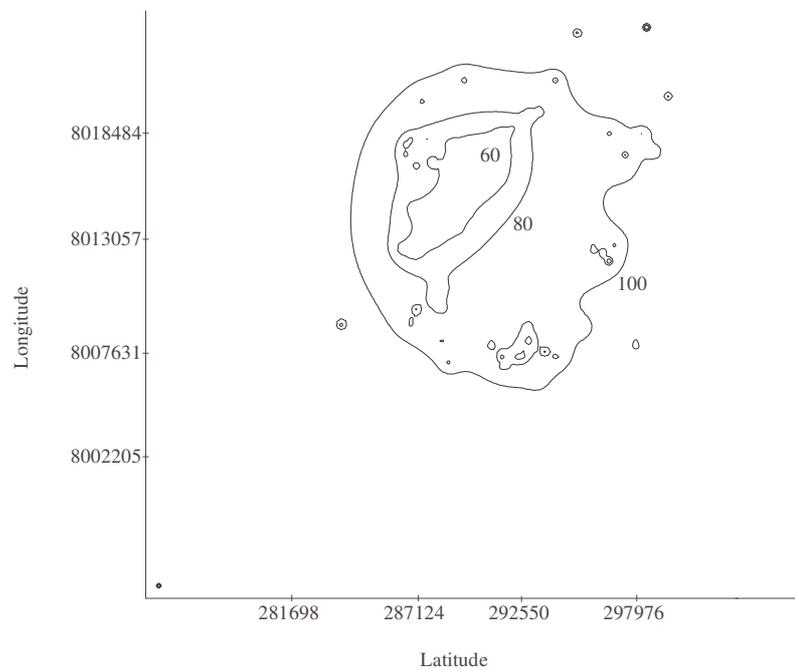


Figura 11. Área de Vida de onça-parda macho adulto (Frequência # 451) calculado por Média Harmônica (n=102) com 60% dos pontos (18 Km²), 80% (47 km²) e 100% (161 km²).

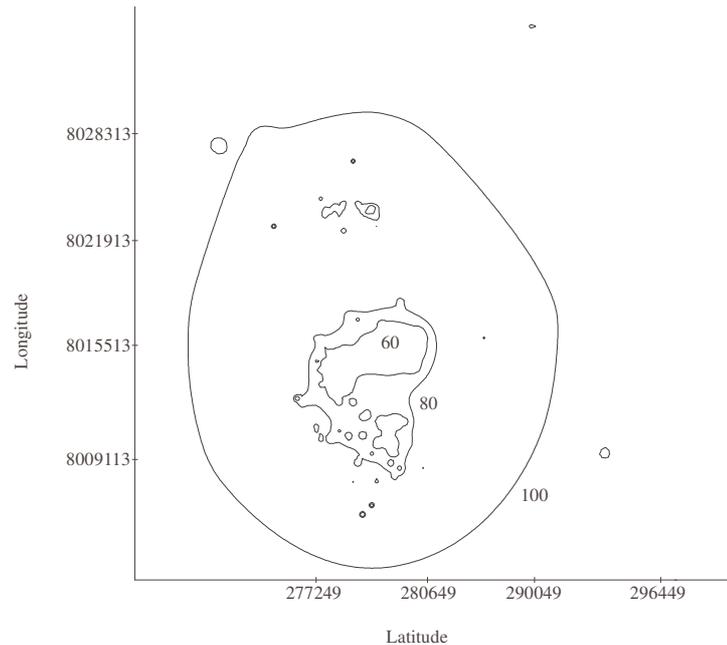


Figura 12. Área de Vida de onça-parda macho adulto (Frequência # 641) calculado por Média Harmônica (n=148) com 60% dos pontos (21 km²), 80% (54 km²) e 100% (452 km²).

SOBREPOSIÇÃO DE ÁREA DE VIDA ENTRE ONÇAS-PINTADAS NO PARQUE NACIONAL DAS EMAS

Os resultados da análise de sobreposição de área de vida das quatro onças-pintadas monitoradas no Parque Nacional das Emas utilizando 100% dos pontos de localizações apresentam um mínimo de 33% e um máximo de 99% de área em comum. Esses resultados foram calculados pelo método Mínimo Polígono Convexo-MCP. A área do macho adulto # 229 praticamente engloba toda a área do casal de jovens e sua mãe além de se sobrepor em 87% com a área do macho #410 (Tabela 9; Figura 6). No entanto, quando a sobreposição é analisada utilizando 60% dos pontos, a interação entre o macho # 229 e o casal de jovens e sua mãe caem consideravelmente, passando a sobrepor no máximo 37% de sua área. A sobreposição de área com o macho # 410 praticamente se mantém em 89% (Tabela 10). Quando a análise de sobreposição é reduzida a 50% dos pontos, o uso em comum de área cai para até 15% da área do casal de jovens e sua mãe e para 72% com relação ao macho # 410 (Tabela 11).

Tabela 9. Matriz de sobreposição de áreas de vidas de onças-pintadas (*Panthera onca*) - Mímimo Polígono Convexo-HC 100%. As áreas nas linhas sobrepõem às áreas nas colunas.

	JF221	JM243	M229	M410
JF221	100	100	99,9	73,9
JM243	86,2	100	99,9	77,8
M229	38,6	44,8	100	76
M410	33	40,1	87,5	100

J = Jovem; M = macho; F = Fêmea, seguido da frequência do radio-colar do indivíduo.

Tabela 10. Matriz de sobreposição de áreas de vidas de onças-pintadas (*Panthera onca*) - Mímimo Polígono Convexo-HC 60%. As áreas nas linhas sobrepõem às áreas nas colunas.

	JF-221	JM-243	M-229	M-410
JF-221	100	100	37,3	2
JM-243	83,9	100	31,4	1,7
M-229	20,8	20,9	100	52
M-410	1,9	1,9	89,6	100

J = Jovem; M = macho; F = Fêmea, seguido da frequência do radio-colar do indivíduo.

Tabela 11. Matriz de sobreposição de áreas de vidas de onças-pintadas (*Panthera onca*) - Mímimo Polígono Convexo-HC 50%. As áreas nas linhas sobrepõem às áreas nas colunas.

	JF-221	JM-243	M-229	M-410
JF-221	100	100	14,9	0
JM-243	57,8	100	12,3	0
M-229	7	9,8	100	30,6
M-410	0	0	72,9	100

J = Jovem; M = macho; F = Fêmea, seguido da frequência do radio-colar do indivíduo.

SOBREPOSIÇÃO DE ÁREA DE VIDA ENTRE ONÇAS-PARDAS NO PARQUE NACIONAL DAS EMAS

As seis onças-pardas monitoradas neste estudo apresentaram relativamente baixa sobreposição de suas áreas de vida. Quando considerado 100% das localizações o máximo de sobreposição observada foi de 58% entre o macho #15 e a fêmea #220 (Tabela 12; Figura 13). Quatro indivíduos, duas fêmeas (#53 e #860), e dois machos (#451 e #641) não apresentaram nenhuma sobreposição. Quando analisado ao nível de 90% das localizações obtidas, dois

machos e uma fêmea mantiveram algum nível de sobreposição (Tabela 13). Ao nível de 70% de localizações, apenas a fêmea #220 e os machos #15 e #451 mantiveram sobreposições de suas áreas (Tabela 14). Abaixo de 70% das localizações, nenhum animal monitorado manteve sobreposição de suas áreas de vida.

Tabela 12. Matriz de sobreposição de áreas de vidas de onças-pardas (*Puma concolor*) Mímimo Polígono Convexo-HC 100%. As áreas nas linhas sobrepõem às áreas nas colunas.

	M-15	F-220	F-53	M-451	M-641	F-860
M-15	100	36,7	10	18,6	7,3	0
F-220	58,5	100	0	12,5	25,1	7,3
F-53	53,7	0	100	0	0	0
M-451	48,9	21,2	0	100	40,4	0
M-641	11,6	25,1	0	24,3	100	10,6
F-860	0	26,4	0	0	41,2	100

M = Macho, F = Fêmea, seguido da frequência do radio-colar do indivíduo.

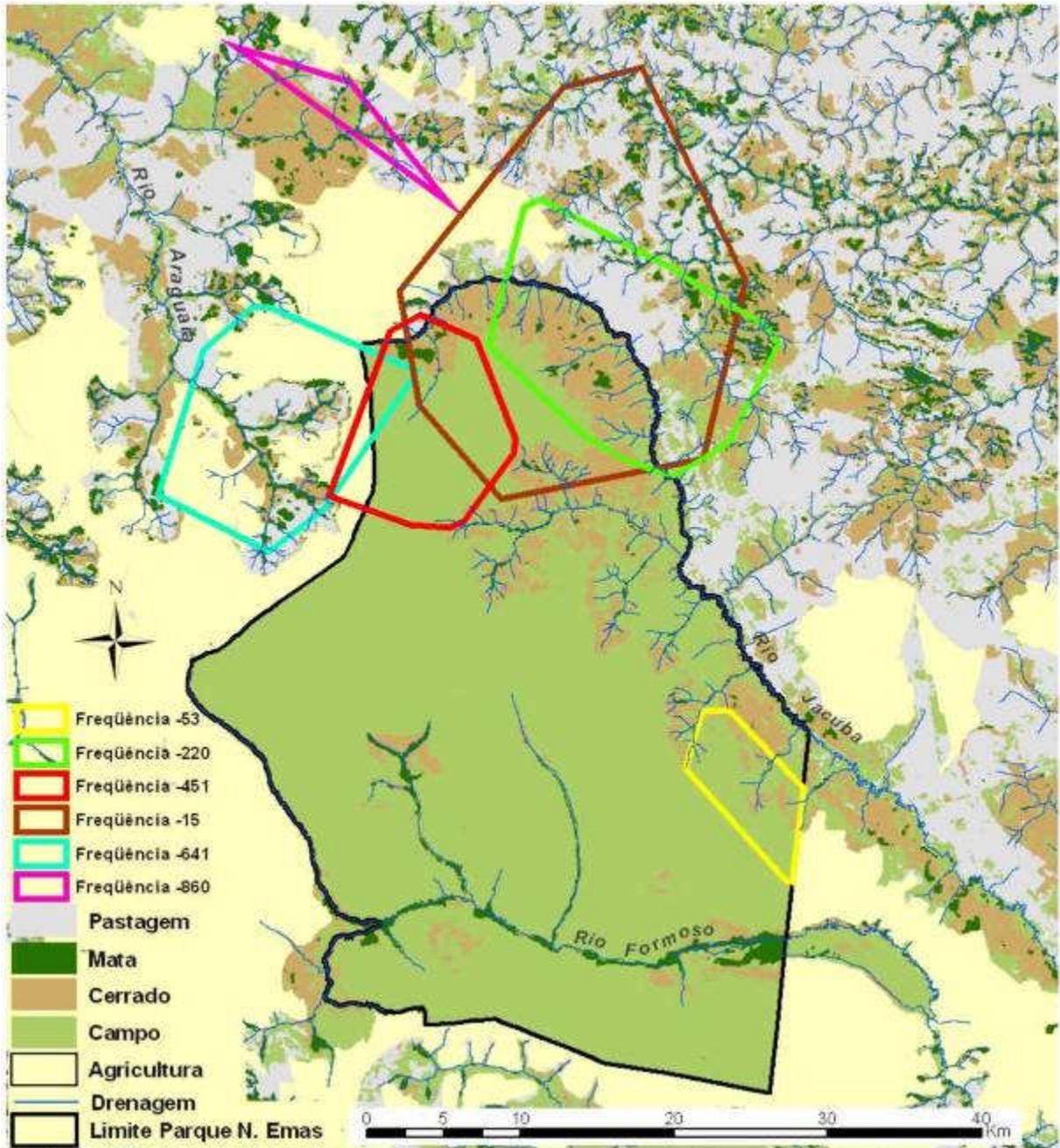


Figura 13. Polígonos das áreas de vida (MCP 100%) de seis onças-pardas (*Puma concolor*), três machos (Frequências 15, 641, 451) e três fêmeas (Frequências 220, 53, 860), monitoradas através da técnica de radio-telemetria na região do Parque Nacional das Emas.

Tabela 13. Matriz de sobreposição de áreas de vidas de onças-pardas (*Puma concolor*) - Mímimo Polígono Convexo - HC 90%. As áreas nas linhas sobrepõem às áreas nas colunas.

	M-15	F-220	F-53	M-451	M-641	F-860
M-15	100	94.7	0	62	6.6	0
F-220	36.4	100	0	1.7	0	0
F-53	0	0	100	0	0	0
M-451	14.9	1	0	100	24.6	0
M-641	3	0	0	46.8	100	0
F-860	0	0	0	0	0	100

M = macho, F = Fêmea, seguido da frequência do radio-colar do indivíduo.

Tabela 14. Matriz de sobreposição de áreas de vidas de onças-pardas (*Puma concolor*) - Mímimo Polígono Convexo-HC 70%. As áreas nas linhas sobrepõem às áreas nas colunas.

	M-15	F-220	F-53	M-451	M-641	F-860
M-15	100	89.9	0	21	0	0
F-220	38.9	100	0	0	0	0
F-53	0	0	100	0	0	0
M-451	4.9	0	0	100	0	0
M-641	0	0	0	0	100	0
F-860	0	0	0	0	0	100

M = macho, F = Fêmea, seguido da frequência do radio-colar do indivíduo.

DENSIDADE E ESTIMATIVA POPULACIONAL DE ONÇA-PINTADA E ONÇA-PARDA NO PARQUE NACIONAL DAS EMAS

De 1424 registros fotográficos obtidos de mamíferos de médio-grande porte no Parque Nacional das Emas, 82 foram de onças-pintadas. A abundância populacional de onças-pintadas nesta área (aproximadamente 500 km²) foi estimada em 8.0 ± 0.857 indivíduos (podendo variar entre 8-10), com um intervalo de confiança de 95%. Este intervalo de confiança foi construído assumindo uma distribuição log-normal de indivíduos não-capturados, de tal forma que o parâmetro inferior corresponde ao número de indivíduos identificados (Karanth, 1995), no caso, oito (Tabela 15; Figura 14).

Tabela 15. Matriz de captura-recaptura de onças-pintadas ao longo de 10 intervalos temporais de sete dias cada. Histórico de captura ao longo das séries temporais de oito onças-pintadas identificadas = 1 (captura).

	Períodos de 7 dias									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Onça-pintada – 1	1	1	0	1	1	0	1	1	1	1
Onça-pintada – 2	1	1	0	0	0	1	0	0	0	1
Onça-pintada – 3	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Onça-pintada – 4	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Onça-pintada – 5	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Onça-pintada – 6	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Onça-pintada – 7	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
Onça-pintada – 8	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0

Portanto, através desta amostragem seria correto afirmar que a densidade de onças-pintadas nesta área amostrada é de 0,02 indivíduos/km². Amostragens posteriores a esta, utilizando a mesma metodologia, porém utilizando maiores esforços temporais e espaciais, identificaram entre 10 e 22 indivíduos vivendo dentro dos limites do Parque das Emas. Apesar da diferença entre indivíduos identificados, o importante é que todos foram registrados dentro da mesma área de 500 km² amostrada no primeiro experimento (Figura 15). Desta forma, sendo conservador quanto ao número de indivíduos identificados (n=10), e se considerarmos apenas a área habitada pela espécie, a densidade estimada não se alterou com o aumento da área amostrada (Figura 14).

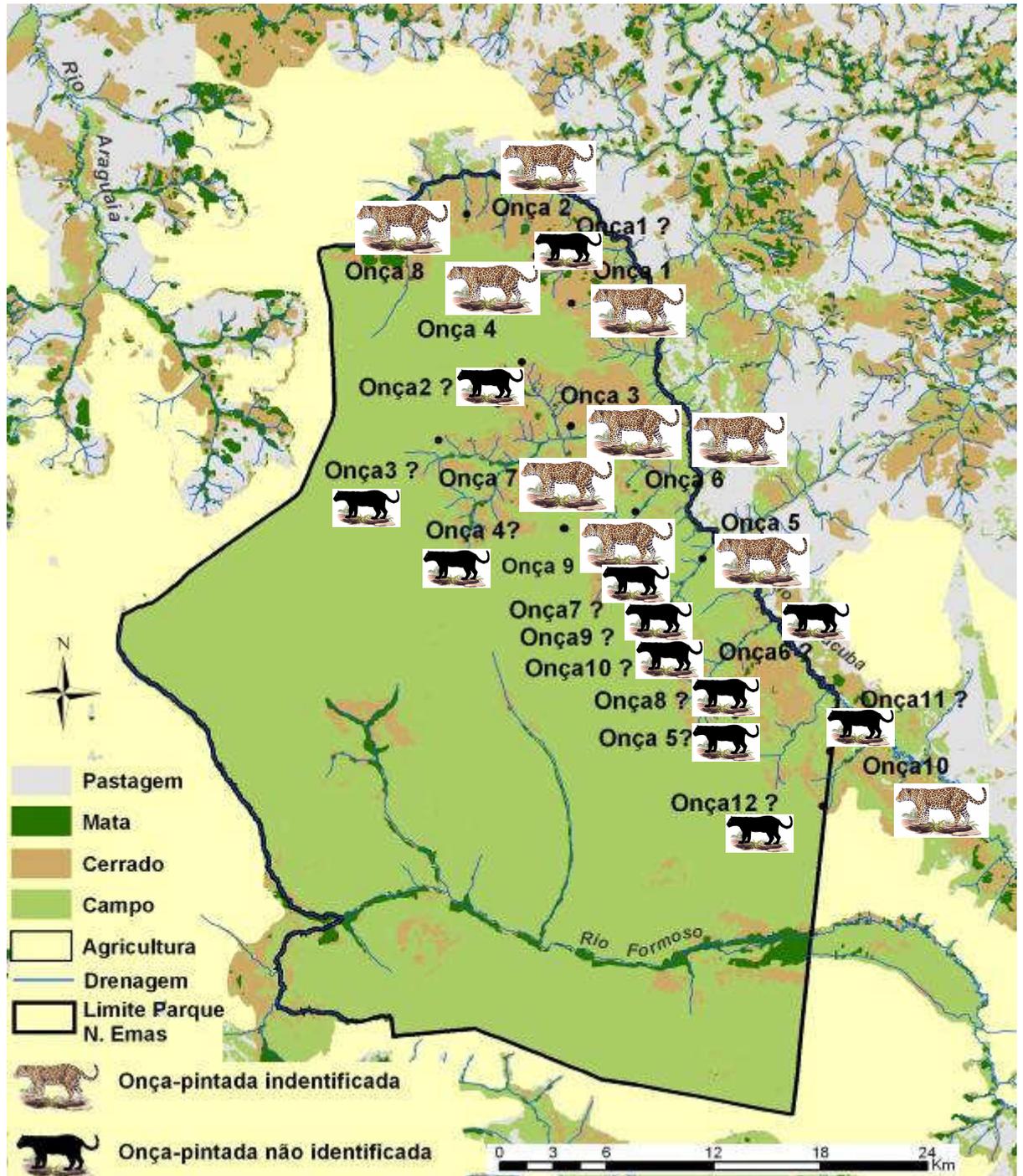


Figura 14. Localização de indivíduos de onças-pintadas identificados e não identificados através de armadilhas-fotográficas no Parque Nacional das Emas e região do entorno.

Entre os 133 registros fotográficos obtidos de onças-pardas, 31 puderam ser identificados com acurácia. Como a espécie não apresenta padrões de cores ou pintas como as onças-pintadas, é necessário analisar o máximo de combinações peculiares no corpo dos indivíduos como, manchas no pêlo, cicatrizes, porte e genitália (Figura 16). Foram

identificados, quanto a razão sexual, oito machos, oito fêmeas e três filhotes, sendo que 12 registros não puderam ser individualizados.



Figura 15. Exemplos de registros fotográficos de onças-pintadas obtidos neste estudo e utilizados para a individualização de animais.



Figura 16. Exemplos de registros fotográficos de onças-pardas obtidos neste estudo e utilizados para a individualização de animais.

PADRÃO DE ATIVIDADE

Foram analisados 204 registros fotográficos de onça-parda e 117 de onça-pintada entre fevereiro de 2002 e março de 2003. A análise do padrão de atividade de onças-pintadas e onças-pardas no Cerrado e Pantanal, dividida em de duas em duas horas, apresentou diferenças significativas para as espécies (onça-pintada - $X^2 = 108,811$; $p < 0,000$; $gl=11$, e onça-parda - $X^2 = 166,862$; $p < 0,000$; $gl=11$), sendo que ambas apresentaram tendências de maior atividade para o período noturno (22:00 às 6:00 horas). O resultado do teste de X^2 , utilizado para analisar a semelhança dos padrões de atividade, baseado em registros fotográficos das onças pintada e parda foi não-significativo ($X^2 = 5,253$; $p < 0,154$; $gl=11$; $\Phi = 0,128$), para as classes de horas analisadas (Figura 17).

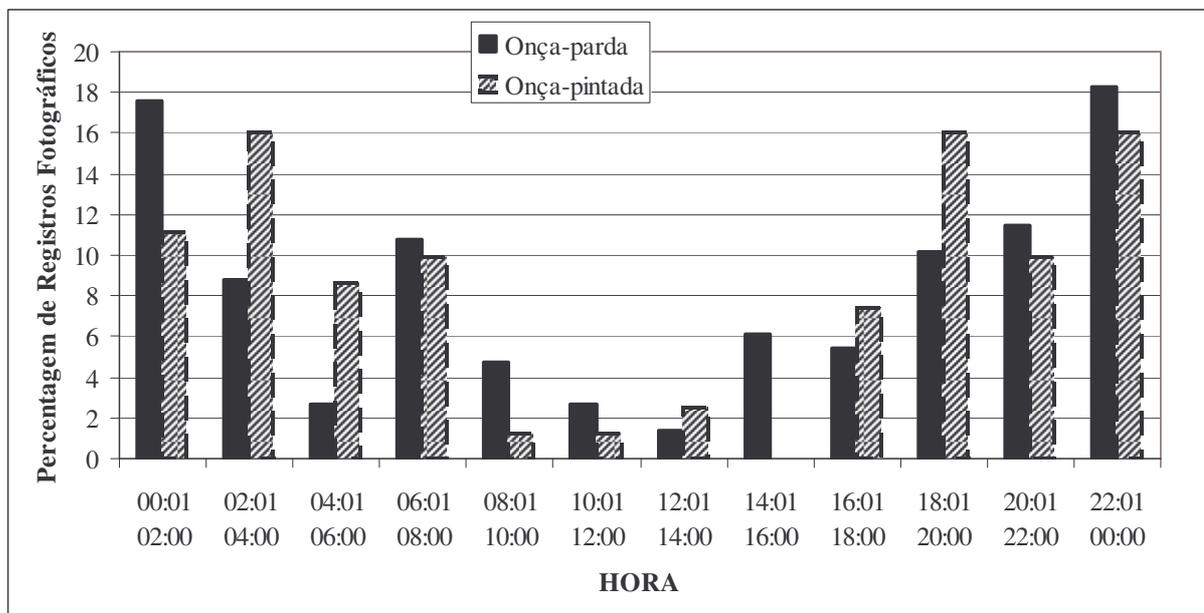


Figura 17. Padrão de atividade de onça-pintada (*Panthera onca*) e onça-parda (*Puma concolor*), expresso em porcentagem, obtidos através de registros fotográficos na região do Parque Nacional das Emas - GO, Corredor Cerrado-Pantanal - MS/MT; Pantanal - MS e Parque Estadual do Cantão - TO.

O padrão de atividade de onça-pintada analisado para as quatro regiões do estudo apresentou diferenças significativas, $X^2 = 23,414$; $p < 0,005$; $\Phi = 0,447$. No entanto, o padrão geral da espécie se manteve, com as atividades se concentrando nos períodos da manhã (6:00 às 10:00 horas) e à noite (22:00 às 6:00 horas) (Figura 18). As maiores variações de atividade ocorreram entre as regiões do Parque Estadual do Cantão e Parque Nacional das Emas, onde os valores extremos se inverteram. No Parque do Cantão, as

onças-pintadas apresentaram os maiores valores das 4:01 às 6:00 horas (29%) enquanto no Parque das Emas, no mesmo horário houve um registro de apenas 4%. O maior registro no PNE ocorreu das 2:00 às 4:00 horas (25%), sendo que não houve registro de onças-pintadas no Parque do Cantão no mesmo horário (Figura 18).

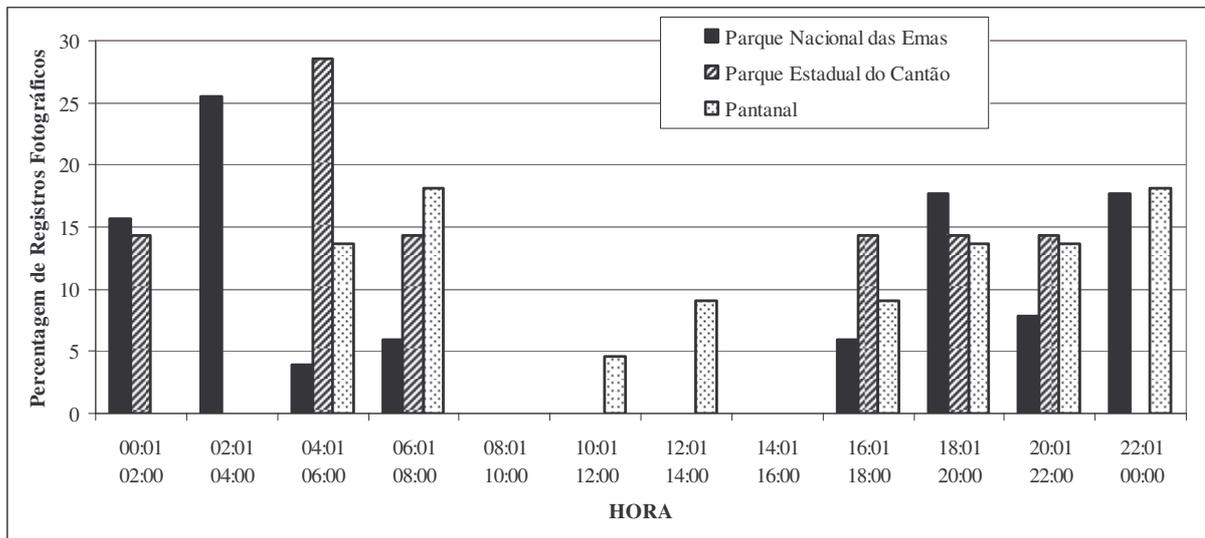


Figura 18. Padrão de atividade de onça-pintada (*Panthera onca*), expresso em percentagem, obtidos através de armadilhas fotográficas em quatro regiões distintas: Parque Nacional das Emas-GO, Corredor Cerrado-Pantanal-MS/MT, Pantanal-MS e Parque Estadual do Cantão-TO.

As onças-pardas apresentaram padrões de atividade significativamente diferentes entre as quatro regiões estudadas ($X^2 = 26.354$; $p < 0.001$; $\Phi = 0.359$). No Parque Estadual do Cantão, o pico de atividade ocorreu entre às 0:01 e 02:00 horas (43%), porém manteve um padrão de atividade durante no período diurno (6:01 às 10:00 e das 14:00 às 18:00; Figura 19).

O padrão de atividade analisado pelo monitoramento através da radio-telemetria na região do Parque Nacional das Emas (Figura 20) para as onças-pintadas mostrou uma concentração da atividade no período crepuscular-noturno entre às 18:01 e 00:00 (15%) e para as onças-pardas entre às 20:00 e 22:00 horas (21%).

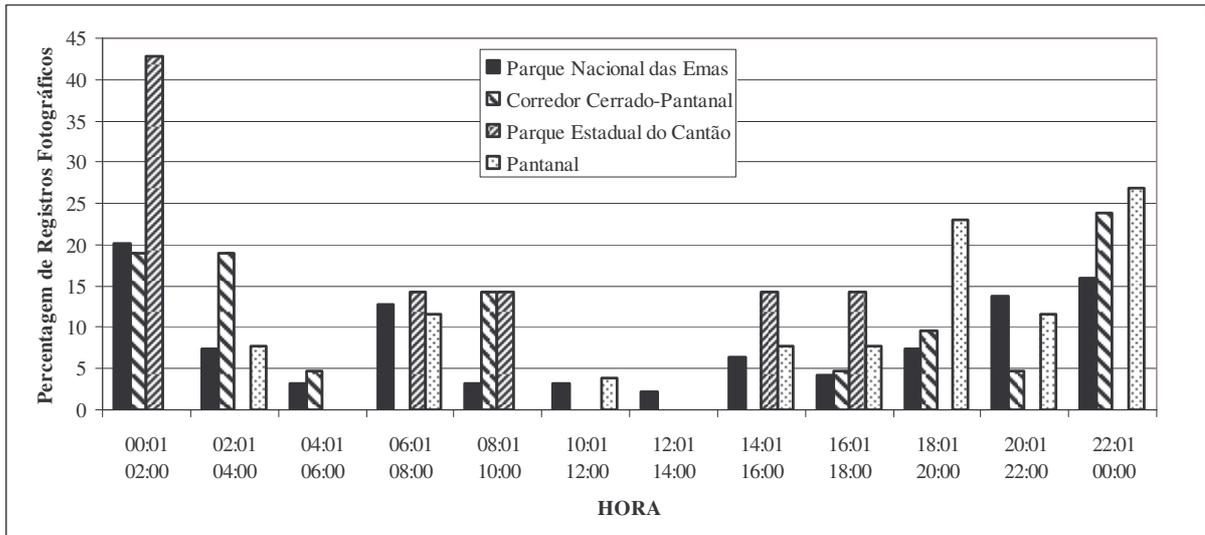


Figura 19. Padrão de atividade de onça-parda (*Puma concolor*), expresso em percentagem, obtido através de armadilhas fotográficas em quatro regiões distintas: Parque Nacional das Emas-GO, Corredor Cerrado-Pantanal-MS/MT, Pantanal-MS e Parque Estadual do Cantão-TO.

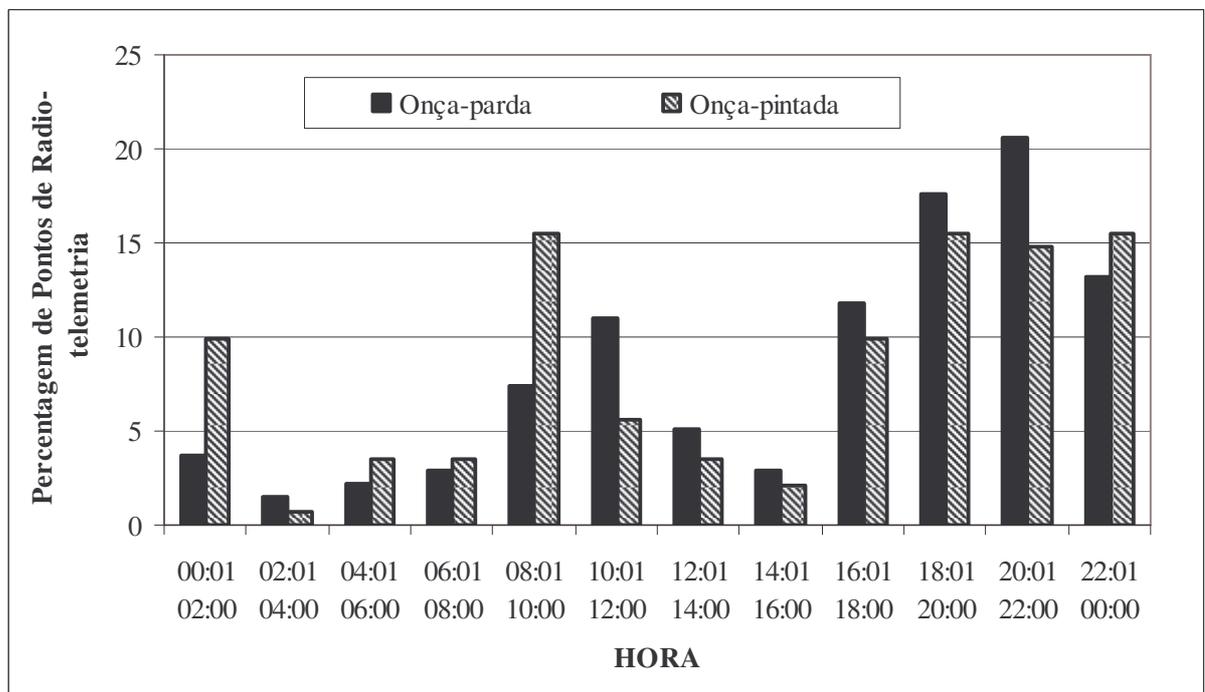


Figura 20. Padrão de atividade de quatro indivíduos de onça-pintada (*Panthera onca*) e seis de onça-parda (*Puma concolor*), expresso em percentagem, obtidos através de radio-telemetria (onça-parda N = 57%; onça-pintada N = 69%) na região do Parque Nacional das Emas - GO.

USO DE HABITAT

Os resultados dos registros fotográficos, obtidos através de armadilhas fotográficas, mostram que há uma diferença significativa ($X^2 = 25,352$; $P < 0,0001$; coeficiente Phi = 0,281) quanto ao uso de habitats naturais por onças-pintadas e onças-pardas nas quatro regiões da área de estudo (Figura 21). As onças-pintadas foram registradas, em frequência decrescente, nos habitats de campo sujo, cerrado e floresta, ao passo que a onça-parda, apresentou preferência, em ordem decrescente, para os habitats de cerrado, campo sujo, floresta e várzea (Figura 21).

Considerando os dados analisados a partir de localizações obtidas através da radio-telemetria, onças-pintadas tiveram maior preferência pelos habitats de cerrado, floresta e campo, ao passo que onças-pardas preferiram os habitats de floresta, cerrado e pastagem (Tabela 16 e 17 respectivamente e Figura 22). Onças-pintadas e onças-pardas apresentaram proporções de uso semelhantes quanto à distância do curso d'água mais próximo, analisando-se as localizações, obtidas através de radio-telemetria. Para ambas as espécies, a maioria das localizações (>80%) estava a mais de 100m da rede de drenagem mais próxima (Figura 23).

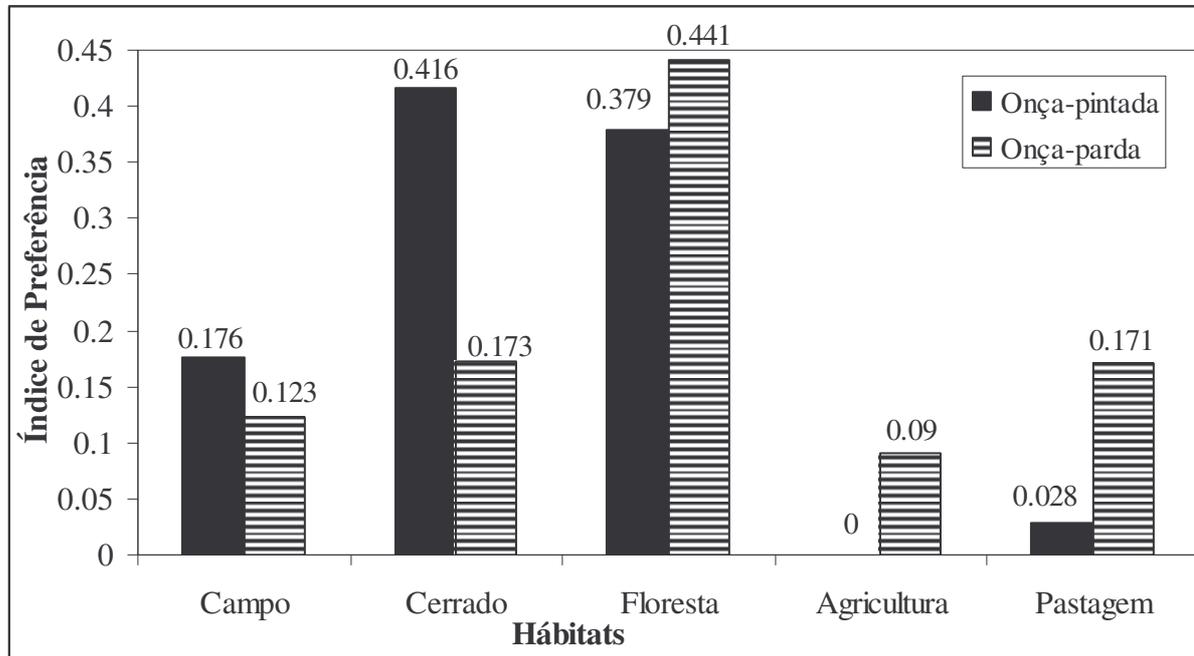


Figura 21. Índice de preferência de uso de habitat de onça-pintada (*Panthera onca*) e onça-parda (*Puma concolor*) na região do Parque Nacional das Emas, analisados a partir de dados provenientes de radio-telemetria.

Tabela 16. Disponibilidade, utilização e índice de preferência de habitats por onça-pintada (*Panthera onca*) no Parque Nacional das Emas e região do seu entorno, conforme interpretação de localizações obtidas através do monitoramento de indivíduos (N= 4) equipados com radio-colares.

Habitat	Proporção disponível	Número de localizações por habitat	Índice de seleção (w)	Índice de seleção estandardizado
Campo	0,43	45	1,057	0,176
Cerrado	0,17	42	2,495	0,416
Floresta	0,04	9	2,272	0,379
Agricultura	0,18	0	0,000	0,000
Pastagem	0,18	3	1,168	0,028

$$X^2 = 85,902; \text{gl} = 4; p < 0,000$$

Tabela 17. Disponibilidade, utilização e índice de preferência de habitats por onça-parda (*Puma concolor*) no Parque Nacional das Emas e região do seu entorno, conforme interpretação de localizações obtidas através do monitoramento de indivíduos (N= 6) equipados com radio-colares.

Habitat	Proporção disponível	Número de localizações por habitat	Índice de seleção (w)	Índice de seleção estandardizado
Campo	0,43	36	0,837	0,123
Cerrado	0,17	20	1,176	0,173
Floresta	0,04	12	3,000	0,441
Agricultura	0,18	11	0,611	0,090
Pastagem	0,18	21	1,166	0,171

$$X^2 = 15,714; \text{gl} = 4; p < 0,0036$$

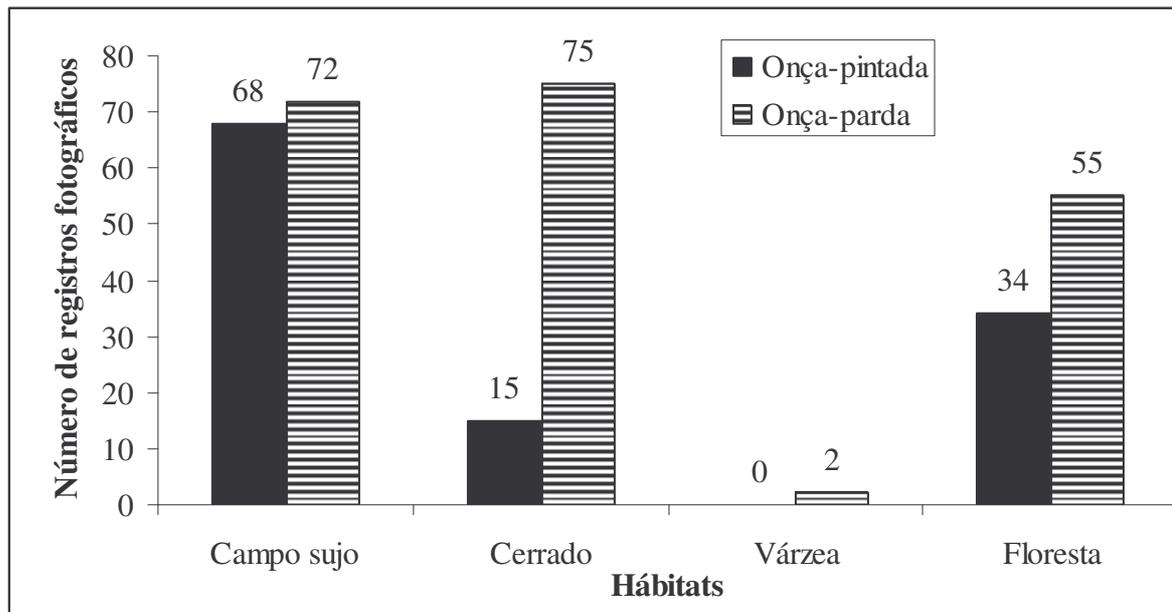


Figura 22. Numero de registros fotográficos de onças-pintadas (n=117) e onças-pardas (n=204) obtidos nos quatro hábitats correspondentes às quatro regiões amostradas: Parque Nacional das Emas - GO, Corredor Cerrado-Pantanal - MS/MT, Pantanal - MS e Parque Estadual do Cantão - TO.

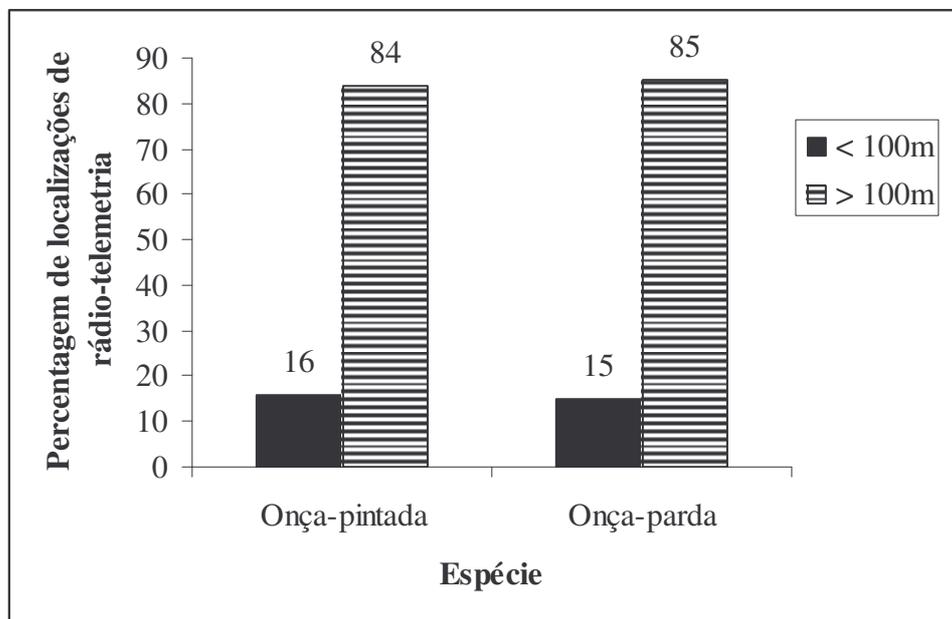


Figura 23. Frequência de localizações de radio-telemetria obtidas a mais de 100 metros e a menos de 100 metros de distância do curso d'água mais próximo. Onça-pintada (*Panthera onca*): N = 484 e onça-parda (*Puma concolor*): N = 340 localizações.

As diferenças de uso de habitats entre onças-pintadas e onças-pardas na região do Parque Nacional das Emas, analisadas através da radio-telemetria, refletem a distribuição dos indivíduos monitorados (Figuras 21 e 24). Onças-pintadas raramente foram observadas fora dos limites do PNE, ao passo que quase todos os indivíduos de onça-parda monitorado em algum momento saíram da reserva, com apenas uma exceção (Figura 24). Desta forma, habitats antropizados fizeram parte da paisagem utilizada por onças-pardas, muito mais do que para onças-pintadas.

Os resultados provenientes do uso de habitats pelas onças-pintadas na região do PNE, entre janeiro de 2001 e dezembro de 2002, indicaram que o nicho realizado da espécie compreende basicamente dois segmentos de áreas: a região leste do Parque, formada pelo vale que engloba as nascentes da margem direita do Rio Jacuba, saindo do Parque, até as proximidades da foz com o Rio Formoso e a região das cabeceiras do Córrego Cabeceira Alta e Rio Formoso (Figuras 24 e 25). As onças-pardas não restringiram suas distribuições e usos de habitats da mesma forma (Figura 24).

Apesar da aparente uniformidade de habitat de Campo Sujo na região leste do PNE, onde se concentraram as áreas de vida das onças-pintadas, observou-se que os animais monitorados utilizaram as áreas planas de chapadas mais no período noturno do que diurno (Figura 26).

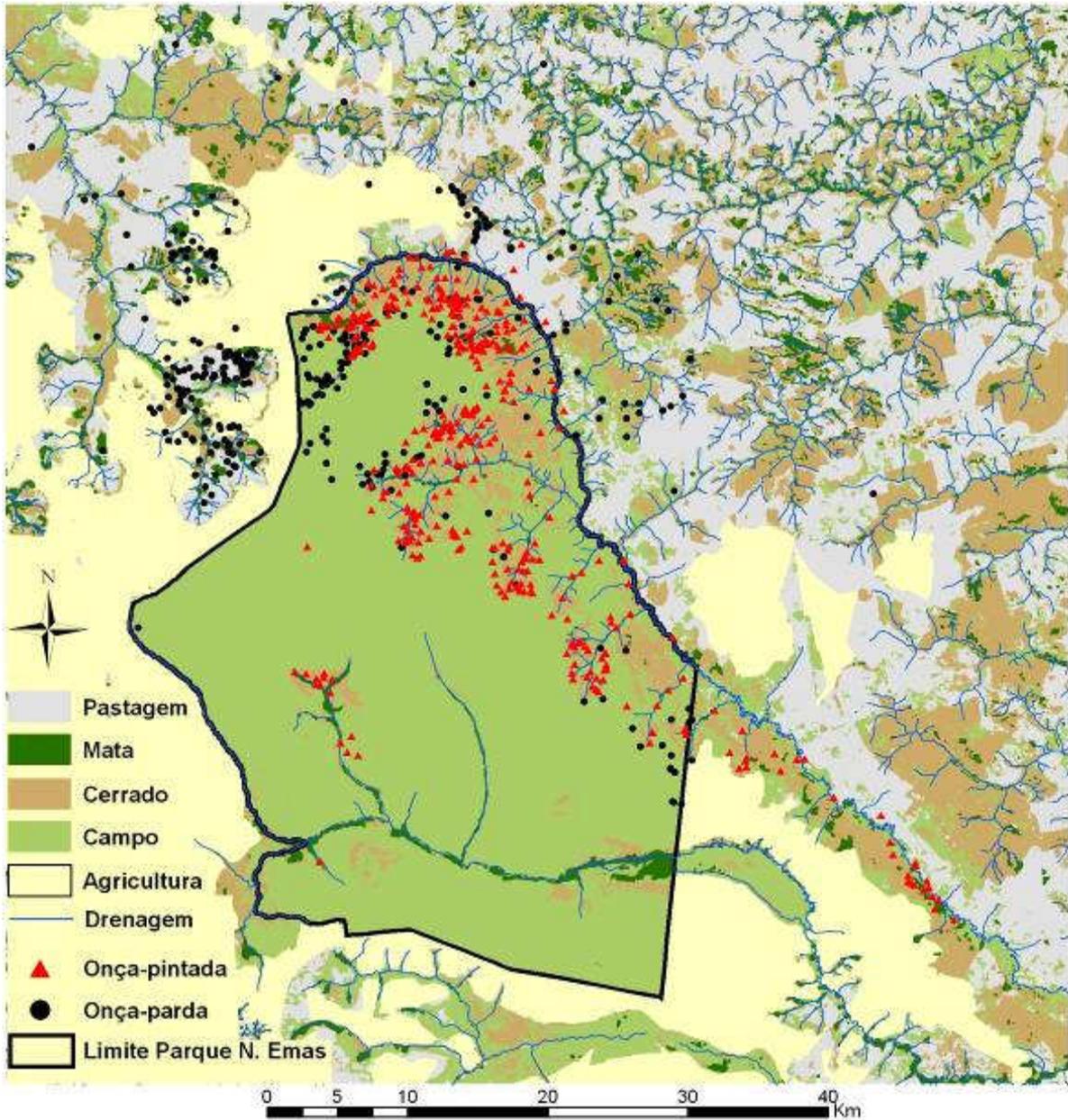


Figura 24. Interpretação dos habitats do Parque Nacional das Emas e região do entorno, destacando as localizações obtidas por monitoramento através da radio-telemetria de quatro indivíduos de onça-pintada (N = 484 localizações) e seis indivíduos de onça-parda (N = 340 localizações).

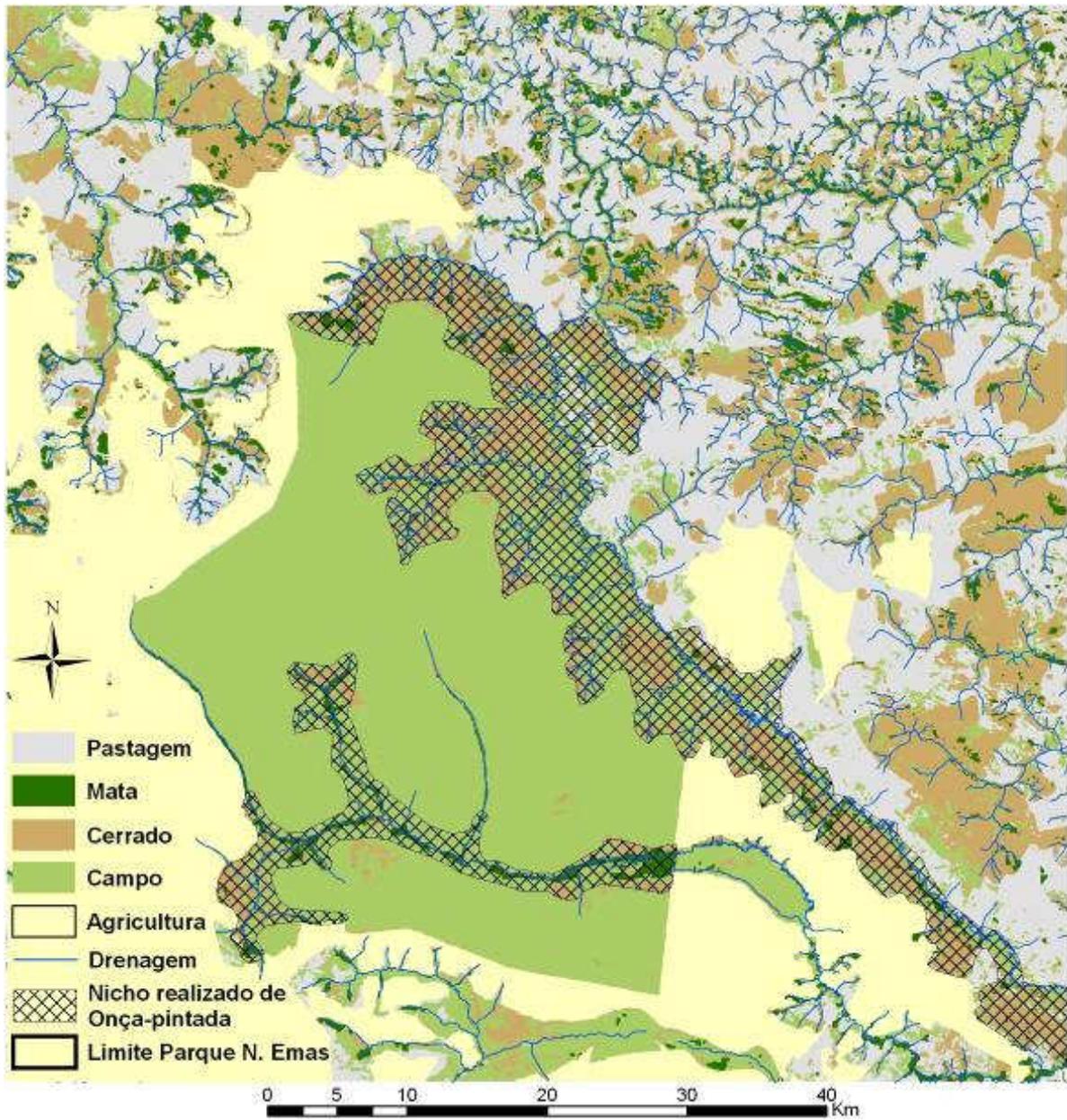


Figura 25. Parque Nacional das Emas e região do entorno destacando os habitats disponíveis e o nicho realizado da onça-pintada (*Panthera onca*).

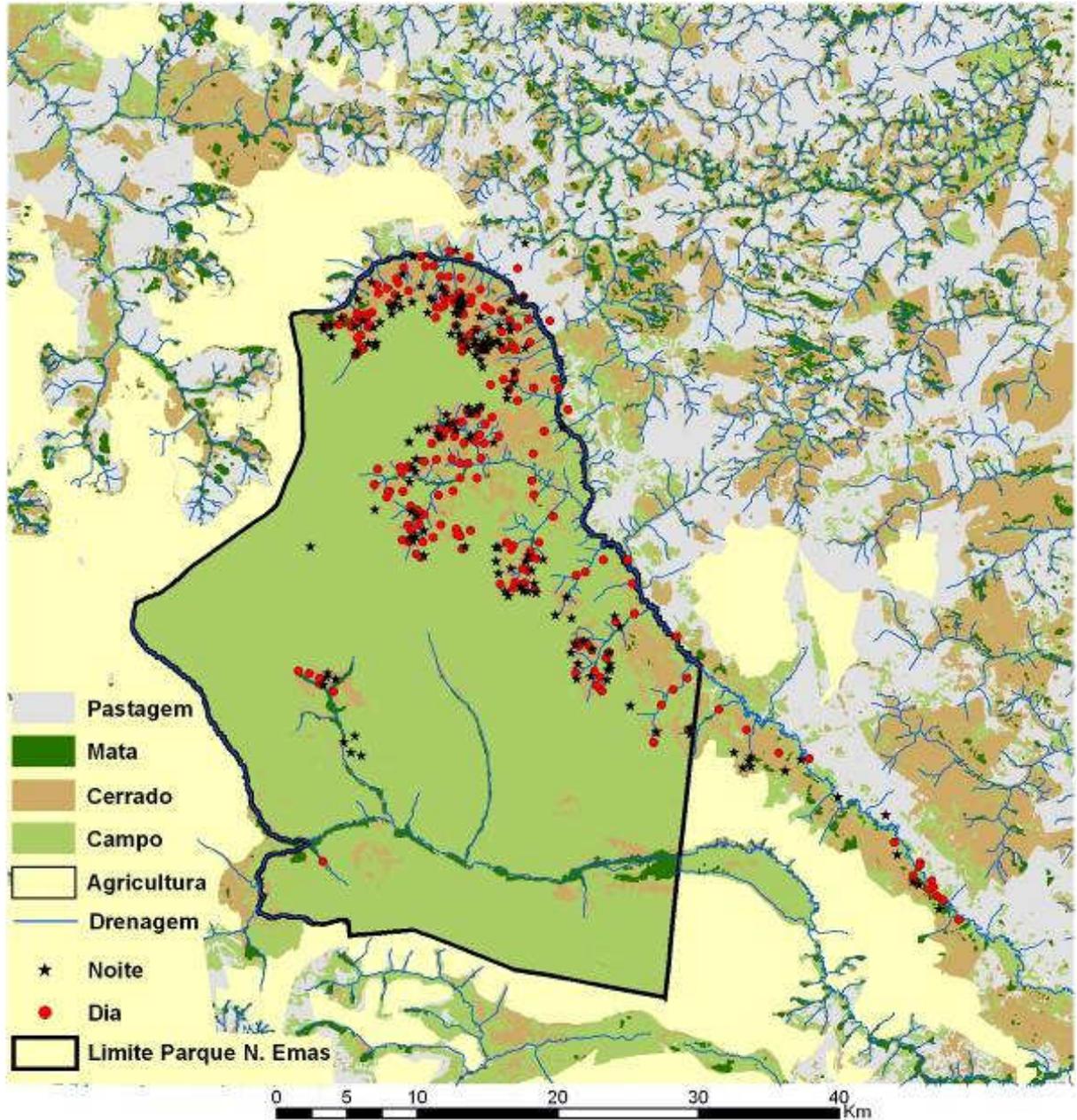


Figura 26. Uso do hábitat pela onça-pintada (*Panthera onca*), estimado pela rádio-telemetria nos períodos noturno e diurno, no Parque Nacional das Emas e seu entorno.

DIETA DA ONÇA-PINTADA E ONÇA-PARDA NO CERRADO

Entre julho de 1998 e dezembro de 2002, 18 fezes, cinco regurgitados e 20 carcaças de presas de onça-pintada e 11 fezes e 26 carcaças de presas de onça-parda foram coletadas e analisadas no Parque Nacional das Emas. Para outras nove carcaças e cinco fezes de presas abatidas por onças, não foram encontradas evidências suficientes no ambiente para a identificação do predador, sendo então classificadas na categoria de felino de grande porte (onça-pintada ou onça-parda).

Comparativamente, as espécies predadas por onças-pintadas foram de maior porte do que aquelas predadas por onças-pardas. A média de peso de presas (MPP) de onça-pintada foi de 147,46 kg e de parda 17,41 kg. A estimativa de biomassa, consumida por onça-pintada e onça-parda, determinada através da análise de suas fezes, encontra-se na Tabela 18. O índice de amplitude de nicho padronizado (índice de Levins) encontrado para a onça-pintada foi de 0,332 e para a onça-parda de 0,243.

Tabela 18. Estimativa de biomassa (Média de peso de presa-MPP), consumida por onça-pintada e onça-parda determinada através da análise de suas fezes, utilizando o fator de correção de Ackerman *et al.* (1984) dado por $Y = 1.98 + 0.035X$.

Espécie Presa	MPP	MPP
	Onça-pintada	Onça-parda
<i>Tayassu pecari</i>	27,04	6,06
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	22,435	-
<i>Ozotoceros bezoarticus</i>	9,615	-
<i>Rhea americana</i>	8,565	-
<i>Tapirus terrestris</i>	7,23	-
<i>Pseudalopex vetulus</i>	2,12	2,12
<i>Cabassous unicinctus</i>	-	2,085
<i>Hydrochaeris hydrochaeris</i>	-	3,38
<i>Tayassu tajacu</i>	-	2,61
<i>Cerdocyon thous</i>	-	2,225
<i>Dasybus novemcinctus</i>	-	2,12
<i>Euphractus sexcinctus</i>	-	4,38
<i>Dasybus septemcinctus</i>	-	2,05

As frequências de ocorrência das espécies-presas analisadas através de fezes indicaram o queixada (*Tayassu pecari*) como o item alimentar mais encontrado para ambas as espécies, com frequência de 0,35 para onças-pintadas e 0,18 para onças-pardas (Tabela 19). No entanto, através de análises de carcaças de presas encontradas a campo, o tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*; 0,50) e a ema (*Rhea americana*; 0,58) foram os itens alimentares mais consumidos para onças-pintadas e onças-pardas, respectivamente (Tabela 21). Já o tamanduá-bandeira foi a espécie presa mais consumida na categoria de grande-felino não identificado (Tabela 20). A

figura 28 ilustra as frequências de ocorrência de espécies presas na dieta dos grandes felinos determinadas tanto através das fezes como de carcaças de presas encontradas em campo.

Tabela 19. Frequência de ocorrência de presas encontrados em fezes de onças-pintadas e onças-pardas no Parque Nacional das Emas.

Espécie Presa	Onça-pintada		Onça-parda	
	No. de ocorrência	Frequência	No. de ocorrência	Frequência
<i>Tapirus terrestris</i>	1	0,04	-	0,00
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	7	0,30	-	0,00
<i>Dusicyon vetulus</i>	1	0,04	1	0,09
<i>Ozotocerus bezoarticus</i>	3	0,13	-	0,00
<i>Tayassu pecari</i>	8	0,35	2	0,18
<i>Rhea americana</i>	3	0,13	-	0,00
<i>Cabassus tatouay</i>	-	-	1	0,09
<i>Hydrochaeris hydrochaeris</i>	-	-	1	0,09
<i>Tayassu tajacu</i>	-	-	1	0,09
<i>Cerdocyon thous</i>	-	-	1	0,09
<i>Dasybus novemcinctus</i>	-	-	1	0,09
<i>Euphractus sexcinctus</i>	-	-	2	0,18
<i>Dasybus septencinctus</i>	-	-	1	0,09
Total	23	1	11	1

Tabela 20. Espécies de presas abatidas por felino de grande porte não identificado (onça-pintada ou onça-parda) no Parque Nacional das Emas.

Espécie de presa	Carcaça	Fezes
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	7	2
<i>Ozotoceros bezoarticus</i>	1	-
<i>Hydrochaeris hydrochaeris</i>	-	1
<i>Tamandua tetradactyla</i>	1	-
<i>Tayassu pecari</i>	-	2
Total	9	5

Tabela 21. Frequência de ocorrência de espécies presas registradas através de carcaças de animais abatidos por onças-pintadas e onças-pardas no Parque Nacional das Emas.

Espécie-Presa	Onça-pintada		Onça-parda	
	No. de ocorrência	Frequência de ocorrência	No. de ocorrência	Frequência de ocorrência
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	10	0,50	-	0,00
<i>Tayassu pecari</i>	2	0,10	1	0,04
<i>Tapirus terrestris</i>	7	0,35	-	0,00
<i>Ozotoceros bezoarticus</i>	1	0,05	6	0,23
<i>Tamandua tetradactyla</i>	-	0,00	1	0,04
<i>Rhea americana</i>	-	0,00	15	0,58
<i>Euphractus sexcinctus</i>	-	0,00	1	0,04
<i>Hydrochaeris hydrochaeris</i>	-	0,00	1	0,04
<i>Tayassu tajacu</i>	-	0,00	1	0,04
Total	20	1	26	1

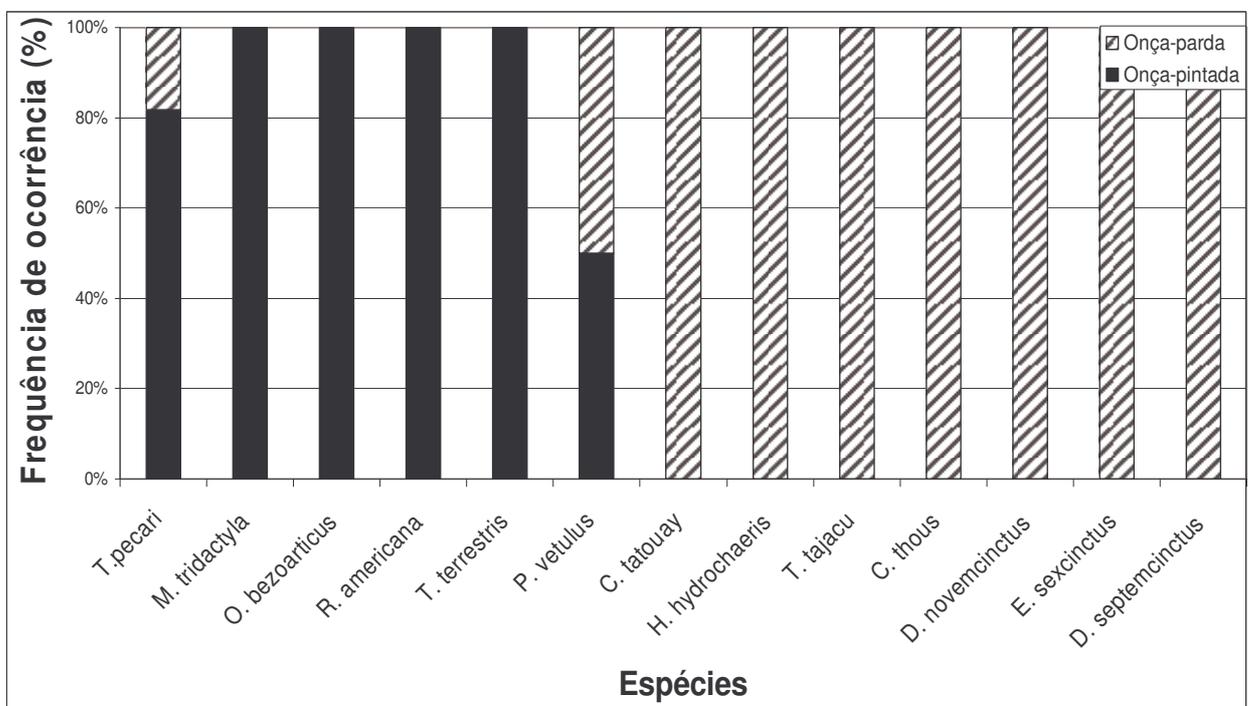


Figura 28. Frequência de ocorrência de espécies de presas na dieta de onça-pintada e onça-parda no Parque Nacional das Emas, determinada através de análise de fezes e carcaças de presas encontradas em campo.

Sobreposição de nicho

A medida de sobreposição de nicho (índice de Morisita) entre onça-pintada e onça-parda no Parque Nacional das Emas foi de $O = 0,266$, ou o equivalente a 26%.

Amplitude de nicho

A amplitude de nicho encontrada para onça-pintada foi de 0,33 e 0,24 para onça-parda.

Peso Médio Geométrico

O peso médio geométrico das espécies-presas identificadas na dieta de onças-pintadas e onças-pardas foi diferente. Sendo as presas de onça-pintada mais pesadas (147,46) que as de onça-parda (17,41) (Tabela 22).

Tabela 22. Peso médio geométrico (MPP) de espécies de presas de onça-pintada e onça-parda identificadas através da análise de fezes e de carcaças encontradas no Parque Nacional das Emas.

MPP	Total (Carcaça + Fezes)	Carcaça	Fezes
Onça-pintada	147,46	172,33	84,75
Onça-parda	17,41	33,86	8,89

DISCUSSÃO

Hoogesteijn e Mondolfi (1996) associam a variação de tamanho das onças com a disponibilidade e tamanho de presas. Diferenças nas dimensões corporais e na pelagem podem ser também resultantes de adaptações ao ambiente. Ao que parece, as onças-pintadas de áreas abertas têm a tendência de serem maiores do que as de área de mata como observado no presente estudo para os animais do Parque Nacional das Emas. Porém são necessários estudos de amostras maiores, ampliando-se também o número de caracteres avaliados para outras comparações, considerando-se também as variações individuais.

Teoricamente, um dos principais fatores a influenciar o tamanho de uma área de vida de um predador é a abundância de presas. Correlações entre abundância de presas e áreas de vida de carnívoros têm sido encontradas para alguns felinos como o bobcat (*Felis rufus*), o lince canadense (*Felis linx*) e o leão (*Panthera leo*) (Litvaitis *et al.*, 1986; Ward & Krebs, 1985; Van Orsdol *et al.*, 1985). Sandell (1989) assume mais especificamente que alimento é o que determina a distribuição espacial (área de vida) de fêmeas de carnívoros solitários, enquanto que áreas de machos seriam, pelo menos no período reprodutivo, determinadas pela distribuição de fêmeas. No entanto, Logan e Sweanor (2001) não encontraram relação significativa entre abundância das presas principais, os veados de cauda branca (*Odocoileus virginianus*), e área de vida de machos e fêmeas de onças-pardas. Portanto, essas respostas diferenciadas entre espécies indicam que as complexas relações entre presas, predadores e áreas de vida não seguem uma regra geral em todos os ambientes. O que talvez seja um consenso é que a distribuição espacial de carnívoros solitários e territoriais estão sob efeito de relações comportamentais inter-específicas, disponibilidade e sazonalidade de alimentos e habitat (Sandell, 1989; Bailey, 1993; Mizutami & Jewell, 1998).

Estudos enfocando áreas de vida de onças-pintadas foram utilizados para comparar com as áreas de vida registradas no Parque Nacional das Emas (Tabela 23 e 24). Vale a pena ressaltar que, como os resultados publicados sobre área de vida nesses estudos não mencionam a porcentagem de pontos utilizados para os cálculos das áreas, assumiu-se no presente estudo que 100% dos pontos foram utilizados. Apesar dessa porcentagem de localizações não reproduzir a realidade de áreas de vida das onças-pintadas para a região do Parque Nacional das Emas, esses resultados foram utilizados para possibilitar a comparação com outros estudos.

Diferenças entre médias de áreas de vida em ambientes abertos como o Pantanal e fechados como a Floresta Amazônica já tinham sido observadas em estudos anteriores: na

Amazônia, as áreas de vida representam, em média, 43% do tamanho das áreas do Pantanal (Rabinowitz & Nottingham, 1986; Ceballos *et al.*, 2002; Crawshaw, 1995; Schaller & Crawshaw, 1980; Scognamillo *et al.*, 2002). No entanto, a média das áreas de vida (MCP 80%) de dois machos adultos e a média de uma fêmea com dois filhotes, (aproximadamente 9 a 12 meses de idade) no Parque das Emas, foram no mínimo 75% maiores do que os maiores valores registrados para essa espécie na literatura (Tabela 24). Se considerássemos a média de área utilizando 100% das localizações para o cálculo da área de vida, essas médias representariam 650% a mais do que as maiores áreas de vida registradas na literatura (Crawshaw & Quigley, 1991). Portanto, o Cerrado do Parque Nacional das Emas apresentou as maiores áreas de vida registradas para a espécie.

Tabela 23. Densidades estimadas e Áreas de vida (utilizando MCP) de onças-pintadas em diferentes habitats e metodologia.

Habitat	Área de vida em km ² (mín e máx.)	Densidade estimada (indivíduo / km ²)	Método de amostragem	Fonte
Pantanal	31-62	0,020	Rádio-telemetria	Crawshaw & Quigley, 1984
Pantanal	22-25	0,040	Rádio-telemetria	Schaller & Crawshaw, 1980
Floresta	100	0,01	Caça	Smith, 1976
Floresta	20-26	0,040	Rastros	Aranda, 1998
Floresta	13	0,080	Rádio-telemetria	Crawshaw, 1995
Floresta	13-16	0,070	Rádio-telemetria	Rabinowitz, 1986
Pantanal / Cerrado		0,033	Captura / rastro	Crawshaw, 1995
Floresta	25-65	0,020	Rádio-telemetria	Nunez <i>et al.</i> , 2002
Cerrado	228-265	0,008*	Rádio-telemetria / armadilha-fotográfica	Presente estudo
Cerrado	228-265	0,017**	Rádio-telemetria / armadilha-fotográfica	Presente estudo

* Estimativa de 10 indivíduos em 1.300 km²; ** Estimativa de 22 indivíduos em 1.300 km².

As fêmeas de onças-pintadas deveriam ser a referência mais correta para se avaliar a área de vida da espécie. Afinal, o tamanho de sua área deve ser o mais próximo da área de vida “metabólica” do indivíduo que, por sua vez, está diretamente relacionado à sua massa corporal (Sandell, 1989). Mizutani & Jewell (1998) observaram essa relação para fêmeas de leopardo. Como o leopardo, a onça-pintada não é uma espécie cooperativa, portanto o sucesso reprodutivo das fêmeas está diretamente correlacionado com a quantidade de energia que ela consegue alocar para a reprodução (Sandell, 1989). Por sua vez, essa quantidade depende da disponibilidade de recurso alimentar durante o período de criação dos filhotes. Desta forma, o alimento é o recurso mais importante para as fêmeas, que devem seguir comportamentos que maximizem suas chances de assegurar recurso alimentar para a sua reprodução e sobrevivência (Erlinge & Sandell, 1986; Sandell, 1989). Já para os machos, o que determinaria o tamanho de suas áreas de vida seria, além do recurso alimentar, o recurso reprodutivo (fêmeas). Sendo assim, a organização espacial de machos estaria diretamente relacionada à distribuição de fêmeas de uma determinada área e suas áreas de vida seriam maiores do que o esperado com base em suas necessidades energéticas (Sandell, 1989; Mizutani & Jewell, 1998). Aparentemente, essas hipóteses podem ser confirmadas com base no tamanho das áreas de vida das onças-pintadas do Parque das Emas, onde ambos os machos adultos monitorados sobrepuseram suas áreas de vida com a da fêmea com os seus filhotes e mais seis animais adultos, posteriormente detectados através de armadilhas fotográficas.

Apesar de as áreas de vida das onças-pintadas #221 e #243, um macho e uma fêmea jovens, terem se estabilizado após 100% das localizações, é importante observar que se trata de animais jovens que ainda estavam acompanhando sua mãe. Desta forma, a estabilização de suas áreas provavelmente reflete o território bem definido de sua mãe. Já os outros dois animais monitorados, ambos machos adultos com idades aproximadas de quatro e oito anos, tiveram maior tempo de monitoramento (> 36 meses), e atingiram uma assíntota em suas medidas de áreas de vida apesar de instabilidades territoriais, provocadas por aspectos comportamentais ou ecológicos, tais como, situação reprodutiva, distribuição e abundância de presas.

Como resultados de amostragens com armadilhas fotográficas mais tarde revelaram que pelo menos outros seis animais sobrepunham suas áreas de vida nesta área do Parque, é possível que devido à disputa por fêmeas e uma relativa alta densidade de onças na área de estudo, estes animais poderiam estar respondendo a interações com outros machos e fêmeas, utilizando de forma irregular as áreas do Parque. Por exemplo, ambos os machos utilizaram, esporadicamente, áreas ao extremo sul do Parque, a mais de 40 km de sua área de vida

regular. É provável que estes grandes deslocamentos estejam relacionados à procura de fêmeas para acasalamento.

Tabela 24. Áreas de vida de onça-pintada (*Panthera onca*) no PNE, estimadas pelo método do Mínimo Polígono Convexo-100% (Mohr, 1947), comparadas às de outros estudos com a espécie.

Área de vida (km ²)		Habitat	Fonte	País
Macho (N)	Fêmea (N)			
33,4 (4)	10,3 (3)	Floresta	Rabinowitz & Nottingham (1986)	Belize
36,9 (2)	45,5 (2)	Floresta	Ceballos <i>et al.</i> , (2002)	México
88,7 (4)	70 (1)	Floresta	Crawshaw (1995)	Brasil
90 (1)	32,3 (3)	Pantanal	Schaller & Crawshaw (1980)	Brasil
152,4 (1)	139,6 (4)	Pantanal	Crawshaw & Quigley (1991)	Brasil
130 (1)	49 (2)	Pantanal/lhanos	Scognamillo <i>et al.</i> , (2002)	Venezuela
978 (2)**	404 (1)**/a	Cerrado	Presente estudo	Brasil
265 (2)*	228 (1)*/a	Cerrado	Presente estudo	Brasil

** utilizando 100% dos pontos; * utilizando 80% dos pontos; ^a área estimada com base na média das áreas de dois filhotes monitorados por seis meses.

Áreas de vida de onças-pardas em outras localidades de sua distribuição geográfica foram utilizadas para comparação com os resultados obtidos neste estudo (Tabela 25). Exceto por Hopkins (1989) e Anderson *et al.* (1992) *apud* Logan & Swenor (2001), os outros estudos não discriminam a porcentagem de localizações utilizadas para o cálculo de áreas de vida. Portanto, da mesma forma considerada para a onça-pintada, para efeito de comparação, assumiu-se aqui que 100% dos pontos foram utilizados, apesar da totalidade das localizações obtidas no Parque Nacional das Emas não refletir a realidade das áreas dos animais monitorados.

Em contraste com o que foi detectado para as onças-pintadas, as áreas de vida de onças-pardas no Parque das Emas mantiveram-se dentro da média de áreas obtidas em outras localidades. A onça-parda ocupa maior variedade de ambientes do que a onça-pintada, ocupando desde áreas pantanosas a áreas áridas, de campos a florestas densas. Além disso, a espécie tem sido alvo de muito mais estudos do que a segunda, o que permite uma comparação mais realista de suas áreas em outras localidades com as obtidas no Parque das Emas. Durante este estudo, armadilhas fotográficas armadas na área de monitoramento dos

indivíduos marcados registraram 43 onças-pardas. Destas, no mínimo 25, além das seis monitoradas por radio-telemetria, são definitivamente indivíduos distintos.

Tabela 25. Áreas de vida de onça-parda (*Puma concolor*) estimadas pelo método do Mínimo Polígono Convexo-100% (Mohr, 1947) e Média Harmônica HM (Dixon & Chapman, 1980), comparando outros estudos com a espécie.

Área de vida (km ²)		Fonte	Localidade	Método utilizado
Macho (N)	Fêmea (N)		Estados Unidos	
188 (24)	72 (30)	Logan & Sweanor (2001)	Novo México	MCP
228 (3)	39 (2)	Smith <i>et al.</i> , (1986)	Guadalupe	MCP
792 (1)	159 (5)	Waid (1990)	Texas	MCP
826 (1)	685 (4)	Hemker <i>et al.</i> , (1984)	Utah	MCP
320 (2)	67 (4)	Logan (1983)	Wyoming	MCP
334 (6)	140 (21)	Ross & Jalkotzy (1992)	Alberta	MCP
196 (5)	109 (2)	Cunningham <i>et al.</i> , (1995)	Arizona	MCP
151 (2)	55 (4)	Spreadbury <i>et al.</i> , (1996)	British Columbia	MCP
179 (4)	84 (7)	Hopkins (1989)	California	MCP
231 (4)	114 (7)	Hopkins (1989)	California	95 HM
256 (6)	126 (7)	Anderson <i>et al</i> (1992)	Colorado	MCP
470 (6)	309 (7)	Anderson <i>et al</i> (1992)	Colorado	95 HM
120 (3)	64 (2)	Presente estudo	Parque N. Emas	95 HM
510 (3)	307 (2)	Presente estudo	Parque N. Emas	MCP

Onças-pintadas e onças-pardas exibiram diferenças significativas entre as medidas de suas áreas de vida. Por exemplo, as áreas médias entre os dois machos de onças-pintadas chegaram a ser mais de 3 ½ maiores do que a média de três machos de onças-pardas. A medida de uma área de vida de uma fêmea de onça-pintada (estimada através da movimentação de seus filhotes) foi o equivalente a quatro vezes a média de área de vida de duas fêmeas de onça-parda. Não há literatura publicada com dados comparativos de áreas de vida entre onças-pintadas e onças-pardas numa mesma área, portanto, não é possível discutir a fundo essa proporcionalidade nas medidas de áreas. No entanto, considerando que em média as onças-pintadas representam o dobro da biomassa de uma onça-parda, é de se

esperar que suas necessidades energéticas sejam refletidas no tamanho de suas áreas (Mizutani & Jewell, 1998).

As áreas de vida de onças-pintadas e onças-pardas na região do Parque Nacional das Emas devem estar sendo moldadas conforme a oferta de recursos alimentares (distribuição e abundância de presas), habitats e comportamentos inter-específicos (socialidade). Aliás, em decorrência do isolamento geográfico em que o Parque das Emas se encontra, é possível que a falta de ambientes para a dispersão de indivíduos novos acarrete uma dinâmica de áreas de vida atípica para a espécie.

Predadores de topo de teia alimentar como as onças-pintadas e onças-pardas devem adquirir energia suficiente para manterem suas massas corporais, caçar, desenvolver comportamentos inter-específicos, reproduzir, criar filhotes e patrulhar território, o que os obrigam a viver em relativas baixas densidades (Sandell, 1989; Logan & Sweanor, 2001).

Se compararmos a densidade de onças-pintadas, utilizando o menor número de indivíduos identificados ($n=10$), com outras localidades, os resultados obtidos no Parque das Emas estariam bem abaixo dos valores esperados para ambientes abertos como o Pantanal. No entanto, utilizando o número total de animais “potencialmente” diferentes ($n=22$) a densidade da espécie apresentaria valores próximos aos obtidos para o Pantanal (Crawshaw & Quigley, 1984) e florestas secas do México (Nunez *et al.*, 2002). Já, para a onça-parda, a densidade geral observada, se aproxima da média esperada para a espécie, principalmente considerando que devido ao método utilizado, este representa uma sub-estimativa.

Comparativamente, no Parque das Emas, a onça-parda é três vezes mais abundante do que a onça-pintada. Essa relação 3/1 se mantém independentemente de se utilizar os dados mais conservadores ($n = 31$ onça-pardas; $n = 10$ onças-pintadas), ou os totais ($n = 59$ onças-pardas; $n = 22$ onças-pintadas). Apenas Nunez *et al.* (2002), nas florestas secas do México e Schaller (1976), no Pantanal, oferecem dados comparativos de densidade das duas espécies. Apesar de esses dois estudos apresentarem resultados opostos, é possível interpretá-los de acordo com os seus habitats. Em áreas baixas do Pantanal, onde o habitat é mais favorável à onça-pintada, essa se torna mais abundante do que onça-parda (Schaller, 1976; Almeida, 1990; Leandro Silveira, dados não publicados). Em áreas de habitats mais secos, como no caso do Parque das Emas, onde a onça-parda se adapta bem, essa passa a ser mais abundante do que a onça-pintada (Nunez *et al.*, 2002; Polisar *et al.*, 2003). A distribuição de habitats preferenciais para onças-pintadas está limitada a aproximadamente um terço do Parque das Emas, enquanto que para a onça-parda, aparentemente, não há restrições de uso de áreas. Isso

implica diretamente nas densidades, distribuição e possibilidades de manutenção das duas espécies na região.

O padrão de atividade de grandes felinos pode estar relacionado a uma grande variedade de componentes ecológicos, comportamentais e ambientais. Bailey (1993) relata que a atividade de leopardos varia entre machos e fêmeas e têm relações estreitas com idade, condições físicas, sociais, clima, estação do ano, densidade de cobertura vegetal e hábitat. Onças-pintadas apresentaram um padrão de atividade mais diurno no Pantanal (Crawshaw & Quigley, 1991), enquanto que em Belize, em habitat de floresta amazônica, o período de pico de atividade se concentrou em crepuscular-noturno (Rabinowitz & Nottingham, 1986).

Apesar de apresentarem diferenças significativas quanto à distribuição de atividade nas classes de horários, tanto onças-pintadas como onças-pardas, de uma forma geral, refletem um padrão predominantemente crepuscular-noturno para todos os ambientes, exceto para o Parque Estadual do Cantão, que se caracteriza por hábitat de floresta. No entanto, essa diferença de atividade para PEC pode estar sendo influenciada pela amostragem relativamente pequena nessa área. Como observado na literatura, em geral, os grandes felinos como tigres, leões, leopardos, onças-pintadas e onças-pardas, tendem a concentrar seus picos de atividades nas primeiras horas da manhã e no período crepuscular-noturno (Schaller, 1972; Ewer, 1973; Bailey, 1993; Franklin *et al.*, 1999). No entanto, como observado por Emmons (1987), as atividades desses predadores, aparentemente, estão muito mais relacionadas aos padrões de atividades de suas presas do que a outros fatores. Componentes sociais e comportamentais (ex. fêmeas com filhotes, machos em “patrulha”) como a dinâmica ambiental (ex. distribuição de habitats e sazonalidade) devem influenciar nas atividades das espécies a nível regional e individual. Bailey (1993) observou que a diferença de padrões de atividade entre machos de leopardos em relação a fêmeas estava relacionada à territorialidade e criação de filhotes. Machos se movimentavam por mais tempo, durante o dia, na patrulha de seu território, ao passo que fêmeas passavam maior tempo caçando durante a noite para manter seus filhotes. Crawshaw e Quigley (1991) observaram que o padrão de atividade de onças-pintadas tinha relações com a sazonalidade e clima do Pantanal que, por sua vez, influenciava diretamente na distribuição e atividade de suas principais presas. O padrão geral de atividade de onças-pardas no Cerrado e Pantanal foi parecido com os obtidos em outras localidades de sua distribuição geográfica, onde as atividades se concentraram nos períodos da manhã e crepuscular-noturno (Ackerman, 1982; Beier *et al.*, 1995; Franklin *et al.*, 1999).

Diferentemente de outros felinos como, por exemplo, o gato-maracajá (*Leopardus wiedii*) e o lince (*Lynx lynx*), que são estritamente noturnos, as onças-pintadas e onças-pardas

possuem uma visão adaptada tanto para a vida noturna como diurna (Kitchener, 1991). Essa flexibilidade para forragear em diferentes períodos permite que essas espécies se adaptem mais facilmente às variações de atividade de suas principais presas e também da movimentação e atividade humana ao longo de suas áreas de distribuição.

O uso de habitats por onças-pintadas, determinado pelo acúmulo de registros fotográficos da espécie nas quatro regiões amostradas, indicou uma frequência de ocorrência pouco esperada para a espécie, ou seja, uma forte associação desta espécie com habitats florestais. No presente estudo, as formações abertas foram mais utilizadas: campo sujo e cerrado, seguidos pela floresta. No entanto, quando analisados os índices de preferência de habitats, que levam em conta a frequência de uso em relação à disponibilidade do habitat, usando dados de radio-telemetria no PNE, foi observada uma alternância de uso dos ambientes, onde o cerrado e floresta passaram a ser os preferidos, seguidos das formações mais abertas de campo sujo. Considerando que a maior parte do PNE é composto por campos sujos, a preferência por cerrado e floresta passa a ser uma indicação clara de que a espécie realmente mostra uma preferência por ambientes mais fechados, conforme detectado em outros estudos (Crawshaw & Quigley, 1991; Nunez *et al.*, 2002). Desta forma, é possível que a alta frequência de ocorrência da espécie em habitat de campo sujo, detectada através de amostragens de armadilhas fotográficas, possa estar apenas refletindo esforços de amostragem associados à disponibilidade de habitats das diferentes regiões estudadas.

Crawshaw e Quigley (1991) observaram que as onças-pintadas, no Pantanal, tinham maior preferência por habitat de mata. Mondolfi e Hoogsteijn (1986) fizeram observação semelhante para a espécie nos Lhanos da Venezuela. Ao contrário do que ocorreu com a onça-pintada, nas quatro regiões amostradas, a onça-parda apresentou maior frequência de registros fotográficos para os habitats de cerrado, seguido por campo sujo e floresta. Já os índices de preferência de habitat obtidos pela rádio-telemetria no PNE indicaram maior uso da floresta, seguida pelo cerrado, e incluindo as áreas sob forte influência antrópica de pastagens e agricultura. Da mesma forma que para a onça-pintada, esses dados requerem uma interpretação complementar. A alta frequência de registros fotográficos de onças-pardas no habitat de cerrado, seguido de campo sujo, pode estar refletindo os esforços de amostragem despendidos na região do Corredor Cerrado-Pantanal, onde esses habitats e a espécie são mais abundantes e a onça-pintada foi ausente. Os esforços de amostragem nas áreas de campo sujo, predominante no Parque das Emas, onde a espécie também é abundante, podem ter contribuído para essa maior ocorrência nesse habitat. Porém, quando se analisa os dados de radio-telemetria para o PNE, se inverte a preferência de habitats. A preferência pela floresta

deve estar refletindo a movimentação dos indivíduos nos fragmentos de florestas do entorno do PNE. Considerando que o habitat natural de campo sujo fôra convertido em áreas de lavouras e pastagens na região do entorno do Parque, as onças-pardas são limitadas ao uso de florestas ao longo de cursos d'água ou fragmentos de reserva legal das propriedades rurais. Essa paisagem com o desenvolvimento de atividades agropecuárias altera a disponibilidade de habitats naturais para a espécie, alterando também os padrões de utilização do habitat.

Comparativamente, onças-pardas monitoradas por rádio-telemetria apresentaram maiores índices de uso de ambientes fechados, floresta e cerrado do que onças-pintadas. Ainda que esses padrões de uso do habitat possam estar sendo pressionados pelas alterações promovidas pelas atividades humanas na região, eles ainda refletem uma maior sensibilidade e rejeição da onça-pintada a ambientes alterados como os de lavoura e pecuária. A onça-parda demonstra um comportamento muito mais plástico, apresentando os mesmos elevados índices de uso de cerrado e pastagens e, ainda, de lavouras. A onça-pintada simplesmente não utilizou esses dois últimos habitats.

As onças-pintadas e onças-pardas são os maiores predadores terrestres da América do Sul. Geralmente a onça-pintada tem o dobro de peso de uma onça-parda e consegue abater presas com o dobro do peso de presas de uma onça-parda. No entanto, ao longo dos biomas distintos onde ocorrem em simpatria, elas sobrepõem seus hábitos alimentares (Rabinowitz, 1986; Aranda & Sánchez-Cordero, 1996; Taber *et al.*, 1997; Tabela 26).

A onça-pintada é uma espécie versátil quanto a presas, consumindo as espécies de médio-grande porte com maior abundância. Ao longo de sua distribuição onças-pintadas se alimentam de 85 espécies diferentes de presas (Seymour, 1989). Porém, quando ocorrem em simpatria, como é o caso do PNE, os nichos alimentares tendem a se segregar.

Tabela 26. Medidas de amplitude nicho (índice de Levins estandardizado - B_{sta}), sobreposição de nicho (Índice de Morisita - O), média de peso médio geométrico (MPP).

Localidade	B_{sta}		O	MPP	
	Onça-pintada	Onça-parda		Onça-pintada	Onça-parda
PNE – Brasil	0,33	0,24	0,26	147,46	17,41
Jalisco, Mexico	0,5	0,38	0,84	17,5	14,84
Campeche, México	0,35	0,37	0,31	14,69	25,86
Costa Rica	0,61	0,79	0,39	13,95	2,81
Manu, Peru	0,6	0,29	0,26	13,4	6,24
Espírito Santo, Brasil	0,48	0,33	0,49	11,3	8,9
Iguaçu, Brasil	0,3	0,72	0,72	18,59	12,39
Paraguai	0,29	0,68	0,78	8,64	5,73
Pantanal, Brazil	0,29	0,43	0,82	97,19	61,05

Dados de outras localidades obtidos de Oliveira (2002).

CONCLUSÕES

- Onças-pardas fêmeas no PNE apresentaram peso correspondente a aproximadamente 57,5% do peso dos machos adultos da mesma espécie;
- A média da área de vida de machos adultos de onça-pintada no PNE foi de 161 km², enquanto que onças-pardas tiveram uma média de 31,77 km²;
- Onças-pardas monitoradas neste estudo apresentaram relativamente baixa sobreposição de suas áreas de vida onde, quando considerado 100% das localizações o máximo de sobreposição observada foi de 58%. Entre onças-pintadas a sobreposição chegou até 99%;
- A abundância populacional de onças-pintadas no PNE foi estimada entre 8-10 indivíduos, numa densidade de 0,02 indivíduos/km²;
- Onças-pintadas e onças-pardas exibiram diferenças significativas entre as medidas de suas áreas de vida. Por exemplo, as áreas médias entre dois machos de onças-pintadas chegaram a ser mais de 3 ½ maior do que a média de três machos de onças-pardas. A medida de uma área de vida de uma fêmea de onça-pintada (estimada através da movimentação de seus filhotes) foi o equivalente a quatro vezes a média de área de vida de duas fêmeas de onça-parda;
- As áreas de vida de onças-pintadas e onças-pardas na região do Parque Nacional das Emas devem estar sendo moldadas conforme a oferta de recursos alimentares (distribuição e abundância de presas), habitats e comportamentos inter-específicos (socialidade). Em decorrência do isolamento geográfico em que o Parque das Emas se encontra, é possível que a falta de ambientes para a dispersão de indivíduos novos acarrete uma dinâmica de áreas de vida atípica para a espécie;
- Se compararmos a densidade de onças-pintadas utilizando o menor número de indivíduos identificados (n=10) com outras localidades, os resultados obtidos no Parque das Emas estariam bem abaixo dos valores esperados para ambientes abertos como o Pantanal. No entanto, utilizando o número total de animais “potencialmente” diferentes (n=22) a densidade da espécie apresentaria valores próximos aos obtidos para o Pantanal e florestas secas do México. Já, para a onça-parda, a densidade geral observada se aproxima da média esperada para a espécie, principalmente considerando que, devido ao método utilizado, este representa uma sub-estimativa;
- Comparativamente, no Parque das Emas, a onça-parda é três vezes mais abundante do que a onça-pintada;

- A distribuição de habitats preferenciais para onças-pintadas está limitada a aproximadamente um terço do Parque das Emas, enquanto que para a onça-parda, aparentemente, não há restrições de uso de áreas;
- O padrão de atividade de onças-pintadas e onças-pardas no Cerrado e Pantanal apresentou diferenças significativas para as espécies; no entanto, ambas apresentaram tendências de maior atividade para o período noturno;
- O nicho realizado da onça-pintada na região do PNE compreende basicamente dois segmentos de áreas: 1) a região leste do Parque, formada pelo vale que engloba as nascentes da margem direita do Rio Jacuba, saindo do Parque até as proximidades da foz com o Rio Formoso; 2) a região das cabeceiras do Córrego Cabeceira Alta e Rio Formoso. Portanto, apesar de o Parque compreender uma área de aproximadamente 132.000 hectares de habitats naturais (nicho fundamental), apenas 41.000 hectares (31%) compõem habitats ideais para a sobrevivência local da onça-pintada (nicho realizado). Essa mesma relação não foi encontrada para onças-pardas, que não restringiram suas distribuições e usos de habitats da mesma forma;
- Apesar da aparente uniformidade de habitat de Campo Sujo na região leste do PNE, onde se concentraram as áreas de vida das onças-pintadas, observou-se que os animais monitorados utilizaram as áreas planas de chapadas mais no período noturno do que diurno;
- No PNE os habitats de maior preferência da onça-pintada foram o cerrado e a floresta, enquanto que para a onça-parda os habitats preferidos foram floresta e cerrado, seguido de áreas antropizadas de pastagens e agricultura;
- Comparativamente, as espécies predadas por onças-pintadas foram de maior porte do que aquelas predadas por onças-pardas. A média de peso de presas de onça-pintada foi de 147,46 kg e de onça-parda de 17,41 kg. A amplitude de nicho de onça-pintada foi maior do que o da onça-parda e a sobreposição de nicho foi o equivalente a 26%.

LITERATURA CITADA

- Ackerman, B.B., Lindzey, F.G. e Hemker, T. P. 1984. Cougar Food Habits in Southern Utah. *Journal of Wildlife Management*, 48: 147-155.
- Almeida, T. 1990. Jaguar hunting in Mato Grosso and Bolivia. Safari Press, CA, USA.
- Aranda, M. e Sanchez-Cordero, V. 1996. Prey Spectra of Jaguar (*Panthera onca*) and Puma (*Puma concolor*) in Tropical Forests of Mexico. *Studies of Neotropical Fauna and Environment*, 31:65-67.
- Aranda, M. 1994. Importancia de los pecaries (*Tayassu* spp.) en la alimentación del jaguar (*Panthera onca*). *Acta Zool. Mex.* (n.s.) 62:11-22.
- Aranda, M. 1993. Hábitos alimentarios del jaguar (*Panthera onca*) en la Reserva de la Biosfera de Calakmul, Campeche, In: Avances en el Estudio de los Mamíferos de México (R.A. Medellín y G. Ceballos, eds), pp. 231-238, Asociación Mexicana de Mastozoología, A.C., México, D.F.
- Bailey, T. N. 1993. The African leopard: ecology and behavior of a solitary felid. Columbia University Press, New York.
- Bank, M. S. e Franklin, W. L. 1998. Puma (*Puma concolor patagonica*) feeding observations and attacks on guanacos (*Lama guanicoe*). *Mammalia*, 62(4):599-605.
- Beier, P.; Choate, D. e Barrett, R. H. 1995. Movement patterns of mountain lions during different behaviors. *Journal of Mammalogy*, 76(4):1056-1070.
- Begon, M., Harper, J. L. e Townsend, C. R. 1996. Ecology: individuals, populations and communities. Blackwell Science, 3rd edition, pp.1068.
- Brown, D. E. e López-Gonzalez. 2000. Notes on the occurrence of jaguars (*Panthera onca*) in Arizona and New Mexico. *Southwestern Naturalist*, 45:537-542.
- Burt, W. H. 1943. Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *Journal of Mammalogy*, 24:346-352.
- Ceballos, G.; Chávez, C.; Rivera, A.; Manterota, C. e Wall, B. 2002. In: El Jaguar en el nuevo milenio, Tamaño poblacional y conservación del jaguar en la reserva de la biosfera Calakmul, Campeche, Mexico, p.403.
- Crawhaw-Jr, P. G. e Quigley, H. B. 2002. Hábitos alimentarios del jaguar y el puma en el Pantanal, Brasil, con implicaciones para su manejo y conservación In: (Medellin, R. A., C. Chetkiewicz, A. Rabinowitz, K. H. Redford, J. G. Robinson, E. Sanderson, and A. Taber, editores.), pp. 223-235. Jaguars in the new millennium. A status assessment, priority

- detection, and recommendations for the conservation of jaguars in the Americas. Mexico D. F., UNAM/WCS.
- Crawshaw Jr., P. G. 1995. Relatório sobre o monitoramento de grandes felinos na área de influência da futura UHE de Porto Primavera, SP e MS. Themag/CESP, Janeiro de 1995: 9 pp.
- Crawshaw Jr., P. G. e Quigley, H. B. 1991. Jaguar spacing, activity and habitat use in a seasonally flooded environment in Brazil. *J. Zool. (Lond.)* 223:357-370.
- Crawshaw Jr., P. G. e Quigley, H. B. 1984. Jaguar Spacing, Activity and Habitat Use in a Season-ally Flooded Environment in Brazil. *Journal of Zoology*, 223:357-370.
- Currier, M. J. P. 1983. *Felis concolor*. *Mammalian Species*, 200: 1-7.
- Dalponete, J. C. 2002. Dieta del jaguar y depredacion de ganado en el norte de Pantanal, Brasil. *In: (Medellin, R. A., C. Chetkiewicz, A. Rabinowitz, K. H. Redford, J. G. Robinson, E. Sanderson, and A. Taber, editores.)*, pp. 223-235. *Jaguars in the new millennium. A status assessment, priority detection, and recommendations for the conservation of jaguars in the Americas*. Mexico D. F., UNAM/WCS.
- Dixon, K.R. e Chapman, J.A. 1980. Harmonic mean measure of animal activity. *Ecology*, 61:1040-1044.
- Eizirik, E.; Heup Kim, J. A. E.; Menotti-Raymonk, M.; Crawshaw Jr, P. G.; O'Brien S. J. e Jonson, E. 2001. Phylogeography, population history and conservation genetics of jaguar (*Panthera onca*, Mammalia, Felidae). *Molecular Ecology* 10:65-79.
- Emmons, L. H. 1987. Comparative feeding ecology of felids in a neotropical rainforest. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 20: 271-283.
- Erickson, W. P.; McDonald, T. L.; Gerow, K. G.; Howlin, S. e Kern, J. W. 2001. Statistical Issues in Resource Selection Studies with Radio-Marked Animal. *In: Millsaugh, J. J. e Marzluff, J. M. Radio Tracking and Animal Populations*. Academic Press. Pp.211-241. United States of America.
- Erlinge, S. e Sandell, M. 1986. Seasonal changes in the social organization of male stoats, *Mustela erminea*: An effect of shifts between two decisive resources. *Oikos* 47:57-62.
- Ewer, R.F. 1973. *The Carnivores*. Cornell University Press, Ithaca.

- Franklin, W.L.; Johson, W. E.; Sarno, R. J. e Iriarte, J. A. 1999. Ecology of the Patagonia puma *Felis concolor* patagonica in southern Chile. *Biological Conservation* 90:33-40.
- Glanz, W. E. 1990. Neotropical mammal densities: how unusual is the Barro Colorado Island: Panama, community? *In: Four Neotropical rainforests* (A. H. Gentry, editor), pag. 287-313. Yale University Press, New Haven, CT.
- concolor). *Journal of Mammalogy*. 77:1, 191.
- Glass, J. H. 1990. The status of the steel trap in North America. Proceedings pf the 14th Vertebrate Pest Control Conference, Davis, California.
- Gay, S. W. e Best, T. L. 1996. Age-related variation in skulls of the puma (*Puma concolor*). *Journal of Mammalogy*, 77(1):191-198.
- González, C. A. L. e Millar, B. J. 2002. Do jaguars (*Panthera onca*) depend on large prey? *Western North American Naturalist* 62(2):218–222.
- Grigione, M.M.; Burman, P., Bleich, V.C. e Pierce, B. M. 1999. Identifying Individual Mountain Lions *Felis concolor* by Their Tracks: Refinement of an Innovative Technique. *Biological Conservation*, 88:25-32.
- Harris, S.; Cresswell, F.; Trehwella, W.J., Woollard, T. e Wray, S. 1990. Home-range analysis using radio-tracking data a review of problems and techniques particularly as applied to the study of mammals. *Mammalian Review*, 20:97-123.
- Hoogesteijn, R. e Mondolfi, E. 1996. Body Mass and Skull Measurements in four jaguar populations and observations on their prey base. *Bulletin of the florida museum of natural history*, 39:195-219.
- Hoogesteijn, R. e Mondolfi, E. 1992. El jaguar, tigre Americano. Ediciones Armitano, Caracas.
- Hopkins, R. A. 1989. Ecology of the puma in the Diablo Range, California. Ph.D. diss., University of California, Berkeley.
- Iriarte, J. A.; Franklin W. L.; Johnson W. E. e Redford, K. H. 1990. Biogeographic variation of food habits and body size of the American puma. *Oecologia* 85: 185-190.
- Jackson, R. e Ahlborn, G. 1988. A radio-telemetry of the snow leopard (*Panthera uncia*) in west Nepal. *Tigerpaper XV*(2):1-14.
- Janson, C. H. e Emmons, L. H. 1990. Ecological structure of the non-flying mammal community at Cocha Cashu Biological Station, Manu National Park, Peru *Em: Four Neotropical rainforests* (A. H. Gentry, editor), pag. 314-338. Yale University Press, New Haven, CT.
- Karanth, K. U. e Nichols, J. D. 2000. Ecological status and conservation of tigers in India. Final technical report to the US Fish and Wildlife Service (Division of International Conservation),

- Washington, DC, and Wildlife Conservation Society, New York. Centre for Wildlife Studies, Bangalore, India.
- Karanth, K.U. e Sunquist, M.E. 1995. Prey Selection by tigre, leopard and dhole in tropical forests. *Journal of Animal Ecology*, 64:439-450.
- Karanth, K.U. 1995. Estimating Tiger *Panthera tigris* Populations from Camera-trap Data Using Capture-recapture Models. *Biological Conservation*, 71:333-338.
- Kenward, R.E. 2003. Ranges VI. An analysis system for biological location data. Sponsored by Norwegian Institute for Nature Research and United States National Biological Service.
- Kitchener, A. 1991. *The Natural History of the Wild Cats*. Comstock Publishing Associates, Ithaca.
- Krebs, C.J. 1989. *Ecological Methodology*. University of British Columbia, Harper & Row, Nueva York.
- Kucera, T. E. e Barrett, R. H. 1993. The trailmaster camera systems for detecting wildlife. *Wildlife Society Bulletin*, 21:505-508.
- Leite, M. R. P. e Boulhosa, R. L. P. 2002. Ecology and conservation of jaguar in the Atlantic coastal forest, Brazil. pp. 25-42 *In*: Medellin, R. A., C. Chetkiewicz, A. Rabinowitz, K. H. Redford, J. G. Robinson, E. Sanderson, and A. Taber. (eds.). *Jaguars in the new millennium. A status assessment, priority detection, and recommendations for the conservation of jaguars in the Americas*. Mexico D. F., UNAM/WCS.
- Litvaitis, J. A.; O'Donoghue, M.; Miller M. e Sherburne, J. A. 1986. An evaluation of trapping efforts to capture bobcats, coyotes, and red fox.
- Logan, K. A e Swenor, L. L. 2001. *Desert puma. Evolutionary ecology and conservation os an endruing carnivore*. Island Press.
- Logan, K. A.; Swenor, L. L.; Smith, J. F.e Hornocker, M. G. l 1999. Capturing pumas with foot-hold snares. *Wildlife Society Bulletin*, 27(1):201-208.
- Maehr, D. S.; Hoctor, T. S.e Harris, L. D. 2001. The Florida panther: a flagship for regional restoration *In*: *Large Mammal Restoration: Ecological and Sociological Challenges for the 21st century* (D.S. Maehr, R.F.Noss, & J. L. Larkin, editors), Island Press, Washington, D.C.
- Manly, B. F. J., McDonald, L.L.; Davis, W. S. e Thomas, D. L. 1993. *Resouce selection by animals: Statistical design and analysis for field studies*. Chapman and Hall, New York.

- Mizutani, S. C e Jewell, P. A. 1998. Home-range and movements of leopards (*Panthera pardus*) on a livestock ranch in Kenya. *Journal of Zoology*, 244:269-286.
- Mohr, C. 1947. Tableo f Equivalent Population of North America Small Mammals. *The American Midland Naturalist*, 37:223-249.
- Mondolfi, E. e Hoogesteijn, R. 1986. Notes on the Biology and Status of the Jaguar in Venezuela, *In: Cats of the World: Biology, Conservation, and Management* (S.D. Miller & D. D. Everett, eds), pp. 85-123, National Wildlife Federation, Washington, D.C.
- Morris, P. A. 1988. A study of home range and movements in the hedgehog (*Erinacerus europaeus*) *Journal of Zoology*, 214:433-449.
- Nice, M. M. 1941. The role of territory in bird life. *American Midland Naturalist*, 26(3): 441-487.
- Nichols, J. D. 1992. Capture-Recapture models: Using marked animals to study population dynamics. *Bioscience* 42:94-102.
- Nunez, R.; Miller, B. e Lindzey, F. 2002. Ecología del jaguar en la reserva de la biosfera Chamela-Cuixmala, Jalisco, México *In: Medellín, R. A., C. Chetkiewicz, A. Rabinowitz, K. H. Redford, J. G. Robinson, E. Sanderson, and A. Taber, editores*), pp. 107-126. *Jaguars in the new millennium. A status assessment, priority detection, and recommendations for the conservation of jaguars in the Americas.* Mexico D. F., UNAM/WCS.
- Nunez, R.; Miller, B. e Lindzey, F. 2000. Food habits of jaguars and pumas in Jalisco, Mexico. *Journal of Zoology*, 252:373-379.
- Oliveira, T. G. 2002. Ecología comparative de la alimentacion del jaguar y del puma en el Neotrópico *In: Medellín, R. A., Chetkiewicz, C.; Rabinowitz, A.; Robinson, J. G.; Sanderson, E. and Taber, A. editores.*, pp. 365-288. *Jaguars in the new millennium. A status assessment, priority detection, and recommendations for the conservation of jaguars in the Americas.* Mexico D. F., UNAM/WCS.
- Olsen, G. H.; Linhart, S. B.; Dach, G. J. e Male, C. B. 1986. Injuries to coyotes caught in padded and unpadded steel foothold traps. *Wildlife Society Bull.* 14:223-225.
- Pianka, E.R. 1973. The Structure of Lizar Communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 4:53-74.
- Polisar, J. I.; Maxit, D.; Scognamillo, L.; Farrell, M. E.; Sunkist, J. F. e Eisenberg. 2003. Jaguars, pumas, their prey base, and cattle ranching: ecological interpretations of a management problem. *Biological Conservation*, 109: 297-310.

- Rabinowitz, A. R. e Nottigham Jr, B. G. 1986. Ecology and Behaviour of the Jaguar (*Panthera onca*) in Belize, Central America. *Journal of Zoology*, 210 (1):149-159.
- Rabinowitz, A. R. 1986. Jaguar predation on domestic livestock in Belize. *Wildlife Society Bulletin*; 14:170-174.
- Rappole, J. J.; Lopez, D. N.; Tewes, M. e Everett, D. 1985. Remote trip cameras as a means for surveying for nocturnal felids. Pp. 45-49. *In*:R. P. Brooks (ed.), *Nocturnal Mammals: Techniques for Study*, School of Forest Resouces, Pennsylvania State University, University Park, Pennsylvania.
- Rau, J. R.; Tilleria, M. S.; Martinez, D. R. e Muñoz, A. H. 1991. Dieta de *Felis concolor* (Carnivora: Felidae) en areas silvestres protegidas del sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 64: 139-144.
- Redford, K. H. 1992. The empty forest. *Bioscience* 42(6):412-423.
- Sana, D.A., Morato, R. e Crawshaw Jr, P. G. 1999. Caracterização Biométrica de uma População de Onças-Pintadas (*P. onca*) do Alto Rio Paraná (MS/SP). Relatório Técnico enviado ao CENAP/IBAMA.
- Sandell, M. 1989. The mating tatics and spacing patterns of solitary carnivores *In*: *Carnivore behavior, ecology, and evolution* (ed. Gittleman J.L.). Cornell University Press, New York.
- Schaller, G. B. e P. G. Crawshaw, Jr. 1980. Movement Patterns of Jaguar. *Biotropica*; 12(3):161-168.
- Schaller, G. B. e Vasconcelos, J. 1978. Jaguar Predation on Capibara. *Zeitschrif fur Säugetierkunde*, 43:296-301.
- Schaller, G. B. 1976. Notes on the large mammals of Parque Nacional das Emas, Brazil (reporte final). IBDF, Brasilia.
- Schaller, G. B. 1972. *The Seremgeto Çopm: a Study of Predator-prey Relation*. University of Chicago Press, Chicago.
- Schaller, G.B. 1967. *The deer and the tiger: A study of wildlife in India*. University of Chicago Press, Chicago.
- Schuller, J. D. 1992. A cage trap for live-trapping mountain lions. *Proc. 15th Vertebrate Pest Conf.* (J. E. Borrecco & R. e. Marsh, Editors) Published at University of California, Davis.
- Scognamillo, D. I. E.; Maxit, M.; Sunquist M. E. e Farrell, L. 2002. Jaguar ecology and the problem of cattle predation in Hato Pinero, Venezuela *In* : *El jaguar en el Nuevo milenio* p.139.

- Seidensticker, J. C. 1976. On the Ecological Separation Between Tigers and Leopards. *Biotropica*, 8:225-234.
- Seidensticker, J. C.; Hornocker, M. G.; Wiles, M. V. e Messick, J. P. 1973. Mountain Lion Social Organization in the Idaho Primitive Area. *Wildlife Monographs*, 35:1-60.
- Seydack, A. H. W. 1984. Application of a photorecording device in the census of larger rain-forest mammals. *South African Journal of Wildlife Research* 14:10-14.
- Seymour, K.L. 1989. *Panthera onca*. *Mammalian Species*, 340:1-9.
- Silveira, L.; Jácomo, A. T. A. e Diniz-Filho, J. A. F. 2003. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation*, 114:351-355.
- Silveira, L. e Jácomo, A. T. A. 1998. Hábito alimentar da onça parda (*Felis concolor*), no Parque Nacional das Emas, GO. XXII Congresso Brasileiro de Zoologia, Recife-PE.
- Smallwood, K. S. e Fitzhugh, E. L. 1995. A track count for estimating mountain lion *Felis concolor californica* population trend. *Biological Conservation*, 65:51-59.
- Smirnov, E. N. e Miquelle, D. G. 1998. Population dynamics of the amur tiger in Sikhote-Alin Zapovednik, Russia *In: Riding the tiger* (Seidensticker, J, S. Christie & P Jackson), Cambridge University Press.
- Sunquist, M. E. 1981. Social Organization of Tigers in Royal Chitawan National Park, Nepal. *Smithsonian Contribution Zoology*, 336:1-98.
- Sweitzer, R. A.; Jenkins, S. H. e Berger, J. 1997. Near-extinction of porcupines by mountain lions and consequences of ecosystem change in the Great Basin Desert. *Conservation Biology*, 11(6):1407-1417.
- Swihart, R. K. e Slade, N. A. 1985. Influence on sampling intervals on estimates of home range size. *Journal of Wildlife Management*, 49:1019-1025.
- Taber, A. B.; Novaro, A. J.; Neris, N. e Colman, F. H. 1997. The food habits of sympatric jaguar & puma in the Paraguayan Chaco. *Biotropica* 29: 204-213.
- Terborgh, J.; Estes, J. A.; Paquet, P.; Ralls, K.; Boyd-Herger, D.; Miller, B. J. e Noss, R. F. 1999. The role of top carnivores in regulating terrestrial ecosystems *In: Continental Conservation-scientific foundations of regional reserve networks* (M. E. Soulé & J. Terborgh, editors), Island Press, 227 pp.
- Van Orsdol, K. G.; Hanby, J. P. e Bygott, J. K. 1985. Ecological correlates of lion social organization (*Panthera leo*) *Journal of Zoology (Lond.)* 206:97-112.
- Ward, R.M.P, e Krebs, C. J. 1985. Behavioural responses of lynx to declining snowshoe hare abundance. *Canadian Journal of Zoology*, 63:2817-2824.

White, G. e Garrot, R. 1991. Análisis of wildlife radiolocation data. Academic Press, New York, 383pp.

CAPÍTULO II

ECOLOGIA DE ONÇAS E SUAS PRESAS

INTRODUÇÃO

Predadores influenciam na distribuição e abundância de suas presas e vice-versa e esses efeitos são de importância central na ecologia (Begon *et al.*, 1996), pois influenciam na diversidade e comportamento das espécies-presas, podendo alterar, em efeito cascata, toda a estrutura de uma comunidade biológica (Greene, 1988; Terborgh *et al.*, 1999). As evidências para esse tipo de relação são exploradas através das teorias sobre os sentidos dos seus processos, se “de baixo para cima” ou de “cima para baixo” (Matson & Hunter, 1992). Para testar experimentalmente o sentido do processo seria necessário retirar a guilda de predadores de uma área e observar se as populações de presas aumentam significativamente. No caso de aumentar, estaria revelando que o processo era controlado de cima (predador) para baixo (presa). Ou seja, a produtividade (alimento para as presas) do ambiente não era o fator que regulava o tamanho das suas populações. Da mesma forma, se a retirada dos predadores não resultar em crescimento populacional de espécies presas isso implicaria num processo de baixo (alimento da presa) para cima (predador). Terborgh *et al.* (1999) oferecem uma ampla discussão com exemplos sobre esses processos.

Miller e Rabinowitz (2002) discutem a importância da onça-pintada (*Panthera onca*), nos ecossistemas onde ocorre, sugerindo que seja uma espécie-chave para o equilíbrio das comunidades animais e vegetais, desempenhando a função de controlá-las nos processos ecológicos de “cima para baixo”. Berger e Wehausen (1991) expõem exemplos de desequilíbrio das relações presa-predador onde a onça-parda (*Puma concolor*) desempenharia papel chave neste processo.

Há evidências claras de que as relações presa-predador alteram não só o tamanho das populações de presas como também o comportamento e relações intra-específicas dos predadores. Por exemplo, a distribuição de presas de leões (*Panthera leo*) numa região semi-árida da Namíbia forçou uma mudança de comportamento de caça da espécie, onde indivíduos se associavam com maior frequência para aumentar o sucesso de captura de suas presas (Stander *et al.*, 1993). Seidensticker e McDougal (1993) observaram que a utilização de áreas com alta abundância de presas por tigres (*Panthera tigris*) na Índia alterava as relações inter-específicas dos indivíduos e suas habilidades de localizar as presas. Vários

outros exemplos, descrevendo as relações de presas e predadores, podem ser observados na literatura (e.g. Brillhart & Kaufman, 1995; Breitenmoser *et al.*, 1993; Krebs *et al.*, 1995; Thompson & Colgan, 1990).

Este estudo teve como principal objetivo caracterizar as comunidades de presas de onças-pintadas e onças-pardas em quatro regiões: o Parque Nacional das Emas (PNE), o Corredor Cerrado-Pantanal (CCP), o Pantanal do Rio Negro (PRN) e o Parque Estadual do Cantão (PEC), englobando o Cerrado e Pantanal, observando relações de abundâncias, similaridade e comportamento de presa e predador nas regiões amostradas. Para detalhes sobre as regiões estudadas veja a Introdução Geral desta tese.

MATERIAIS E MÉTODOS

Uma combinação de métodos diretos (armadilhas fotográficas, captura e observação direta) e indiretos (rastros e entrevistas com moradores locais) foram utilizadas para elaborar as listas de espécies de cada região amostrada. Armadilhas fotográficas foram distribuídas ao longo de trilhas naturais resultantes do pisoteio dos próprios animais (carreiros) e utilizadas para avaliar a riqueza, distribuição e, principalmente, a abundância de presas e predadores (onças-pintadas e onças-pardas) (para detalhes sobre essa metodologia, ver Silveira *et al.*, 2003).

Para estudar a abundância da fauna de mamíferos terrestres de médio-grande porte (>500g) foram utilizadas 55 armadilhas fotográficas distribuídas em 276 pontos de amostragens nas quatro regiões de estudo: PNE, CCP, PRN e PEC.

Uma taxa fotográfica (número de fotografias/horas de amostragem) foi utilizada para comparar abundâncias entre as regiões amostradas. Censo aéreos foram utilizados no Parque Nacional das Emas para complementar estimativas de abundâncias de presas de grande porte (>20kg) para onças. No período entre 15 - 16 de outubro de 2001 e, 12 - 13 de junho de 2002, foram realizados dois censos aéreos no Parque Nacional das Emas. Ambas amostragens compreenderam a estação da seca na região. Os vôos foram realizados no período da manhã (7:00-11:00) e tarde (15:00-18:00), quando, entre sete e nove transectos foram percorridos. Os 26 transectos, distribuídos sistematicamente sobre a área plana do Parque, abrangeram intensidade amostral de 9,2 % de todo o Parque. Os transectos percorridos somaram 764.926 km e corresponderam a uma área de 12.221 ha com predominância de campo sujo e campo limpo. Cinco das sete espécies alvos puderam ser contadas durante as amostragens: veado-campeiro, ema, tamanduá-bandeira, anta e queixada.

ABUNDÂNCIA DE ONÇAS E SUAS PRESAS

Poucos métodos têm se mostrados eficientes para estimativas de abundância de grandes felinos. No entanto, os mais utilizados são: contagem direta, censo de rastros, radio-telemetria e armadilhas fotográficas. O primeiro método é viável somente para felinos que utilizam áreas abertas e que também possuam hábitos diurnos, como o caso do leão (*Panthera leo*) e do guepardo (*Acinonyx jubatus*). O método de contagem baseado na identificação e individualização de rastros encontrados a campo tem sido utilizado para onças em algumas áreas (Aranda, 1994; Smallwood & Fitzhugh, 1995; Grigione *et al.*, 1999). No entanto, é mais tradicionalmente utilizado para censos de tigres (*Panthera tigris*) (Smirnov & Miquelle, 1998). Os requisitos para este método envolvem a capacidade do pesquisador de identificar rastros das espécies alvo e um bom conhecimento e acesso da área de estudo. No entanto, o terreno e solo da área de estudo devem ser ideais para encontrar rastros. Ou seja, deve ser arenoso, plano e com solo exposto, de forma a permitir a impressão de rastros. Em decorrência desses requisitos, esse método não foi utilizado nas análises de abundâncias de onças no Parque, apesar de ter sido testado. O método de estimativa populacional através da radio-telemetria tem sido amplamente utilizado em espécies de felinos desde o desenvolvimento desta técnica de monitoramento (Schaller & Crawshaw, 1980; Jackson & Ahlborn, 1988; Logan & Sweanor, 2001). Considerando que a onça-pintada e a onça-parda são espécies territoriais, seria, teoricamente, possível ao final de um estudo de área de vida estimar o número de animais que o total da área de estudo suportaria. Para isso, utiliza-se a média de área de vida dos animais marcados como uma amostra da população estudada, extrapolando as informações para sua área total (White & Garrott, 1990). Certamente, assume-se que as áreas de vida se manterão na média e que o restante da área de estudo se encontra habitada pela espécie. No entanto, como as sobreposições de área de vida entre indivíduos variam de acordo com sexo, faixa etária e densidade de presas, estas análises devem ser realizadas com cautela.

Quatro métodos de amostragem foram utilizados para estimar a abundância de predador (onças) e suas presas nas áreas de estudo: armadilhas fotográficas; radio-telemetria; censo aéreo e contagem direta da fauna em transectos. Especificamente, para estimar a abundância de onça-pintada e onça-parda do Parque das Emas foram utilizadas a associação de dois métodos: a radio-telemetria e armadilhas fotográficas (Figura 1).



Figura 1. Exemplo dos dois métodos utilizados para amostrar as populações de onças-pintadas nas regiões de estudo (armadilha fotográfica e radio-telemetria).

ARMADILHA FOTOGRÁFICA

Armadilhas fotográficas foram utilizadas para avaliar a riqueza, distribuição e, principalmente a abundância das principais presas naturais de onças. Armadilhas fotográficas ativadas por sensores infra-vermelhos têm sido uma das ferramentas mais eficientes e dinâmicas para o levantamento e monitoramento da fauna terrestre, principalmente daquelas de hábitos crípticos (Kucera & Barrett 1993; Karanth, 1995; Silveira *et al.*, 2003).

Esses equipamentos não causam impacto no ambiente e permitem que grandes áreas sejam monitoradas simultaneamente por poucas pessoas (Seydack 1984; Rappole *et al.*, 1985; Silveira *et al.*, 2003). Animais com pelagem pintada, como as onças, possuem padrões de pintas únicos, de tal forma que uma fotografia de seu corpo pode, comparativamente, individualizar cada animal. Desta forma, além de índices de abundância de fauna, as fotografias podem fornecer dados sobre a densidade de determinadas espécies (que possam ser individualizadas).

Um índice fotográfico das onças e de suas potenciais presas foi estabelecido dividindo-se o esforço amostral (horas de câmera exposta) pelo número de fotografias das espécies-presas fotografadas.

Para a análise de abundância de presas e onças nas regiões de estudo, armadilhas fotográficas foram dispostas proporcionalmente a disponibilidades dos distintos habitats. As câmeras foram armadas em árvores a uma altura média de 45 cm do solo e aproximadamente 2 metros do ponto alvo da fotografia. Trilhas naturais de animais, que, muitas vezes constituíam-se de estradas ou aceiros, foram escolhidas para a montagem dos equipamentos, e estes foram vistoriados quinzenalmente para reposição de filmes e baterias.

ARMADILHAS FOTOGRAFICAS PARA ESTIMATIVA DE DENSIDADE DE ONÇA-PINTADA

Ao contrário da onça-parda, a onça-pintada permite a individualização através das malhas únicas de suas pelagens, análoga a uma impressão digital humana, e assim a contagem dos animais pode ser feita através das fotografias com acurácia. Entre março e abril de 2002, armadilhas fotográficas foram distribuídas a cada 1,5 km ao longo de uma estrada interna do Parque que margeia o vale das nascentes da margem direita do rio Jacuba. Considerando o alto poder de deslocamento das onças e a frequência de uso desta estrada pela espécie, consideramos que nesta amostragem tenha sido coberta uma área mínima de 40 km². Para gerar intervalos de confiança para esta estimativa de abundância, utilizamos o modelo de captura-recaptura de Joly-Seber (Karanth & Nichols. 2000) através do programa CAPTURE.

ARMADILHAS FOTOGRAFICAS PARA ESTIMATIVA DE DENSIDADE DE ONÇA-PARDA

A coloração geral amarronzada das onças-pardas não permite o desenvolvimento de um protocolo eficiente para a individualização dos animais através de fotografia. No entanto, é possível se obter um número mínimo de animais fotografados através da análise de características físicas destacadas como, cicatrizes, manchas, e mesmo o tamanho e órgão genital, que em alguns casos estão evidentes na fotografia. Neste estudo, utilizou-se destas características para estimar o número mínimo de animais nas áreas de amostragem.

ANÁLISE DE COVARIÂNCIA - ANCOVA

Para validade dos índices de abundância (e.g. taxa fotográfica: número de detecções ou fotos por unidade de tempo) é necessário que exista uma relação linear e positiva entre o número de detecções e o tempo de exposição. Poder-se-ia argumentar que a solução para esse

problema seria a simples padronização do esforço. No entanto, essa padronização nem sempre é desejável (e.g. maior esforço amostral, mensurado em tempo de exposição ou número de câmaras, em áreas maiores ou mais heterogêneas) ou possível do ponto de vista operacional. Qualquer que seja o motivo, o esforço de coleta utilizado para a estimativa de índices de abundância é, geralmente, uma variável a ser controlada estatisticamente.

Deste modo, os efeitos da região (PNE, CP, PRN e PEC) e do tempo de exposição das câmaras sobre o número total de detecções foram avaliados através de uma análise de covariância (ANCOVA). Neste caso, a região foi considerada a variável categórica de interesse (fator), enquanto que o tempo de exposição (em horas) foi incluído no modelo como uma co-variável. As variáveis quantitativas foram previamente transformadas (logaritmo natural) com o objetivo de normalizar os dados e estabilizar as relações. Para a validação da taxa fotográfica como um índice de abundância, a ser utilizado para a comparação das regiões, é necessário ainda que os coeficientes angulares (obtidos através da relação entre esforços e número de registro fotográficos) estimados para as quatro regiões não difiram significativamente.

CENSO AÉREO

Levantamento aéreo é um dos métodos mais eficientes para se obter informações sobre a abundância de grandes vertebrados em áreas extensas, com vegetação aberta e de topografia plana (Caughley & Grice, 1982; Talbot & Stewart, 1964). Além de permitir a contagem de várias espécies na mesma amostragem, trás resultados rápidos e de fácil interpretação (Mourão & Campos, 1995).

O Parque Nacional das Emas tem 76% dos seus 132.000 hectares com características ideais para a realização de amostragens aéreas, compreendendo habitats de campo sujo, campo limpo e várzeas sobre topografia plana. Das 58 espécies de mamíferos terrestres registradas na área (incluindo roedores e marsupiais), 12 podem ser consideradas de médio-grande porte (>10 kg), como o veado-campeiro (*Ozotoceros bezoarticus*), cervo-do-Pantanal (*Blastocerus dichotomus*), tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*), anta (*Tapirus terrestris*), e queixada (*Tayassu pecari*). Estas espécies habitam as áreas abertas do Parque e estão ativas durante o dia o que as tornam potenciais alvos para amostragens através de contagem aérea.

Para estimar a abundância de grandes mamíferos do PNE, principais presas para as onças, dois censos aéreos foram realizados num avião monomotor (CESSNA 172) durante a estação seca. Os vôos foram realizados no período da manhã e da tarde, evitando os horários

mais quentes do dia. No período de temperaturas mais elevadas, as espécies tendem a ficar inativas e se refugiam sob a vegetação, dificultando a visualização e subestimando as contagens. Os vôos foram padronizados a uma altura de 60 metros e velocidade constante de 160 km/h sobre transectos pré-estabelecidos. Dois pesquisadores de um lado e um do outro do avião fizeram as contagens dos animais independentemente. Uma corda de 2 metros de comprimento foi amarrada as montantes da aeronave, uma de cada lado, e serviu como “baliza”, limitando a área de amostragem (Ottichilo & Khaemba, 2001; Figura 2). Para calibrar a largura do campo de visão dos pesquisadores em 200 metros foram sobrevoados os aceiros de 30 metros de largura, distribuídos ao longo das estradas internas do Parque.

Animais observados foram anotados em uma planilha sobre uma prancheta a cada intervalo entre os transectos. Indivíduos observados acima da corda não foram incluídos nas análises. As contagens foram realizadas utilizando-se o método de contagem dupla (Magnusson *et al.*, 1978; Caugley, 1979). O desenho amostral do censo foi previamente planejado utilizando uma imagem digital do Parque na escala de 1:100.000. Vinte e um transectos paralelos (unidades amostrais) de tamanhos variados (9.600 a 50.000 m) foram desenhados sobre o Parque, obedecendo a um padrão de distância de 2 km entre eles (Figura 2). Os transectos foram planejados no sentido longitudinal sobre o eixo noroeste – sudoeste, de tal forma que cobrissem os maiores percursos lineares possíveis sobre áreas de campo. Neste eixo também foi possível evitar a luz do amanhecer e entardecer diretamente sobre os observadores, ofuscando a visão. Este alinhamento também seguiu num eixo perpendicular ao principal curso d’água do Parque, o Rio Formoso. Além destes transectos paralelos, cinco transectos diagonais foram desenhados e percorridos para aumentar o esforço de amostragem.

As espécies alvo do censo foram: o tamanduá-bandeira, a anta, o veado-campeiro, o cervo e o queixada, já que todas habitam áreas abertas e possuem hábitos diurnos. Queixada é uma espécie que vive em bandos; desta forma, para maximizar as contagens cada bando foi considerado como um único registro. Posteriormente, para a estimativa populacional da espécie os bandos (registros) seriam multiplicados pelo seu tamanho médio na região do estudo, que é de 60 animais (Anah.T.A. Jácomo, dados não publicados). A ema (*Rhea americana*) é a única espécie local de ave que se encaixa nas características dos mamíferos citados acima, ou seja, é de grande porte, tem hábito diurno e ocupa áreas abertas. Portanto, por ser uma importante espécie presa para as onças, foi também incluída nas amostragens aéreas. No entanto, somente indivíduos adultos foram considerados nas contagens.

ESTIMATIVA DE DENSIDADE

Num censo aéreo com diferentes comprimentos de transectos, a forma de estimar a \hat{a} abundância total de uma espécie é calculando a densidade para cada transecto e extrapolando para a área total do censo (a área total do Parque com vegetação aberta). Portanto, foi calculado a densidade média para toda a área, dada por: $\hat{R} = \text{total de animais contados} / \text{total da área amostrada}$. Este dado foi posteriormente extrapolado para toda área de “vegetação aberta” o Parque (100.000 ha).

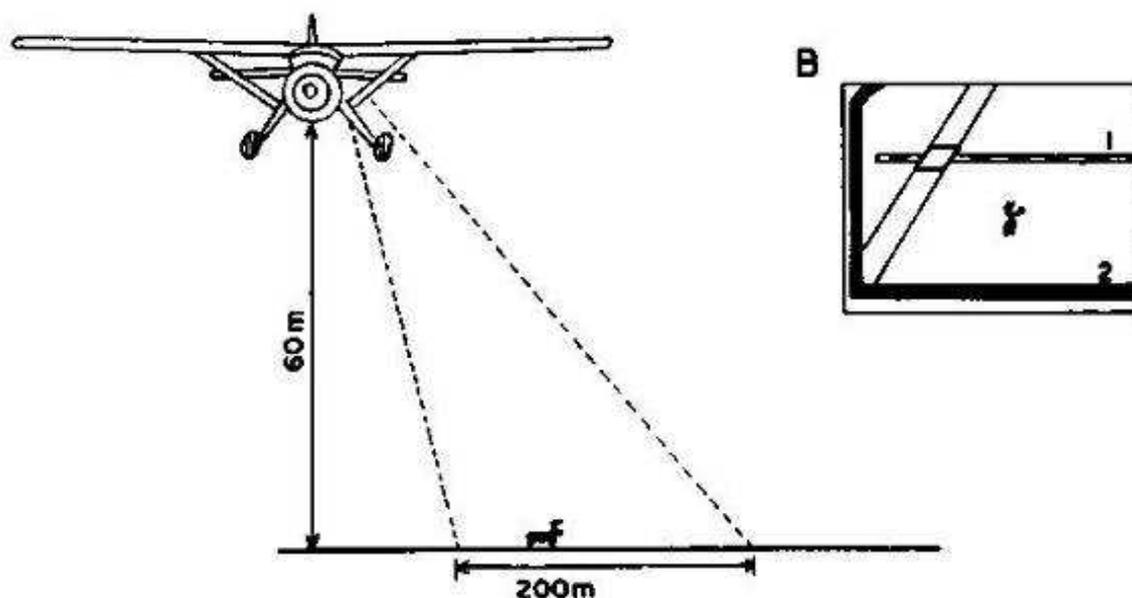


Figura 2. Demonstrativo da amostragem aérea realizada ao longos dos censos de 2001 e 2002 no Parque Nacional das Emas. B – mostra o campo de visão do pesquisador entre a corda amarrada na montante da aeronave (baliza) , vista do alto.

Um fator crítico em censos aéreos é se o animal alvo é ou não avistado. Esse viés na “visibilidade” ocorre mesmo em censos de animais de grande porte. Para melhor controlar esse viés foi utilizado o método de contagem dupla descrito em Quang e Becker (1997) e Mourão *et al.* (2000). Portanto, foram utilizados dois observadores de um mesmo lado do avião contando, independentemente, os animais avistados, concordando que alguns indivíduos pudessem estar sendo contados por ambos. Este método envolve o primeiro pesquisador marcando e soltando um animal enquanto o segundo realiza a “recaptura” desse indivíduo, e vice-versa. A fórmula de Lincoln-Petersen para dupla-ocasião de marcação-recaptura (Seber, 1982) pode ser utilizada para estimar o número de animais “faltando”, através do registro das seguintes quantidades: S1 – é o número de animais (ou grupos) avistados pelo pesquisador 1 e perdido pelo pesquisador 2, S2 é o número de animais observado pelo pesquisador 2 e perdido

pelo pesquisador 1, e B – é o número de animais observados por ambos pesquisadores. Desta forma, a probabilidade de o pesquisador 1 observar um animal no transecto é dada por $P1 = B/B+S2$, enquanto que o fator de correção multiplicativo (FC) para este observador é dado por $FC = 1 / P1$.

MEDIDAS DE SIMILARIDADE ENTRE AS COMUNIDADES

O Índice de Horn (Krebs, 1999) foi utilizado para os cálculos de similaridade de riqueza e abundâncias de espécies, através das taxas fotográficas obtidas para cada região e dados de presença-ausência de espécies obtidas através dos vários métodos diretos e indiretos citados acima. O índice de Horn é um índice simplificado de Morisita (Krebs, 1999) que tem a vantagem de poder ser utilizado tanto para medidas de similaridade, com dados de presença-ausência, quanto com dados de abundâncias, no caso, taxas fotográficas. Esse índice é também pouco afetado pelo tamanho diferenciado de amostras (Krebs, 1999).

ESPÉCIES INDICADORAS

Uma análise de espécies indicadoras (Dufrêne & Legendre, 1997) foi aplicada com o objetivo de caracterizar as comunidades de mamíferos terrestres das quatro regiões amostradas. Para tanto, os resultados das taxas fotográficas das espécies foram utilizadas como medida de abundância, conforme indicado no trabalho original de Dufrêne & Legendre (1997). As espécies indicadoras são definidas como as mais características dos grupos identificados, sendo encontradas principalmente em um único grupo da tipologia assumida, e presentes na maioria das amostras pertencentes a esse grupo. O valor indicador da espécie i ($INVAL_i$) é calculado utilizando a seguinte expressão: $INVAL_i = A_{ij} \times B_{ij} \times 100$ onde $A_{ij} = N_{indivíduos_{ij}}/N_{indivíduos_i}$ e $B_{ij} = N_{sites_{ij}}/N_{sites_j}$, sendo A_{ij} uma medida de especificidade na qual os elementos da fórmula são formados por $N_{indivíduos_{ij}}$, que é o número médio de indivíduos da espécie i nas amostras (locais/meses) do grupo j , enquanto que $N_{indivíduos_i}$ é o somatório dos números médios de indivíduos da espécie i ao longo de todos os grupos. A_{ij} é máximo quando a espécie i é encontrada somente no agrupamento j . B_{ij} , por outro lado, é uma medida de fidelidade, na qual os elementos são $N_{sites_{ij}}$ (número de amostras do agrupamento j onde a espécie i está presente) e N_{sites_j} (total do número de amostras no agrupamento j). B_{ij} é máximo quando a espécie i é encontrada em todas amostras do agrupamento j . As quantidades A e B são combinadas por multiplicação porque elas representam informações independentes sobre as distribuições das espécies. A multiplicação final por 100 é para indicar os valores em porcentagem.

O INVAL é denominado indicador simétrico tendo em vista a possibilidade que fornece de avaliar se a presença de uma determinada espécie indica especificidade ao habitat e se a ocorrência dessa espécie pode ser predita em locais que são característicos de um determinado habitat. Um indicador assimétrico só contribuiria na análise da especificidade da espécie em relação ao habitat.

Uma característica importante da análise de espécies indicadoras é que os valores de INVAL podem ser testados estatisticamente através de alocações aleatórias de Monte Carlo. Neste estudo, 1.000 alocações aleatórias foram realizadas utilizando-se o programa PC-ORD (McCune & Mefford, 1997). A hipótese nula testada é de que o maior valor indicador (INVAL) encontrado, comparando-se as quatro regiões, para uma dada espécie, poderia ser obtido simplesmente ao acaso, ou seja, a espécie não é indicadora daquele ambiente.

RELAÇÃO PRESA-PREDADOR

Para testar a relação entre abundâncias de presas e suas biomassas, com as abundâncias de predadores (onça-pintada e onça-parda), foi utilizado o coeficiente de correlação de *Pearson* (Krebs, 1999). Essa medida, que varia de 0 a 1, indica o quanto as variáveis testadas estão correlacionadas (quanto mais próximo de 1, maior a relação). Para aumentar o grau de liberdade e, por conseguinte, melhorar o ajuste do modelo testado, as quatro regiões de estudo foram divididas em 17 sub-regiões. Essas divisões seguiram critérios fisiográficos da paisagem como relevo, vegetação, e hidrografia. A correlação das abundâncias (taxas fotográficas) de onças-pintadas e onças-pardas nas diferentes sub-regiões amostradas foram medidas com as taxas de abundâncias e de biomassa (taxa fotográfica x peso médio da espécie) das presas.

RESULTADOS

COMPOSIÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA FAUNA DO CERRADO E PANTANAL

Segundo Fonseca *et al.* (1996) 53 espécies de mamíferos com biomassa superior a 500g ocorrem nos biomas Pantanal e Cerrado. Destas, 43 (73%) foram registradas neste estudo. A Tabela 1 apresenta os esforços de campo empreendidos nas quatro regiões e a Tabela 2 apresenta a lista de espécies de mamíferos em cada região amostrada, elaborada através de armadilha fotográfica, observação direta, captura e entrevista com moradores locais.

Tabela 1. Esforços de amostragem acumulados nas quatro regiões de estudo: PEC – Parque Estadual do Cantão; CCP – Corredor Cerrado-Pantanal; PNE- Parque Nacional das Emas e; PRN - Pantanal do Rio Negro.

Região amostrada	Armadilha fotográfica X dias	Registros fotográficos	Entrevistas realizadas	Total de km percorridos em transectos	No. dias campo*
PEC	828	220	16	170**	27
CCP	1936	592	34	970	38
PNE	6818	1424	59	2.990	246
PRN	1598	1528	16	95	52

* dias de campo trabalhados; ** estimativas de km percorrido de barco (não há estradas).

Tabela 2. Lista das espécies de mamíferos (>500g) registradas nas quatro regiões de estudo: 1 = registro através de armadilha fotográfica e observação direta e; 2 = resultados de entrevistas com moradores locais ou literatura científica. PNE = Parque Nacional das Emas; CCP = Corredor Cerrado-Pantanal; PRN = Pantanal do Rio Negro; PEC = Parque Estadual do Cantão.

Família	Espécie	Nome Vulgar	PNE	CCP	PRN	PEC
Cervidae	<i>Blastocerus dichotomus</i>	Cervo-do-Pantanal	1	1	1	2
Cervidae	<i>Mazama americana</i>	Veado-Mateiro	1	1	1	1
Cervidae	<i>Mazama gouazoubira</i>	Veado-Catingueiro	1	1	1	1
Cervidae	<i>Ozotoceros bezoarticus</i>	Veado-Campeiro	1	1	1	2
Suidae	<i>Sus crofa</i>	Porco-Monteiro	0	0	1	0
Tayassuidae	<i>Pecari tajacu</i>	Cateto	1	1	1	1
Tayassuidae	<i>Tayassu pecari</i>	Queixada	1	1	1	2
Canidae	<i>Cerdocyon thous</i>	Lobinho	1	1	1	2
Canidae	<i>Chrysocyon brachyurus</i>	Lobo-Guará	1	1	1	2
Canidae	<i>Pseudalopex vetulus</i>	Raposinha	1	0	0	0
Canidae	<i>Speothos venaticus</i>	Cachorro-Vinagre	1	1	1	2
Felidae	<i>Herpailurus yagouaroundi</i>	Gato Mourisco	1	1	1	2
Felidae	<i>Leopardus pardalis</i>	Jaguaritica	1	1	1	1
Felidae	<i>Leopardus tigrinus</i>	Gato-Maracajá	0	0	1	2
Felidae	<i>Leopardus wiedii</i>	Gato-Maracaja	0	0	1	2
Felidae	<i>Oncifelis colocolo</i>	Gato-Palheiro	1	0	1	0
Felidae	<i>Panthera onca</i>	Onça-Pintada	1	0	1	1
Felidae	<i>Puma concolor</i>	Onça-Parda	1	1	1	1

Mustelidae	<i>Conepatus semistriatus</i>	Jaritataca	1	0	0	0
Mustelidae	<i>Eira barbara</i>	Irara	1	1	1	1
Mustelidae	<i>Galictis vittata</i>	Furão	1	0	0	2
Mustelidae	<i>Lontra longicaudis</i>	Lontra	1	1	1	2
Mustelidae	<i>Pteronura brasiliensis</i>	Ariranha	0	1	1	2
Procyonidae	<i>Nasua nasua</i>	Quati	1	1	1	2
Procyonidae	<i>Potos flavus</i>	Jupará	0	0	0	2
Procyonidae	<i>Procyon cancrivorus</i>	Mão-Pelada	1	1	1	2
Delphinidae	<i>Sotalia fluviatilis</i>	Boto-Cinza	0	1	0	2
Platanistidae	<i>Inia geoffrensis</i>	Boto-Rosa	0	1	0	2
Leporidae	<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	Tapetí	0	1	1	0
Didelphidae	<i>Didelphis albiventris</i>	Gambá	1	1	1	1
Didelphidae	<i>Didelphis marsupialis</i>	Gambá	0	0	0	1
Tapiridae	<i>Tapirus terrestris</i>	Anta	1	1	1	1
Cebidae	<i>Allouatta caraya</i>	Guariba	0	0	0	2
Cebidae	<i>Aotus trivirgatus</i>	Macaco-da-Noite	0	1	0	2
Cebidae	<i>Cebus apella apella</i>	Macaco-Prego	0	1	1	1
Agoutidae	<i>Agouti paca</i>	Paca	1	1	1	1
Caviidae	<i>Cavia aperea</i>	Preá	1	0	0	0
Dasyproctidae	<i>Dasyprocta azarae</i>	Cutia	1	1	1	1
Erethizontidae	<i>Coendou prehensilis</i>	Ouriço-Cacheiro	1	1	1	2
Hydrochaeridae	<i>Hydrochaeris hydrochaeris</i>	Capivara	1	1	1	1
Bradypodidae	<i>Bradypus torquatus</i>	Preguiça	0	0	0	2
Dasypodidae	<i>Cabassous tatouay</i>	Tatu-de-rabo-mole	1	1	1	2
Dasypodidae	<i>Dasypus kappleri</i>	Tatu	0	0	0	2
Dasypodidae	<i>Dasypus novemcinctus</i>	Tatu-Galinha	1	0	1	1
Dasypodidae	<i>Dasypus septemcinctus</i>	Tatu-Folha	1	0	1	2
Dasypodidae	<i>Euphractus sexcinctus</i>	Tatu-Peba	1	1	1	2
Dasypodidae	<i>Priodontes maximus</i>	Tatu-Canastra	1	1	1	2
Myrmecophagidae	<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	Bandeira	1	1	1	1
Myrmecophagidae	<i>Tamandua tetradactyla</i>	Tamanduá-Mirim	1	1	1	1
Total			35	35	39	46

ABUNDÂNCIA DA FAUNA DO CERRADO E PANTANAL

ANÁLISE DE COVARIÂNCIA

Os resultados da ANCOVA indicam que existe uma forte relação significativa entre o número de fotografias e o tempo de exposição das câmaras ($F = 127,1$; $P < 0,001$). A hipótese do paralelismo, ou seja, homogeneidade das relações entre o esforço e número de fotos entre as diferentes regiões, foi aceita ($F = 0,211$; $P = 0,889$). Considerando que os dois principais pressupostos da ANCOVA foram observados (relação esforço/número de detecções e homogeneidade dos coeficientes angulares), as médias ajustadas (número médio de detecções para um determinado tempo de exposição) podem ser consideradas índices de abundância e, deste modo, foram utilizadas para comparar as regiões. Os resultados demonstraram que existem diferenças significativas entre as regiões estudadas ($F = 26,9$; $P < 0,000$). O maior índice médio de abundância (i.e. média ajustada) foi encontrado no Pantanal, enquanto os menores índices foram estimados, em ordem decrescente, para as regiões do PNE, Corredor Cerrado-Pantanal e Parque Estadual do Cantão.

As taxas fotográficas totais e estimativas de abundância dos mamíferos terrestres >500g registradas nas quatro regiões de estudo, PNE, CCP, PRN e PEC, para cada espécie, são apresentadas na Tabela 3. Na Tabela 4 as taxas fotográficas e estimativas de abundância destes mesmos animais são apresentadas para cada uma das áreas individualmente.

Os oito mamíferos mais abundantes no Cerrado e Pantanal, conforme resultados das taxas fotográficas, foram o queixada (*Tayassu pecari*), cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*), cateto (*Tayassu tajacu*), anta (*Tapirus terrestris*), porco-monteiro (*Sus scrofa*), capivara (*Hydrochaeris hydrochaeris*), tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) e onça-parda (Figura 3). No entanto, quando as abundâncias são analisadas em relação à abundância de biomassa (taxa fotográfica x biomassa da espécie), a ordem das espécies é alterada. O queixada e a anta são destacadamente as maiores biomassas disponíveis, sendo que a biomassa da primeira espécie representa 13 vezes mais do que a da terceira (porco-monteiro). Em seguida, por ordem decrescente de biomassa, as espécies foram: capivara, cateto, onça-parda, onça-pintada e tamanduá-bandeira (Figura 4).

Tabela 3. Abundância acumulada de mamíferos terrestres >500g estimada através da taxa fotográfica nas quatro regiões de estudo. No. indivíduos = número de fotografias obtidas da espécie x seu número médio de tamanho de grupo; Taxa fotográfica = número de indivíduos/número de horas amostradas; Taxa de biomassa = Taxa fotográfica x biomassa média da espécie. Os valores apresentados correspondem a somatórias das quatro regiões amostradas.

Espécie	Nome científico	No. fotografias	No. indivíduos	Taxa fotográfica	Taxa de biomassa
Queixada	<i>Tayassu pecari</i>	321	6741	10,802	323,972
Cachorro do mato	<i>Cerdocyon thous</i>	481	649	1,099	7,148
Cateto	<i>Pecari tajacu</i>	181	706	0,809	15,349
Anta	<i>Tapirus terrestris</i>	538	538	0,65	153,638
Porco monteiro	<i>Sus crofa</i>	100	250	0,463	27,792
Capivara	<i>Hydrochaeris hydrochaeris</i>	78	218	0,334	16,707
Tamanduá-bandeira	<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	231	231	0,246	7,423
Onça-parda	<i>Puma concolor</i>	224	224	0,236	11,584
Jaguaritica	<i>Leopardus pardalis</i>	163	163	0,224	2,238
Guaxinim	<i>Procyon cancrivorus</i>	174	174	0,219	1,172
Quati	<i>Nasua nasua</i>	59	130	0,216	1,096
Cutia	<i>Dasyprocta azarae</i>	155	155	0,203	0,577
Lobo-guará	<i>Chrysocyon brachyurus</i>	202	202	0,164	3,534
Veado mateiro	<i>Mazama americana</i>	109	109	0,14	3,973
Campeiro	<i>Ozotoceros bezoarticus</i>	75	127	0,135	4,634
Onça-pintada	<i>Panthera onca</i>	125	125	0,101	9,11
Caatingueiro	<i>Mazama gouazoupira</i>	107	107	0,094	1,521
Tatu-galinha	<i>Dasypus novemcinctus</i>	43	43	0,058	0,21
Canastra	<i>Priodontes maximus</i>	56	56	0,056	1,511
Paca	<i>Agouti paca</i>	43	43	0,055	0,442
Irara	<i>Eira barbara</i>	42	42	0,049	0,251
Cervo	<i>Blastocerus dichotomus</i>	19	19	0,048	5,244
Tatu-peba	<i>Euphractus sexcinctus</i>	42	42	0,037	0,174
Raposa do campo	<i>Lycalopex vetulus</i>	42	42	0,026	0,093
Gambá	<i>Didelphis albiventris</i>	18	18	0,023	0,029

Jaratataca	<i>Conepatus semistriatus</i>	19	19	0,02	0,048
Tamanduá-mirim	<i>Tamandua tetradactyla</i>	17	17	0,019	0,103
Gato-palheiro	<i>Oncifelis colocolo</i>	20	20	0,017	0,053
Gato mourisco	<i>Herpailurus yagouaroundi</i>	10	10	0,011	0,055
Ariranha	<i>Pteronura brasiliensis</i>	1	3	0,003	0,091
Lontra	<i>Lontra longicaudis</i>	1	1	0,002	0,01
Coelho	<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	2	2	0,002	0,001
Furão	<i>Galictis vittata</i>	3	3	0,002	0,003
Gato-maracajá	<i>Leopardus wiedii</i>	1	1	0,001	0,004

Tabela 4. Taxa fotográfica (número de indivíduos/número de horas amostradas) de mamíferos terrestres >500g estimada a partir dos registros de armadilhas fotográficas nas quatro regiões de estudos: Parque Nacional das Emas (PNE), Corredor Cerrado-Pantanal (CCP), Pantanal do Rio Negro (PRN) e Parque Estadual do Cantão (PEC).

Espécies	PNE	CCP	PRN	PEC
Gato-maracajá	0	0	0	0
Gato-mourisco	0,001	0,003	0,003	0,003
Gato-palheiro	0,015	0	0	0
Jaguatirica	0,018	0,054	0,096	0,009
Onça-parda	0,082	0,050	0,050	0,012
Onça-pintada	0,059	0	0,032	0,005
Cachorro-do-mato	0,137	0,035	0,853	0
Lobo-guará	0,131	0,014	0,001	0
Raposa-do-campo	0,024	0	0	0
Ariranha	0	0	0,003	0
Furão	0,002	0	0	0
Irara	0,005	0,013	0,022	0
Lontra	0	0	0,002	0
Guaxinim ou Mão-pelada	0,009	0,009	0,178	0
Jaratataca	0,017	0,001	0	0
Quati	0,016	0,024	0,161	0,002
Anta	0,141	0,191	0,129	0,032
Capivara	0,010	0,019	0,303	0,002

Cutia	0,014	0,082	0,074	0,003
Paca	0,003	0,016	0,018	0
Cateto	0,124	0,391	0,170	0,024
Queixada	1,185	0,181	8,579	0
Porco-monteiro	0	0,018	0,397	0
Cervo-do-Pantanal	0	0,009	0,036	0
Veado-caatingueiro	0,010	0,015	0,058	0,006
Veado-campeiro	0,108	0	0,024	0
Veado-mateiro	0,008	0,020	0,105	0,003
Tatu-canastra	0,040	0,007	0	0
Tatu-galinha	0,006	0,043	0,004	0
Tatu-peba	0,016	0,009	0,003	0
Tamanduá-bandeira	0,125	0,036	0,043	0,001
Tamanduá-mirim	0,005	0,001	0,004	0,001
Coelho	0	0,0003	0,002	0
Gambá	0,002	0,001	0	0,016

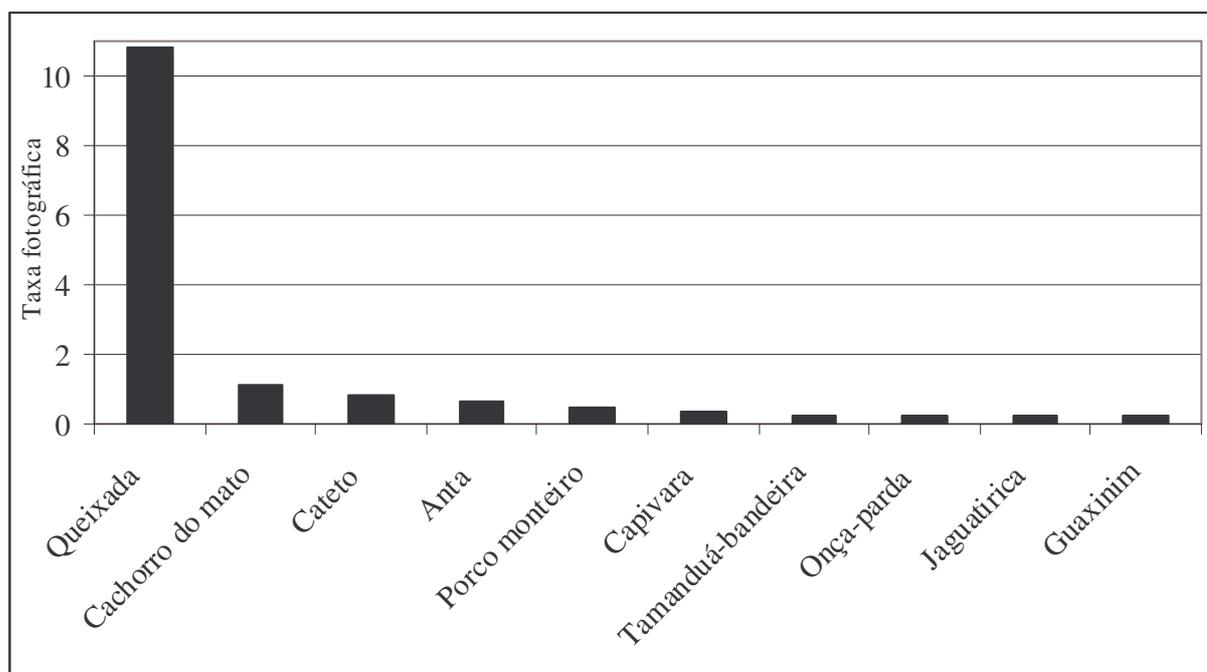


Figura 3. Mamíferos mais abundantes (taxas fotográficas acumuladas) nos ecossistemas Cerrado e Pantanal.

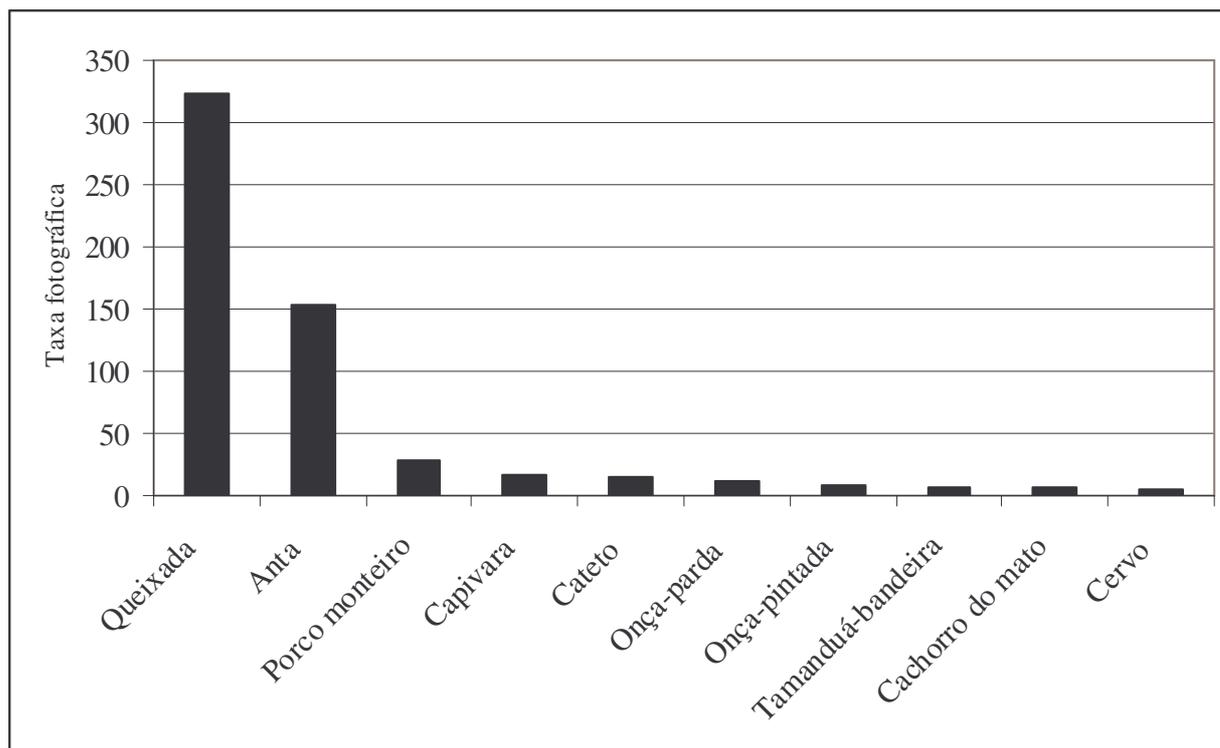


Figura 4. Espécies de mamíferos terrestres mais representativas, quanto às suas taxas de biomassas, nos ecossistemas Cerrado e Pantanal.

ESPÉCIES INDICADORAS POR REGIÃO

Considerando-se probabilidades de erro tipo I menores ou iguais a 5% e valores indicadores maiores que 14%, 16 espécies podem ser consideradas indicadoras das quatro regiões amostradas, pois valores significativos para a análise de espécie indicadora foram obtidos ($n = 9$ espécies com $p < 0,001$ e; $n = 7$ espécies, com $p < 0,05$), conforme Dufrene & Legendre, 1997; (Tabela 5). Desta forma, essas espécies podem ser utilizadas para a caracterização das regiões analisadas. A comunidade de mamíferos terrestres de médio-grande porte da região do Pantanal do Rio Negro pode ser caracterizada pelas espécies: queixada (*Tayassu pecari*), cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*), guaxinim ou mão-pelada (*Procyon cancrivorus*), veado-mateiro (*Mazama americana*), jaguatirica (*Leopardus pardalis*), capivara (*Hydrochaeris hydrochaeris*), veado-catingueiro (*Mazama gouazoubira*), quati (*Nasua nasua*), porco-monteiro (*Sus crofa*) e cutia (*Dasyprocta azarae*). A região do Parque Nacional das Emas pode ser caracterizada pelas espécies: lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*), tatu-canastra (*Priodontes maximus*) e raposa do campo (*Pseudalopex vetulus*). O Parque Estadual do Cantão pode ser caracterizado por uma única espécie, o gambá (*Didelphis albiventris*) e por último, a região do Corredor Cerrado Pantanal, registrou valores significativos para as espécies: cateto (*Tayassu tajacu*) e tatu-galinha (*Dasyopus novemcinctus*).

Tabela 5. Valores de análise de espécies indicadoras (considerando os mamíferos terrestres >500g) para quatro regiões do Cerrado e Pantanal: 1) Parque Nacional das Emas; 2) Corredor Cerrado-Pantanal; 3) Parque Estadual do Cantão; 4) Pantanal do Rio Negro. Os valores de *P* indicam a probabilidade de erro tipo I, obtidos através do teste de Monte Carlo. Os valores em negrito indicam as espécies indicadoras para cada região amostrada.

	Abundância				Frequência				Indicador				<i>P</i>
	Relativa				Relativa				INVAL				
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	
Anta	15	29	8	47	56	67	47	6	9	20	4	28	0,203
Ariranha	0	0	0	100	0	0	0	2	0	0	0	2	0,250
Tamanduá-bandeira	28	26	1	45	39	22	5	31	11	6	0	14	0,332
Veado-caatingueiro	2	20	8	70	4	20	26	40	0	4	2	28	0,000
Veado-campeiro	50	0	0	50	19	0	0	4	9	0	0	2	0,157
Tatu-canastra	65	35	0	0	21	7	0	0	14	3	0	0	0,046
Capivara	3	6	2	89	3	7	5	33	0	0	0	30	0,000
Cateto	12	52	6	30	16	33	21	23	2	17	1	7	0,036
Cachorro-do-mato	5	3	0	92	18	16	0	58	1	1	0	54	0,000
Cervo-do-Pantanal	3	40	0	57	1	4	0	10	0	1	0	6	0,100
Coelho	0	14	0	86	0	2	0	2	0	0	0	2	0,315
Cutia	5	26	3	67	6	25	5	29	0	6	0	19	0,013
Furão	100	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0,999
Gambá	5	5	89	0	3	2	16	0	0	0	14	0	0,003
Lobo-guará	57	41	0	2	44	18	0	2	25	8	0	0	0,021
Mão-pelada	5	5	0	90	6	7	0	58	0	0	0	53	0,000
Irara	10	12	0	77	6	15	0	15	1	2	0	11	0,065
Jaratataca	85	15	0	0	8	2	0	0	7	0	0	0	0,115
Lontra	0	0	0	100	0	0	0	2	0	0	0	2	0,237
Veado-mateiro	2	13	4	82	6	22	16	52	0	3	1	43	0,000
Tamanduá-mirim	30	16	16	38	6	2	5	6	2	0	1	2	0,866
Porco-monteiro	0	0	0	100	0	0	0	23	0	0	0	23	0,000
Gato-mourisco	4	20	44	33	1	5	11	4	0	1	5	1	0,185
Paca	19	61	0	20	6	11	0	6	1	7	0	1	0,178
Gato-palheiro	85	15	0	0	8	2	0	0	7	0	0	0	0,074

Onça-parda	19	28	5	48	39	35	21	40	7	10	1	19	0,195
Tatu-peba	14	77	0	9	12	11	0	6	2	8	0	1	0,169
Onça-pintada	37	0	11	52	22	0	21	17	8	0	2	9	0,420
Quati	4	9	3	84	4	7	5	33	0	1	0	28	0,000
Queixada	5	2	0	94	13	7	0	58	1	0	0	55	0,000
Raposa do campo	100	0	0	0	13	0	0	0	13	0	0	0	0,021
Tatu-galinha	10	79	0	11	5	22	0	6	0	17	0	1	0,004
Gato-maracajá	100	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0,999
Jaguatirica	8	27	10	55	14	27	37	58	1	7	4	32	0,001

SIMILARIDADE DA FAUNA DO CERRADO E PANTANAL

A similaridade da fauna do Cerrado e Pantanal foi analisada considerando as quatro regiões amostradas neste estudo e seguindo dois critérios: abundância e riqueza. Para tanto, os registros obtidos através de armadilhas fotográficas foram utilizados para a análise de abundância e uma combinação de métodos diretos e indiretos (rastros, entrevistas e armadilhas fotográficas) foi utilizada para a análise de riqueza.

RIQUEZA – entre as seis combinações de similaridade de riqueza (índice de Horn-R (0)), das quatro regiões amostradas neste estudo, os maiores valores foram obtidos para as faunas do PEC e PRN, seguidos das faunas do CCP e PEC e PRN e PEC. A menor similaridade foi registrada entre o CCP e PNE (Tabela 6).

ABUNDÂNCIA – entre as quatro regiões amostradas neste estudo é possível obter seis combinações de similaridade (Tabela 7). Os resultados (Índice de Horn) indicam maior similaridade de abundâncias entre a fauna do Parque Nacional das Emas e do Corredor Cerrado-Pantanal, seguidos do Parque Nacional das Emas e Parque Estadual do Cantão, e Corredor Cerrado-Pantanal e Pantanal do Rio Negro. Os menores valores de similaridade foram obtidos para as abundâncias entre Pantanal e Parque Estadual do Cantão.

Tabela 6. Matriz de Similaridade de mamíferos de médio-grande porte (>500g) entre quatro regiões amostradas no Cerrado e Pantanal, calculada utilizando o índice de Horn-R (0), com dados de presença-ausência (riqueza). Regiões amostradas: PEC – Parque Estadual do Cantão; CCP – Corredor Cerrado-Pantanal; PNE- Parque Nacional das Emas e; PRN - Pantanal do Rio Negro.

	PNE	CCP	PRN	PEC
PNE	1			
CCP	0,78	1		
PRN	0,86	0,82	1	
PEC	0,79	0,85	0,84	1

Tabela 7. Matriz de Similaridade de abundâncias (taxas fotográficas) de mamíferos >500g, entre as quatro regiões amostradas no Cerrado e Pantanal, calculada utilizando o índice de Horn -R (0). Regiões amostradas: PEC – Parque Estadual do Cantão, CCP – Corredor Cerrado-Pantanal, PNE- Parque Nacional das Emas e PRN - Pantanal do Rio Negro.

	PNE	CCP	PRN	PEC
PNE	1			
CCP	0,86	1		
PRN	0,58	0,78	1	
PEC	0,85	0,72	0,51	1

PARQUE NACIONAL DAS EMAS E ENTORNO

Das 38 espécies de mamíferos >500 g esperadas para o Parque Nacional das Emas (Rodrigues *et al.*, 2002), 29 (76,31%) foram registradas através de armadilhas fotográficas. As ordens mais representativas (em número de espécies) foram: Carnivora (16 espécies), Artiodactyla (5 espécies) e Edentata (5 espécies). As sete maiores abundâncias foram registradas para queixada, anta, cachorro-do-mato, lobo-guará, tamanduá-bandeira, cateto e veado-campeiro (Figura 5).

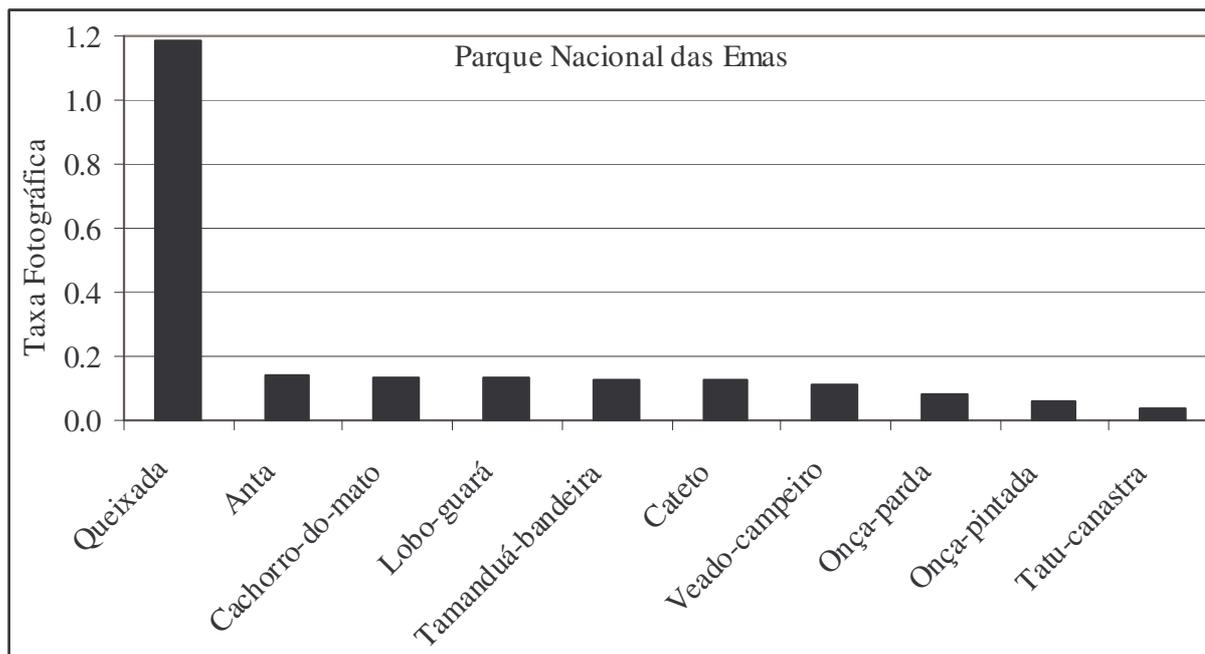


Figura 5. Espécies de mamíferos terrestres mais abundantes no Parque Nacional das Emas, segundo dados provenientes de armadilhas fotográficas.

ABUNDÂNCIA DE MAMÍFEROS DE GRANDE PORTE NO PARQUE NACIONAL DAS EMAS

Ao longo dos dois censos aéreos um total de 146 animais foram contados ($n = 74$, censo de 2001 e $n = 72$, censo de 2002). Cinco das sete espécies-alvo (> 20 kg) puderam ser contadas nas amostragens: veado-campeiro, ema, tamanduá-bandeira, anta e queixada.

Observações destas cinco espécies foram registradas e utilizadas para os seus cálculos de estimativa de densidade (Tabela 8). Para algumas espécies foram obtidas estimativas de abundâncias negativas, provavelmente refletindo problemas com o estimador utilizado.

As estimativas populacionais das espécies limitadas aos 100.000 hectares de ambientes abertos, campo sujo e campo limpo foram: veado-campeiro: 279 e 348, anta: 21 e 37, queixada: 781 e 1.184, tamanduá-bandeira: 38 e 70 e ema: 126 e 138, para os censos de 2001 e 2002, respectivamente.

O veado-campeiro compreendeu 49% de todas as observações, seguido por ema (29%), tamanduá-bandeira (14%), anta (4%) e queixada (3%). Os resultados de um teste t sobre os dois censos distintos mostraram que não há variação estatisticamente significativa nas estimativas populacionais entre os censos de 2001 e 2002 (Tabela 8).

Tabela 8. Estimativas populacionais (\hat{N}), erro padrão e intervalo de confiança a 95% para cinco grande vertebrados dos campos do Parque Nacional das Emas (100.000 ha) de acordo com censos aéreos realizados em outubro de 2001 e junho de 2002. O teste t se refere a comparação entre as médias das estimativas para cada espécie para os anos de 2001 e 2002.

	Censos	\hat{N}	EP	95% Limite de Confiança		t
				Inferior	Superior	
Veado-campeiro						0,79
<i>(Ozotoceros bezoarticus)</i>	2002	279	57,3	82	476	
	2001	348	115,4	110	586	
Tamanduá-bandeira						1,61
<i>(Myrmecophaga tridactyla)</i>	2002	38	27	*	85	
	2001	70	32,5	3	137	
Ema (<i>Rhea americana</i>)	2002	126	49,3	25	228	0,25
	2001	138	45,2	2	277	
Anta (<i>Tapirus terrestris</i>)	2002	21	16,9	*	56	0,66
	2001	37	31,3	*	101	
Queixada (<i>Tayassu pecari</i>)	2002	781	572,8	*	1.961	0,58
	2001	1.189	830,4	*	2.899	

* Estimativa de abundância negativa ao nível de confiança de 95%.

CORREDOR CERRADO -PANTANAL

Na região do Corredor Cerrado-Pantanal, foram acumuladas 46.464 horas de amostragem de armadilhas fotográficas, resultando em 592 registros fotográficos de 21 espécies de mamíferos terrestres >500g. As Ordens mais representativas (número de espécies) foram: Carnívora (7 espécies), Edentata (4 espécies) e Rodentia (3 espécies). As cinco maiores abundâncias foram registradas para cateto, anta, queixada, cutia e jaguatirica (Figura 6).

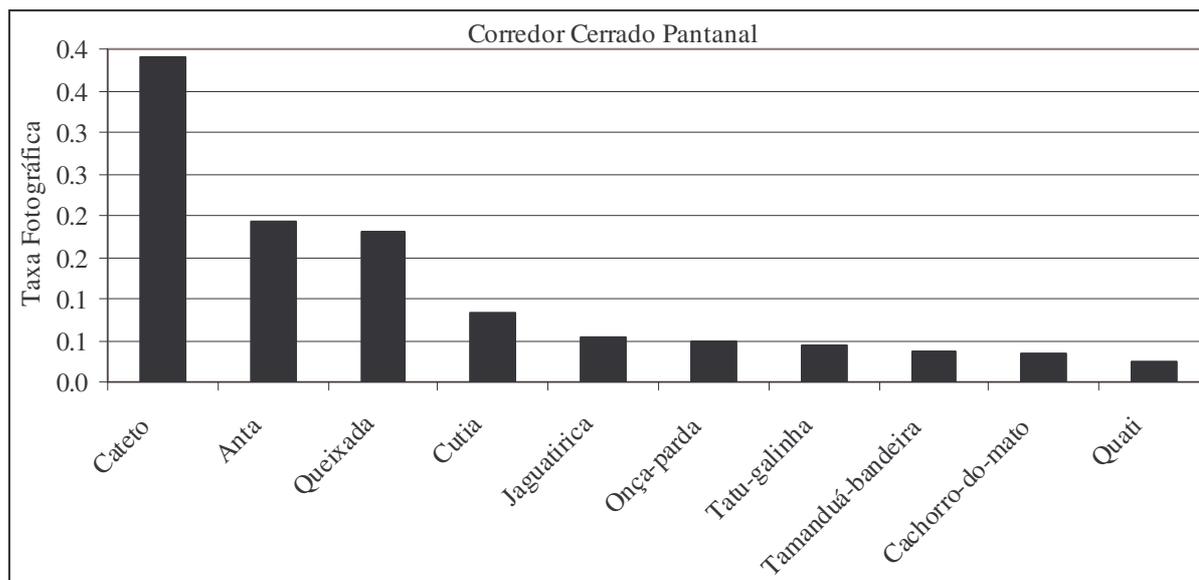


Figura 6. Espécies de mamíferos terrestres mais abundantes no Corredor Cerrado-Pantanal, segundo dados provenientes de armadilhas fotográficas.

PANTANAL DO RIO NEGRO

Na região do Pantanal do Rio Negro, foram acumuladas 38.280 horas de amostragem de armadilhas fotográficas, resultando em 1.528 registros fotográficos de 26 espécies de mamíferos terrestres maiores que 500g. As Ordens mais representativas (número de espécies) foram: Carnívora (10 espécies), Artiodactyla (6 espécies), Edentata (4 espécies). As cinco maiores abundâncias foram registradas para queixada, cachorro do mato, porco monteiro, capivara e guaxinim ou mão pelada (Figura 7). O Pantanal do Rio Negro é, entre as quatro regiões amostradas, a que mais sofre alterações ambientais em decorrência da sazonalidade (regime de inundações) regional. Para testar se as abundâncias de onças-pintadas e onças-pardas e suas principais presas estavam sob efeito desta sazonalidade, suas taxas fotográficas foram analisadas separadamente, nas estações seca (maio a setembro) e chuvosa (outubro-abril). Resultados de um teste *T* indicou que apenas a onça-pintada e o queixada alteraram, significativamente, suas taxas de abundâncias (Tabela 9).

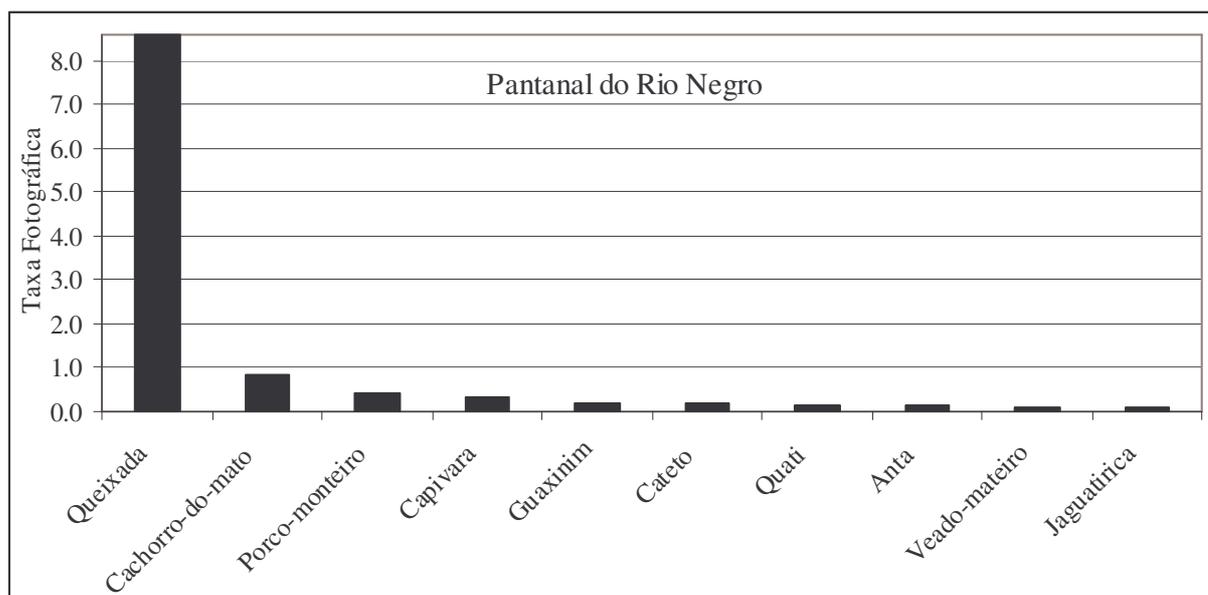


Figura 7. Espécies de mamíferos terrestres mais abundantes no Pantanal, segundo dados provenientes de armadilhas fotográficas.

Tabela 9. Abundância de onça-pintada (*Panthera onca*), onça-parda (*Puma concolor*) e suas principais presas (mamíferos) na região do Pantanal do Rio Negro, nas estações seca e chuvosa. As abundâncias são apresentadas em taxas fotográficas (número de fotografias/número de horas de amostragem). ** = $P < 0,05$.

Espécies	Estação Seca	Estação Chuvosa	Valor de T	p
Onça-pintada	0,012	0,065	2,686	0,008**
Onça-parda	0,030	0,042	0,613	0,541
Anta	0,057	0,04	-1,002	0,318
Paca	0,014	0,002	-0,99	0,324
Cutia	0,037	0,057	0,755	0,452
Capivara	0,058	0,074	0,516	0,607
Cateto	0,022	0,022	0,057	0,954
Porco-monteiro	0,055	0,207	1,841	0,068
Queixada	0,173	0,329	2,425	0,017**
Quati	0,032	0,025	-0,487	0,627
Veado-campeiro	0,003	0,006	0,535	0,593
Cervo do Pantanal	0,019	0,002	-1,389	0,167
Veado-mateiro	0,043	0,073	1,388	0,167

Veado-caatingueiro	0,049	0,022	-1,474	0,143
Tatu-galinha	0,003	0,000	-1,106	0,271
Tamanduá-mirim	0,004	0,000	-1,23	0,221
Tatu-peba	0,004	0,000	-1,191	0,236
Tamanduá-bandeira	0,026	0,023	-0,281	0,779

PARQUE ESTADUAL DO CANTÃO

Na região do Parque Estadual do Cantão, foram acumuladas 19.872 horas de amostragem de armadilhas fotográficas, resultando em 220 registros fotográficos de 14 espécies de mamíferos terrestres maiores que 500g. As Ordens mais representativas (número de espécies) foram: Carnívora (5 espécies), Artiodactyla (3 espécies), Edentata (2 espécies). As cinco maiores abundâncias foram registradas para anta, cateto, gambá (*Didelphis* spp.), onça-parda e jaguatirica (Figura 8).

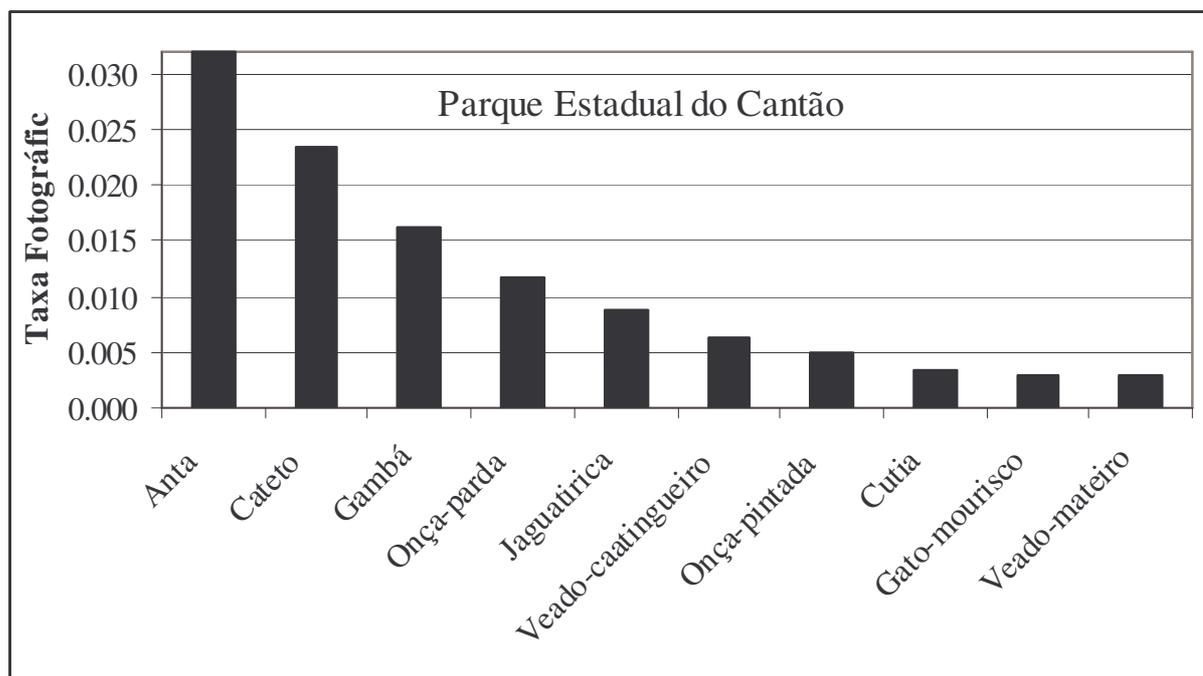


Figura 8. Espécies de mamíferos terrestres mais abundantes no Parque Estadual do Cantão, segundo dados provenientes de armadilhas fotográficas.

DISTRIBUIÇÃO E ABUNDÂNCIA DE ONÇA-PINTADA E ONÇA-PARDA NO CERRADO E PANTANAL.

A distribuição e abundância de onças-pintadas e onças-pardas nas quatro regiões amostradas foram estimadas através de armadilhas fotográficas. Um total de 321 registros fotográficos foram obtidos ($n = 117$ - onça-pintada; $n = 204$ - onça-parda) nas quatro regiões amostradas (Tabela 10). Diferenças significativas foram encontradas entre o número de registros de onças-pintadas e onças-pardas nas quatro áreas ($X^2 = 30,348$; $p < 0,001$), assim como entre o número de registros de cada espécie ao longo das quatro áreas ($Phi = 0,307$; $p < 0,001$).

Tabela 10. Número de registros fotográficos de onça-pintada (*Panthera onca*) e onça-parda (*Puma concolor*) obtidos através de armadilhas fotográficas nas quatro regiões de estudo: Parque Nacional das Emas – GO, Corredor Cerrado-Pantanal - MS/MT, Pantanal – MS, e Parque Estadual do Cantão - TO.

	Parque N. Emas	Corredor Cerrado - Pantanal	Pantanal	Parque Estadual Cantão	Total
Onça-pintada	82	0	26	6	117
Onça-parda	112	55	31	6	204
Total	194	58	57	12	321

As abundâncias (taxas fotográficas) de onças-pintadas nas quatro regiões amostradas variaram significativamente (Kruskal-Wallis; $X^2 = 33,450$; $gl = 4$; $p < 0,001$). O Pantanal do Rio Negro obteve os maiores valores, seguido do Parque Nacional das Emas e Parque Estadual do Cantão. Já as abundâncias de onça-parda não sofreram variação significativa ($X^2 = 4,729$; $gl = 4$; $p < 0,316$).

RELAÇÃO PRESA PREDADOR

Para analisar a relação entre presas e predadores (onças) no Parque Nacional das Emas, Pantanal e Parque Estadual do Cantão, foram calculados os índices de correlação de *Pearson* para as taxas fotográficas de onças-pintadas e onças-pardas e suas potenciais presas (Tabela 11). O maior índice de correlação encontrado foi entre a frequência de onça-parda e abundância de suas presas ($r = 0,568$).

Tabela 11. Matriz de correlação de *Pearson* sobre a abundância de presa, biomassa de presa e frequência de ocorrência de onça-pintada (*Panthera onca*, *P.o.*) e onça-parda (*Panthera concolor*, *P.c.*), baseados em 276 pontos de observação de armadilhas fotográficas, distribuídas no Parque Nacional das Emas – GO, Corredor Cerrado-Pantanal - MS/MT, Pantanal do Rio Negro– MS e Parque Estadual do Cantão – TO.

	Abund. Presa <i>P.o.</i>	Abund. Presa <i>P.c.</i>	Biom. Presa <i>P.o.</i>	Biom. Presa <i>P.c.</i>	Fre <i>P</i>	Fre <i>P.c.</i>
Abund. Presa <i>P.o.</i>	1	-	-	-		
Abund. Presa <i>P.c.</i>	-	1	-	0		
Biomassa presa <i>P.o.</i>	0,902	-	1	-		
Biomassa presa <i>P.c.</i>	-	1	-	1		
Frequência <i>P.o.</i>	0,005	-	0,	-		
Frequência <i>P.c.</i>	-	-	-	-		

Os resultados da análise de correlação de *Pearson* entre as taxas fotográficas de presas de onças, taxas de biomassa (taxa fotográfica x peso médio da espécie) e taxas fotográficas de onças-pintadas e onças-pardas nas 17 áreas estudadas mostraram uma correlação significativa entre abundância de onça-parda e as taxas de abundâncias e taxas de biomassa de suas presas (respectivamente, $r = 0,865$; $r = 0,868$; $p < 0,001$). No entanto, não houve correlação significativa entre as taxas de abundância de onças-pintadas com taxas de abundâncias ou de biomassa de suas presas (Figura 9).

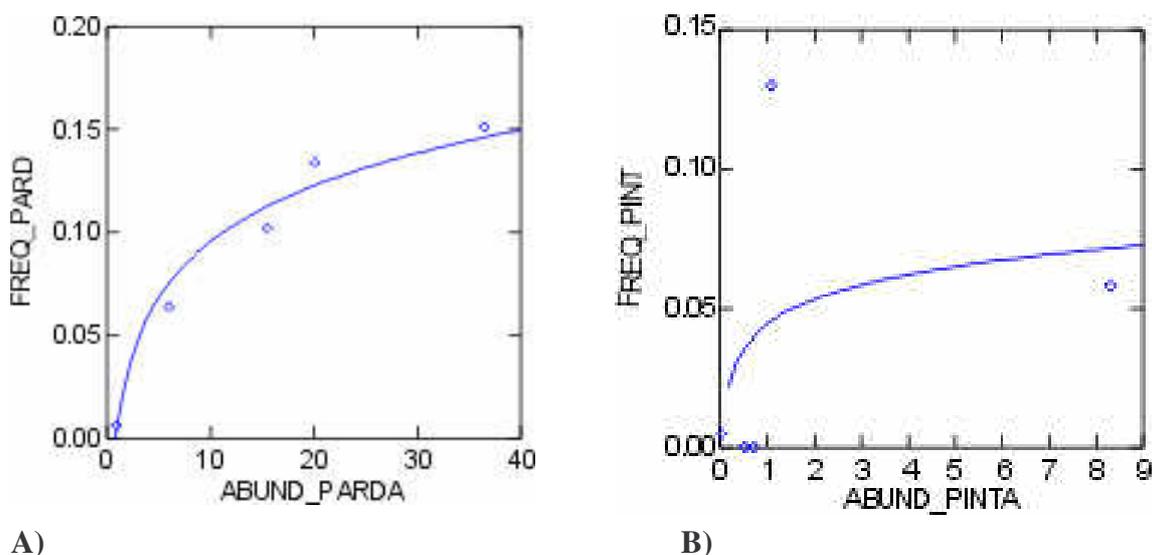


Figura 9. A) Relação entre abundância de presas de onça-parda (*abund_parda*) e frequência de ocorrência da espécie (*freq_pard*) ($r = 0,865$; $p < 0,01$); B) Relação entre abundância de presas de onça-pintada (*abund_pinta*) e frequência de ocorrência da espécie (*freq_pint*) (não significativo ao nível de 0,5%).

PADRÃO DE ATIVIDADE: PRESA VERSUS PREDADOR

Distância *Manhattan* (diferença média entre as frequências nos diferentes períodos) entre os perfis de atividade das presas e não-presas em relação ao perfil de atividade de onça-pintada e onça-parda foram analisados (Tabela 12). Os resultados indicaram que a média da distância de espécies-presas de onça-pintada não diferiram significativamente das espécies não-presas (Teste T = 0,69; $p > 0,49$; $gl = 26$), onde a média da distância média de presa foi de 17,44, enquanto que a média para quando não é presa foi de 20,44. No entanto para a onça-parda a média da distância de espécies presas diferiram significativamente das espécies não-presas (Teste T = - 2,16; $p < 0,04$; $gl = 26$), onde a distância média para presas foi de 21,7, enquanto que a média para as espécies não-presa foi de 13,7.

Tabela 12. Padrão de atividade de mamíferos terrestres >500g obtidos através de 3.175 registros de armadilhas fotográficas na região do Cerrado e Pantanal, entre fevereiro de 2002 e março de 2004. Os períodos correspondem a: Manhã = 05:00 a 11:59, Tarde = 12:00 a 17:30, Crepúsculo = 17:31 a 19:00, e Noite = 19:01 a 04:59. O coeficiente *Phi* expressa a correlação entre os diferentes períodos e os habitats: mata, cerrado e campo (testando se as frequências de atividade mudam em função das regiões: 1- Parque Nacional das Emas; 2 – Corredor Cerrado-Pantanal; 4 – Parque Estadual do Cantão; 5 - Pantanal) (O teste desse coeficiente segue também uma distribuição de X^2).

Ordem	Família	Nome Popular	Nome científico	Manhã	Tarde	Crepúsculo	Noite	X2	<i>Phi</i>
Artiodactyla	Cervidae	Cervo-do-pantanal	<i>Blastocerus dichotomus</i>	6	5	0	6	0,117	0,272
Artiodactyla	Cervidae	Veado-catingueiro	<i>Mazama gouazoupira</i>	34	18	7	26	18,764**	0,313
Artiodactyla	Cervidae	Veado-campeiro	<i>Ozotoceros bezoarticus</i>	31	29	6	3	38,072**	0,128
Artiodactyla	Cervidae	Veado-mateiro	<i>Mazama americana</i>	32	18	4	30	28,809**	0,321
Artiodactyla	Suidae	Porco-monteiro	<i>Sus crofa</i>	17	14	4	28	18,587**	0,467**
Artiodactyla	Tayassuidae	Cateto	<i>Tayassu tajacu</i>	46	37	6	39	29,562**	0,271
Artiodactyla	Tayassuidae	Queixada	<i>Tayassu pecari</i>	86	66	16	79	48,530**	0,309**
Carnivora	Canidae	Cachorro-do-mato	<i>Cerdocyon thous</i>	84	32	22	210	257,333**	0,198*
Carnivora	Canidae	Lobo-guará	<i>Chrysocyon brachyurus</i>	28	9	5	150	295,291**	0,239*
Carnivora	Canidae	Raposa-do-campo	<i>Dusicyon vetulus</i>	5	0	0	38	25,325**	
Carnivora	Felidae	Gato-mourisco	<i>Herpailurus yagouaroundi</i>	4	5	1	0	2,600	0,858
Carnivora	Felidae	Gato-palheiro	<i>Oncifelis colocolo</i>	3	7	5	4	1,842	0,514
Carnivora	Felidae	Jaguatirica	<i>Leopardus pardalis</i>	17	7	10	108	198,901**	0,288
Carnivora	Felidae	Onça-parda	<i>Puma concolor</i>	38	27	10	129	166,862**	0,359**

Carnivora	Felidae	Onça-pintada	<i>Panthera onca</i>	16	11	12	78	108,811**	0,447**
Carnivora	Mustelidae	Irara	<i>Eira barbara</i>	14	19	0	3	11,166**	0,343
Carnivora	Mustelidae	Jaratataca	<i>Conepatus semistriatus</i>	5	1	1	12	17,000**	0,525
Carnivora	Procyonidae	Guaxinim	<i>Procyon cancrivorus</i>	21	0	4	118	158,699	0,149
Carnivora	Procyonidae	Quati	<i>Nasua nasua</i>	16	14	3	4	14,567**	0,489
Marsupialia	Didelphidae	Gambá	<i>Didelphis albiventris</i>	0	1	1	15	23,058**	0,269
Perissodactyla	Tapiridae	Anta	<i>Tapirus terrestris</i>	63	14	18	372	756,7**	0,202*
Rheiforme	Rheidae	Ema	<i>Rhea americana</i>	1	61	92	0	83,389	0,115
Rodentia	Agoutidae	Paca	<i>Agouti paca</i>	2	0	1	33	55,166**	0,193
Rodentia	Dasyproctidae	Cutia	<i>Dasyprocta azarae</i>	52	15	6	3	80,526**	0,405
Rodentia	Hydrochaeridae	Capivara	<i>Hydrochaeris hydrochaeris</i>	17	17	6	23	9,571*	0,332
Xenarthra	Dasypodidae	Tatu-canastra	<i>Priodontes maximus</i>	8	0	1	44	60,264**	1,161
Xenarthra	Dasypodidae	Tatu-galinha	<i>Dasypus novemcinctus</i>	17	2	0	0	11,842**	0,695**
Xenarthra	Dasypodidae	Tatu-peba	<i>Euphractus sexcinctus</i>	17	13	0	7	4,108	0,520*
Xenarthra	Myrmecophagidae	Tamanduá-bandeira	<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	22	44	23	147	137,296**	0,342**
Xenarthra	Myrmecophagidae	Tamanduá-mirim	<i>Tamandua tetradactyla</i>	4	2	0	8	4,000	0,599

* - $P < 0.05$; ** - $P < 0.01$; X^2 – qui-quadrado comparando as frequências nos diferentes períodos de atividade.

DISCUSSÃO

COMPOSIÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA FAUNA DO CERRADO E PANTANAL

O Domínio do Cerrado (incluindo o Pantanal) cobre uma extensão superior a 2 milhões de km² (Ab'Saber, 1983), fazendo fronteira com pelo menos outros três biomas: Caatinga, Mata Atlântica e Amazônia. Essa vastidão de área e influência do contato de outros ecossistemas propiciam que a comunidade faunística do Cerrado sofra variações na sua composição e abundância de espécies ao longo de sua distribuição geográfica. Por exemplo, no extremo noroeste do Cerrado, no Parque Estadual do Cantão, ocorrem espécies amazônicas como a preguiça (*Bradypus torquatus*), cuxiú (*Chiropotes satanas*) e tatu-de-quinze-quilos (*Dasybus kappleri*), numa mesma área onde é encontrado o lobo-guará. Já na sua região sudeste, no Parque Nacional da Serra da Canastra, ocorrem espécies de Mata Atlântica como o macaco sauí (*Callicebus personatus*) (R. C. Paula, comunicação pessoal).

Pelos menos 194 espécies de mamíferos ocorrem no Cerrado e Pantanal, sendo que destas, 132 são de mamíferos de pequeno porte (morcegos e roedores; Marinho-Filho *et al.*, 2002). Aproximadamente 53 espécies atingem biomassas superiores a 500g (Fonseca *et al.*, 1996; Marinho-Filho *et al.*, 2002). Neste estudo, 43 (73%) dessas 53 espécies > 500g foram registradas e mais quatro espécies de ocorrência Amazônica foram observadas (Tabela 2). Entre as quatro regiões amostradas a comunidade de mamíferos do Parque Estadual do Cantão é a que mais sofre influência Amazônica. Pelo menos dois primatas, um procionídeo (jupará - *Potus flavus*), um tatu e duas espécies de botos, (boto-cor-de-rosa - *Inia geoffrensis*, e o boto-cinza - *Sotalia fluviatilis*), ocorrem na região.

A maioria das espécies de mamíferos do Cerrado possui ampla distribuição no bioma; no entanto, suas abundâncias são geralmente baixas (Marinho-Filho *et al.*, 2002). Índices de abundâncias de espécies são medidas importantes para caracterizar a fauna de uma região. Por exemplo, Marinho-Filho *et al.* (2002) amostraram os mamíferos de pequeno porte (roedores e marsupiais) de 11 áreas distribuídas pelo bioma Cerrado e verificaram que, ainda que estas áreas tivessem composições de espécies semelhantes, existiu grande variação nas abundâncias das espécies entre as áreas. Uma análise de abundância relativa de espécies de uma determinada área pode indicar quais animais estão sendo mais favorecidos, cabendo em seguida a interpretação do motivo: a disponibilidade de habitats, recursos alimentares ou outros fatores biológicos.

Entre as quatro regiões amostradas o Parque Estadual do Cantão é a única localizada em ecótono, possuindo a maior continuidade de habitats florestais, favorecendo a presença de

espécies de ambientes fechados e de espécies arborícolas. Através de amostragens com armadilhas fotográficas as cinco espécies de mamíferos terrestres com os maiores valores de abundância neste Parque foram para a anta, cateto, gambá, onça-parda e jaguatirica. Essas espécies são tipicamente de matas ou borda de mata. Dados complementares apontam pelo menos mais sete espécies, sendo quatro arborícolas (dois primatas, um procionídeo, uma preguiça), uma terrestre (um tatu) e duas aquáticas (duas espécies de botos) como de ocorrência exclusiva para esta região, cujas abundâncias não puderam ser medidas através de armadilhas fotográficas.

O Parque Nacional das Emas, por sua vez, é um ambiente que favorece as espécies de habitats abertos como o campo sujo, campo limpo, veredas e várzeas. As espécies mais abundantes, detectadas através de armadilhas fotográficas foram: queixada, anta, cachorro-do-mato, lobo-guará e tamanduá-bandeira. As espécies de grande porte mais abundantes, alvos dos censos aéreos, queixadas, veados-campeiros, tamanduás-bandeira e antas, também obtiveram as maiores taxas fotográficas. Já a região do Corredor Cerrado-Pantanal, a única região caracterizada pelo uso antrópico da paisagem, obteve as maiores abundâncias para as espécies: cateto, anta, queixada, cutia e jaguatirica. Essas espécies são típicas de habitats fechados como o cerradão, mata de galeria e borda de matas (Marinho-Filho *et al.*, 2002). Por fim, o Pantanal, a área mais heterogênea quanto a habitats, apresentou as maiores abundâncias para o queixada, cachorro do mato, porco monteiro, capivara e guaxinim ou mão pelada. Essas espécies são típicas de matas, o habitat mais comum nas áreas amostradas no Pantanal. No entanto, como a planície pantaneira sofre influência de pelo menos 11 fisiografias distintas (Silva *et al.*, 1998), é esperado que as riquezas e abundâncias da fauna variem bastante, conforme a localização das amostragens.

ESPÉCIES INDICADORAS POR REGIÃO

A análise de espécies indicadoras resultou em 16 valores de INVAL significativos. Desta forma, as quatro regiões puderam ser caracterizadas por um número que variou desde uma até 10 espécies. Assim, por esta análise, a comunidade de mamíferos terrestres de médio-grande porte da região do Pantanal do Rio Negro, pode ser caracterizada pelas espécies: queixada, cachorro-do-mato, mão-pelada, veado-mateiro, jaguatirica, capivara, veado-catingueiro, quati, porco-monteiro e cutia. O PNE pode ser caracterizado pelas espécies: lobo-guará, tatu-canastra e raposa-do-campo. O Parque Estadual do Cantão pode ser caracterizado por uma única espécie, o gambá e por último, a região do Corredor Cerrado Pantanal,

registrou valores significativos para as espécies: cateto e tatu-galinha. Considerando as características físicas dos ambientes das quatro regiões amostradas, os resultados do INVAL correspondem ao esperado. Todas as espécies classificadas como indicadoras também obtiveram as maiores abundâncias (taxas fotográficas) nas regiões amostradas. Isso também indica que o INVAL representa uma análise adequada para esse tipo de dados.

SIMILARIDADE DA FAUNA DO CERRADO E PANTANAL

Quando observado quanto ao aspecto de riqueza, a comunidade de mamíferos do Parque Nacional das Emas e Pantanal do Rio Negro são as mais similares e as do Corredor Cerrado-Pantanal e Parque Nacional das Emas as mais distintas. No entanto, os valores do índice de similaridade de Horn, entre as quatro áreas, foram muito próximos, variando de 0,78 a 0,86. Já quanto a similaridade de abundâncias, as discrepâncias são acentuadas, com um destaque para o Pantanal, região com os maiores valores de taxas fotográficas para as espécies. Desta forma, o maior valor de similaridade de abundância foi registrado entre a fauna do Parque Nacional das Emas e do Corredor Cerrado-Pantanal e o menor valor para as abundâncias entre Pantanal e Parque Estadual do Cantão. A heterogeneidade de habitats e alta produtividade do Pantanal podem ser importantes aspectos ambientais a favorecer altos valores de abundâncias.

DISTRIBUIÇÃO E ABUNDÂNCIA DE ONÇA-PINTADA E ONÇA-PARDA NO CERRADO E PANTANAL

Diferenças significativas foram encontradas nas frequências de ocorrências entre onças-pintadas e onças-pardas nas quatro regiões amostradas. A ocorrência de onças-pintadas foram observadas em todas as áreas exceto na região do Corredor Cerrado-Pantanal. Essa região, apesar de extensa, tem seus habitats naturais extremamente fragmentados em decorrência das atividades agropecuárias. Considerando que a onça-pintada é uma espécie sensível a estresses ambientais (movimentação humana, ruídos, etc.) (Hoogesteijn & Mondolfi, 1992) e a baixas abundância de suas presas, sua ocorrência na maior parte dessa região não era esperada. Por exemplo, ao longo de toda a sua extensão, os habitats naturais remanescentes às margens do Rio Taquari, nas proximidades da Vila Buriti e após a cidade de Coxim, poderiam suportar onças-pintadas. No entanto, a atual baixa densidade de presas naturais da espécie é a mais provável razão de sua ausência nestas áreas. Em contraste com as

exigências ambientais da onça-pintada, a onça-parda, aparentemente, não é tão sensível a alteração de habitat, o que explicaria sua ampla distribuição nas quatro regiões amostradas. Onças-pardas se alimentam de um espectro maior de espécies presas o que pode permiti-la explorar melhor as áreas alteradas. Também, como verificado neste estudo (Capítulo I) a espécie é bem adaptada a habitats abertos como campo sujo e pastagens exóticas, o que permite sua maior distribuição na paisagem.

Apesar de ter sido registrada em três das quatro regiões amostradas (Parque Nacional das Emas, Pantanal do Rio Negro e Parque Estadual do Cantão) a onça-pintada se apresentou em abundâncias significativamente distintas. O Parque Nacional das Emas registrou a maior abundância da espécie, o que, provavelmente pode ser explicado pelo virtual isolamento geográfico do Parque de outras áreas naturais, propiciando um adensamento maior do que o esperado nesse tipo de ambiente. A segunda maior abundância detectada para a espécie foi obtida para a região do Pantanal do rio Negro. Apesar de ter sido a região com as maiores taxas de abundâncias de espécies presas, favorecendo maior densidade de onças-pintadas, a região amostrada no Pantanal está sob efeito de inundações sazonais que alteram a distribuição das espécies. Isso poderia explicar flutuações sazonais na abundância da espécie refletindo uma média anual baixa. O Parque Estadual do Cantão tem ambientes propícios para a espécie. No entanto, também como no Pantanal, a maior parte destes ambientes está disponível sazonalmente. Por exemplo, durante o período chuvoso (novembro-fevereiro) o Rio Araguaia e Rio dos Côcos, chegam a inundar 80% da área do Parque. As onças dessa área se deslocam para as áreas adjacentes, recolonizando o Parque novamente na baixa das águas. Essa movimentação também é seguida por suas presas. Desta forma, o Parque do Cantão pode atingir picos de abundância em alguns períodos do ano, mas que não se mantêm, em decorrência do regime das inundações. Onças-pardas, por sua vez, não tiveram variações significativas de suas taxas de abundância. Esse resultado pode estar refletindo a alta mobilidade e tolerância da espécie a ambientes que sofram alterações tanto naturais quanto as induzidas pelo ser humano.

RELAÇÃO PRESA PREDADOR

Ainda que a abundância de onça-parda possa ser explicada pela abundância e biomassa de suas presas ($r = 0.865$; $r = 0.868$; $p < 0.001$), essa relação não foi detectada (ao nível de 5%) para a onça-pintada nas 17 sub-regiões analisadas. O espectro de presas de onças-pardas (ema, veado-campeiro e duas espécies de tatus) tem peso médio (média

geométrica) de 17,41 kg, ao passo que o peso médio (média geométrica) das presas de onças-pintadas é de 147,46 kg (ver Capítulo I). A maior versatilidade para se alimentar de pequenas presas e de utilizar maior variedade de habitats permite que a onça-parda possua maior distribuição geográfica. No entanto, a relação predador e abundâncias/biomassas de suas presas não se manteve linear, sugerindo que outros efeitos, como aspectos sociais inter-específicos do predador podem afetar o aumento contínuo de sua densidade.

PADRÃO DE ATIVIDADE DE PRESA VERSUS PREDADOR

Geralmente, os padrões de atividade de predadores estão relacionados com os padrões de atividade (movimento) de suas principais presas (ex. leão - Stander & Albon, 1993; tigre Seidensticker & McDougal, 1993; onça-pintada – Crawshaw & Quigley, 1991). Essa relação foi encontrada para onça-parda, ao longo das quatro regiões amostradas, mas não para onças-pintadas. Porém, ao contrário do encontrado para a onça-parda, a distribuição da onça-pintada é mais restrita e os seus valores de abundâncias menores, de forma que é possível que a falta de relação significativa (ao nível de 5%) seja mais uma efeito de baixas amostragens ou raridade da espécie.

No Cerrado e Pantanal onças-pintadas e onças-pardas apresentam distribuições e abundâncias distintas. Essas variações devem refletir as diferenças em biomassa (onças-pintadas têm praticamente o dobro do peso de onças-pardas) e em exigências ecológicas (habitats e dieta distintas). Robinson e Redford (1986), concluem que as densidades de mamíferos neotropicais, em ambiente de floresta, estão relacionadas com suas biomassas e dietas, sendo que, biomassa sozinha explicaria metade da variação de densidade. Seus resultados indicaram que,“ *de uma forma geral, espécies de maior biomassa ocorrem em menor densidades do que espécies com biomassas menores e espécies com dietas restritas, ocupando níveis tróficos mais altos, estão presentes em menor densidades do que aquelas generalistas quanto aos hábitos alimentares.*” O presente estudo corrobora essa generalização, pois as abundâncias de onças-pintadas (maior porte e mais especialista quanto a dieta do que a onça-parda) foram menores do que as de onças-pardas em todas as quatro regiões amostradas.

Os resultados deste estudo demonstram que a onça-pintada é mais sensível à alteração de seu ambiente natural e depende de espécies de presas de maior porte. Essas espécies-presas, por sua vez, são exatamente aquelas de maior valor cinegético e que, por razões da caça predatória ou de subsistência, são geralmente encontradas em baixas densidades onde

existe a presença humana. Esse talvez seja um dos maiores problemas interferindo na conservação desse predador já que apenas a preservação do seu habitat natural (cobertura vegetal) não garante os recursos alimentares naturais suficientes para manter a espécie (Redford, 1992; Jorgenson & Redford, 1983). Por outro lado, onças-pardas possuem características de uma espécie mais generalista, com uma grande plasticidade comportamental e ecológica que a permite consumir as presas mais abundantes em cada situação e a habitar os ambientes com maior disponibilidade. Essas diferenças ecológicas sugerem estratégias de conservação diferenciadas para as duas espécies. Planos de manejo e conservação para esses predadores devem contemplar escalas regionais avaliando a representatividade dos habitats e a distribuição e abundância de suas respectivas presas. Caso contrário, é possível que se proteja vastas áreas onde apenas uma das espécies esteja sendo favorecida.

CONCLUSÕES

- 43 espécies de mamíferos com biomassa superior a 500g foram registradas no Cerrado e Pantanal;
- 16 espécies obtiveram valores significativos para a análise de espécie indicadora (INVAL): 1) Pantanal do Rio Negro – queixada, cachorro-do-mato, mão-pelada, veado-mateiro, jaguatirica, capivara, veado-catingueiro, quati, porco-monteiro e cutia; 2) Parque Nacional das Emas - lobo-guará, tatu-canastra, raposa-do-campo; 3) Parque Estadual do Cantão - gambá (*Didelphis albiventris*) e; 4) Corredor Cerrado Pantanal: cateto e tatu-galinha;
- A riqueza de espécies do Parque Nacional das Emas e Pantanal do Rio Negro são as mais similares e as do Corredor Cerrado-Pantanal e Parque Nacional das Emas as mais distintas.
- A maior similaridade de abundância de espécies foi registrado entre a fauna do Parque Nacional das Emas e do Corredor Cerrado-Pantanal e o menor valor para as abundâncias entre Pantanal e Parque Estadual do Cantão.
- Entre as quatro regiões amostradas o Parque do Cantão é a única localizada em ecótono e é também a que possui a maior continuidade de florestas, favorecendo a presença de espécies de habitats fechados e de espécies arborícolas.
- As espécies mais abundantes no Parque Estadual do Cantão, foram: anta, cateto, gambá, onça-parda e jaguatirica;
- O Parque Nacional das Emas, por sua vez, é um ambiente que favorece as espécies de áreas abertas como o campo sujo, campo limpo, veredas e várzeas. As espécies mais abundantes foram: queixada, anta, cachorro-do-mato, lobo-guará e tamanduá-bandeira, cateto e veado-campeiro;
- A abundâncias das espécies de grande porte, alvos dos censos aéreos, também foram as mais abundantes detectadas através de armadilhas fotográficas.
- A região do Corredor Cerrado-Pantanal, a única caracterizada pelo uso antrópico da paisagem, obteve as maiores abundâncias para as espécies: cateto, anta, queixada, cutia e jaguatirica;
- O Pantanal, a área mais heterogênea quanto a habitats, apresentou as maiores abundâncias para o queixada, cachorro do mato, porco monteiro, capivara e guaxinim ou mão pelada;

- Onças-pintadas e onças-pardas tiveram distribuições e abundâncias significativamente diferentes entre as quatro regiões;
- Entre as espécies, a abundância da onça-pintada variou entre as áreas, ao passo que para a onça-parda se mantiveram;
- A frequência de onça-parda está significativamente correlacionada com a abundância de suas presas ao longo das regiões amostradas;
- Não houve correlação significativa entre as taxas de abundância de onças-pintadas com taxas de abundâncias ou de biomassa de suas presas;
- Ao contrário do encontrado para onças-pardas, a média da distância *Manhattan* (diferença nos padrões de atividade) de espécies-presas de onça-pintada não diferiram significativamente das de espécies não-presas.

LITERATURA CITADA

- Ab'Saber, A. N. 1983. O domínio dos cerrados: Introdução ao conhecimento. Revista do Serviço Público. Brasília 111: 41-55.
- Aranda, M. 1994. Importancia de los pecaries (*Tayassu* spp.) en la alimentación del jaguar (*Panthera onca*). Acta Zool. Mex. (n.s.) 62:11-22.
- Begon, M., J. L.; Harper, C. R. e Townsend. 1996. Ecology: individuals, populations and communities. Blackwell Science, 3rd edition, pp.1068.
- Berger, J. e Wehausen, J. D. 1991. Consequences of a mammalian predator-prey disequilibrium in the Great Basin Desert. Conservation Biology, 5(2):244-248.
- Breitenmoser, U., Slough, B. G. e Breitenmoser, C. 1993. Predators of cyclic prey: is the Canada lynx victim or profiteer of the snowshoe hare cycle? Oikos, 66(3):551-554.
- Brillhart, D. E. e Kaufman, D. W. Spatial and seasonal variation in prey use by coyotes in north-central Kansas. The Southwestern Naturalist, 40(2):160-166.
- Caughley, G. e Grice, D. 1982. A correction factor for counting emus from the air, and its application to counts in western Australia. Australian Wildlife Research 9:253-259.
- Caughley, G. 1979. Sampling techniques for aerial censuses In : Aerial surveys of fauna populations. Pp15-23. Australian National Parks and wildlife service, Canberra.
- Crawshaw Jr., P. G. e Quigley, H. B. 1991. Jaguar spacing, activity and habitat use in a seasonally flooded environment in Brazil. J. Zool. (Lond.) 223:357-370.
- Dufrêne, M. e Legendre, P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, Washington, DC, v.67, no.3, p.345-366, Aug. 1997.
- Fonseca, G. A. B.; Herrmann, G. ; Leite, Y. L. R.; Mittermeier, R. A.; Rylands, A. B. e Patton, J. L. 1996. Lista anotada dos mamíferos do Brasil. Occasional Papers in Conservation Biology. 4:1-38.
- Greene, H. W. 1988. Species richness in tropical predators *Em: Tropical Rainforests*, 259-280pp, California Academy of Sciences.
- Grigione, M.M.; Burman, P., Bleich, V.C. e Pierce, B. M. 1999. Identifying Individual Mountain Lions *Felis concolor* by Their Tracks: Refinement of an Innovative Technique. Biological Conservation, 88:25-32.
- Hoogesteijn, R. e Mondolfi, E. 1992. El jaguar, tigre Americano. Ediciones Armitano, Caracas.

- Jackson, R. e Ahlborn, G. 1988. A radio-telemetry of the snow leopard (*Panthera uncia*) in west Nepal. Tigerpaper XV(2):1-14.
- Jorgenson, J. P. e Redford, K. H. 1983. Humans and big cats as predators in the neotropics. Symposium of the Zoological Society of London, 65:367-3990.
- Karanth, K. U. e Nichols, J. D. 2000. Ecological status and conservation of tigers in India. Final technical report to the US Fish and Wildlife Service (Division of International Conservation), Washington, DC, and Wildlife Conservation Society, New York. Centre for Wildlife Studies, Bangalore, India.
- Karanth, K.U. 1995. Estimating Tiger *Panthera tigris* Populations from Camera-trap Data Using Capture-recapture Models. Biological Conservation, 71:333-338.
- Krebs, C.J. 1999. Ecological Methodology. Harper & Row, publishers, New york. 654pp.
- Kucera, T. E. e Barrett, R. H. 1993. The trailmaster camera systems for detecting wildlife. Wildlife Society Bulletin, 21:505-508.
- Logan, K. A e Sweanor, L. L. 2001. Desert puma. Evolutionary ecology and conservation os an endruing carnivore. Island Press.
- Magnusson, W. E., Caughley, G. J. e Grigg, G. C. 1978. A double-survey estimate of population size from incomplete counts. J. Wild. Manage., 42:174-6.
- Marinho-Filho, J. S.; Rodrigues, F.H.G. e Juarez, K.M. 2002. The Cerrado Mammals: diversity, ecology and natural history. 266-284 In: Oliveira, P.S. & R.J. Marquis (eds.) The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna. Columbia University Press.
- Matson, P. A. e Hunter, M. D. 1992. The relative contributions of top-down and bottom-up forces in population and community ecology. Ecology, 73:723.
- McCune, B. e Mefford, M. J. 1997. Multivariate analysis of ecological data, version 3.15. Oregon, USA: M.J.M Software Design.
- Miller, B. e Rabinowitz, A. 2002. Por que conservar al jaguar? Medellin, R. A., C. Chetkiewicz, A. Rabinowitz, K. H. Redford, J. G. Robinson, E. Sanderson, and A. Taber. (eds.). Jaguars in the new millennium. A status assessment, priority detection, and recommendations for the conservation of jaguars in the Americas. Mexico D. F., UNAM/WCS.
- Mourão, G. M.; Coutinho, M.; Mauro, R.; Campos, Z.; Romãs, W. e Magnusson, W. 2000. Aerial surveys of caiman, marsh deer and pampas deer in the Pantanal wetland of Brazil. Biological Conservation, 92:175-183.

- Mourão, G.M. e Campos, Z., 1995. Survey of broad-snouted caiman *Caiman latirostris*, marsh deer *Blastocerus dichotomus* and capybara *Hydrochaeris hydrochaeris* in the area to be inundated by Porto Primavera dam, Brazil. *Biological Conservation* 73: 27-31.
- Ottichilo, W. K. e Khaemba, W. M. 2001. Validation of observer and aircraft calibration for aerial surveys of animals. *East African Wild Life Society, African Journal of Ecology*, 39:45-50.
- Quang, P. X e Becker, E. F. 1997. Combining line transect and double count sampling techniques for aerial surveys. *Journal of Agricultural Biological and Environmental Statistics*, 2(2):1-14.
- Rappole, J. J.; Lopez, D. N.; Tewes, M. e Everett, D. 1985. Remote trip cameras as a means for surveying for nocturnal felids. Pp. 45-49. *In*:R. P. Brooks (ed.), *Nocturnal Mammals: Techniques for Study*, School of Forest Resources, Pennsylvania State University, University Park, Pennsylvania.
- Redford, K. H. 1992. The empty forest. *Bioscience* 42(6):412-423.
- Robinson, J. G. e Redford, K. H. 1986. Body size, diet, and population density of neotropical mammals. *The American Naturalist*, 128(5):665-680.
- Rodrigues, F. H. G.; Silveira, L.; Jácomo, A. T. A; Carmignotto, A. P.; Bezerra, A. M. R.; Coelho, D. C.; Garbognini, H.; Pagnozzi, J. e Hass, A. 2002. Composição e caracterização da fauna de mamíferos do parque nacional das emas, Goiás, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*.
- Schaller, G. B. e Crawshaw Jr., P. G. 1980. Movement Patterns of Jaguar. *Biotropica*; 12(3):161-168.
- Seber, G. A. F. 1982. *The Estimation of Animal Abundance and Related Parameters*. Charles Griffin and Company Ltd., Londres.
- Seidensticker, J. e McDougal, C. 1993. Tiger predatory behaviour, ecology and conservation. *Symposium of the Zoological Society of London*, (65):105-125.
- Seydack, A. H. W. 1984. Application of a photorecording device in the census of larger rain-forest mammals. *South African Journal of Wildlife Research* 14:10-14.
- Silva, J. S.V.; Abdon, M. M.; Boock, A. e Silva, M. P. 1998. Fitofisionomias dominantes em parte das sub-regiões do Nabileque e Miranda, sul do Pantanal. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v. 33, p. 1713-1719, out. Número Especial.

- Silveira, L.; Jácomo, A. T. A. e Diniz-Filho, J. A. F. 2003. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation*, 114:351-355.
- Smallwood, K. S. e Fitzhugh, E. L. 1995. A track count for estimating mountain lion *Felis concolor californica* population trend. *Biological Conservation*, 65:51-59.
- Smirnov, E. N. e Miquelle, D. G. 1998. Population dynamics of the amur tiger in Sikhotealin Zapovednik, Russia *In: Riding the tiger* (Seidensticker, J, S. Christie & P Jackson), Cambridge University Press.
- Stander, P. E. e Albon, S. D. 1993. Hunting success of lions in a semi-arid environment. *Symposium of the Zoological Society of London*, (65):127-143.
- Talbot, L. M. e Stewart, D. R. M. 1964. First wildlife census of the entire Serengeti-Mara region, East Africa. *Journal of Wildlife Management*, 28(4):815-827.
- Terborgh, J.; Estes, J. A.; Paquet, P.; Ralls, K.; Boyd-Herger, D.; Miller, B. J. e Noss, R. F. 1999. The role of top carnivores in regulating terrestrial ecosystems *Em: Continental Conservation-scientific foundations of regional reserve networks* (M. E. Soulé & J. Terborgh, editors), Island Press, 227 pp.
- Thompson, I. D. e Colgan, P. W. 1990. Prey choice by marten during a decline in prey abundance. *Oecologia*, 83:443-451.
- White, G. e Garrot, R. 1991. Análisis of wildlife radiolocation data. Academic Press, New York, 383pp.

CAPÍTULO III

ONÇAS E FAZENDAS DE GADO: A COEXISTÊNCIA É POSSÍVEL?

INTRODUÇÃO

Em qualquer lugar do mundo, onde grandes predadores ocorrem próximos a áreas de produção animal existem conflitos, e praticamente sempre a retaliação aos prejuízos causados pela predação vem na forma de sua eliminação. Esta é uma prática que quase nunca segue critérios científicos de controle e pode levar à erradicação ou mesmo à extinção de populações de predadores. Por exemplo, o leão (*Panthera leo*), a hiena pintada (*Crocuta crocuta*), o tigre (*Panthera tigris*), o cachorro-selvagem africano (*Lycaon pictus*), a onça-parda da Florida (*Puma concolor coryi*) e o lobo americano (*Canis lupus*) foram quase extintos ou tiveram reduções drásticas de suas áreas de ocorrência históricas, estando hoje confinados a reservas ou a áreas protegidas (Fergus, 1991; Seidensticker *et al.*, 1999; Smith *et al.*, 1999; Rasmussen, 1999; Mizutami, 1999).

Em muitos países, programas de controle de animais considerados “problemas” são executados por órgãos ambientais oficiais na tentativa de minimizar ou eliminar a predação. No entanto, entender a dinâmica da predação, bem como aplicar e medir a eficiência dos programas de manejo, ainda são desafios difíceis de serem alcançados (Presnall, 1948; Veeramani *et al.*, 1961; Cozza *et al.*, 1996; Allen & Sparkes, 2001).

O impacto da predação de onças-pintadas e onças-pardas sobre rebanhos domésticos vem sendo documentado e quantificado ao longo de suas áreas de distribuição e a retaliação sobre animais “depredadores” tem sido destacada como uma das principais ameaças à conservação dessas espécies (Schaller, 1980; Hoogesteijn *et al.*, 1993; Silveira & Jácomo, 2002; Sanderson *et al.*, 2002; Conforti & Azevedo, 2003). Sabe-se que as onças-pintadas concentram seus ataques a bovinos, eqüinos e suínos jovens e adultos enquanto que a onça-parda se limita aos jovens e filhotes bovinos, eqüinos, caprinos e ovinos (Rabinowitz, 1986; Hoogesteijn *et al.*, 1993; Mazolli *et al.*, 2002; Dalponte, 2002; Scognamillo *et al.*, 2002). Ainda, a utilização de habitats e distribuição regional das duas espécies variam, estando a onça-pintada mais restrita a habitats florestados e próximos a ambientes ribeirinhos, além de ser mais sensível à antropização de seu habitat do que a onça-parda (Crawshaw & Quigley, 1991; Leandro Silveira, dados não publicados). Esta, por sua vez, pode habitar áreas mais

secas de habitats mais abertos, além de ser bem mais tolerante à perturbação humana (chegando a pregar bezerros dentro de currais, próximos às sedes) (Silveira, 1999; Polisar *et al.*, 2003).

Em tese, apesar do governo do Brasil não reconhecer os conflitos entre a fauna silvestre e a população humana como sendo tópicos importantes na política ambiental nacional, ainda assim, é de sua responsabilidade, no mínimo, fornecer subsídios para a resolução dos problemas.

A Lei de nº 9.605 (Lei de Crimes Ambientais) de fevereiro de 1998 Capítulo VI, Artigo 37, diz que:

Não é crime o abate de animal, quando realizado:

I – Em estado de necessidade, para saciar a fome do agente ou de sua família;

II – Para proteger lavouras, pomares e rebanhos da ação predatória ou destruidora de animais, desde que legal e expressamente autorizado pela autoridade competente;

IV – Por ser nocivo o animal, desde que assim caracterizado pelo órgão competente.

Na tentativa de manejar esta problemática, em 1995, o IBAMA criou o CENAP – Centro Nacional de Pesquisa para a Conservação de Predadores Naturais. Um dos objetivos principais do Centro é atender e resolver os conflitos entre predadores e seres humanos em todo território nacional. Todavia, mesmo com a implantação de uma rede de atendimento a ocorrências de predação, o quadro reduzido de sua equipe (dois técnicos especializados e mais 16 consultores *ad hoc*) para atuar em todo o país limitam qualquer aplicação efetiva e continuada de programas de manejo para estas espécies.

Exemplos de programas de controle de grandes predadores em terras privadas são geralmente baseados no manejo direto das espécies através da captura, remoção e translocação dos “animais-problema” (Sivananthan, 1983), autorização de abate direto (sendo, em casos particulares, através de envenenamento) (Allen & Sparkes, 2001) ou pela caça esportiva (Bigalke, 2000). Já no Brasil, como discutido acima, não existe o controle através do abate direto ou autorização para tal pelas autoridades. Desta forma, quando este é realizado, é contrário à legislação. A atuação do Centro Nacional de Pesquisa de Predadores Naturais se limita a sugerir métodos de prevenção a ataques e manejo da criação como alternativas à captura e abate dos animais. Quando estas são esgotadas sem sucesso, promove-se a captura de um animal com o devido acompanhamento das autoridades responsáveis. Os animais, nestes casos, são translocados ou destinados ao cativeiro (R. C.

Paula/CENAP/IBAMA, com. pess.). Entretanto, algumas destas alternativas de manejo, para regiões vastas e de difícil acesso como a região do Pantanal, têm custos proibitivos para o poder público brasileiro. Ainda assim, quando de fato possíveis, o número limitado de técnicos torna os atendimentos nos locais das reclamações demorados demais para ações efetivas.

Considerando as condições atuais de orientação e atuação dos órgãos ambientais brasileiros, conservar dois predadores, como onças-pintadas e onças-pardas, fora de áreas protegidas, se torna um desafio para a Biologia da Conservação. Suas sensibilidades às alterações de habitats, à eliminação de suas presas naturais e ao abate de indivíduos em retaliação aos prejuízos que causam em rebanhos domésticos, fazem com que estejam cada vez mais vulneráveis à extinção fora de unidades de conservação (Dyke *et al.*, 1986; Silveira & Jácomo, 2002; Mondolfi & Hoogesteijn, 1986; Swank & Teer, 1989; Woodroffe & Ginsberg, 1998).

Este estudo teve como objetivo avaliar o impacto da predação de onças-pintadas e onças-pardas sobre rebanhos domésticos em dois ecossistemas distintos, onde os problemas com predação sobre rebanhos domésticos são históricos. No entanto, cada ecossistema apresenta manejos de paisagem diferentes. A primeira área de estudo compreende propriedades rurais do entorno de uma Unidade de Conservação, o Parque Nacional das Emas e, a segunda, propriedades rurais tradicionais na região do Pantanal do Rio Negro. Um diagnóstico e propostas de alternativas de manejo e conservação para as duas espécies de onças nos diferentes ecossistemas foram testados e são apresentados aqui em duas etapas I) Região do Parque Nacional das Emas e; II) Região do Pantanal do Rio Negro.

I - IMPACTO DA PREDACÃO DE ONÇAS-PINTADAS E ONÇAS-PARDAS NA REGIÃO DO ENTORNO DO PARQUE NACIONAL DAS EMAS

ONÇAS NO ENTORNO DO PARQUE NACIONAL DAS EMAS

Virtualmente, toda área protegida no mundo que possui áreas de produção agropecuária em seus limites, apresenta algum nível de conflito entre a fauna nativa local e os processos produtivos, seja através de roedores atacando plantações de grãos (Fall, 1980), elefantes destruindo plantações (Tchamba, 1996; Hoare & Du Toit, 1999), primatas atacando hortas e pomares (Ogutu, 1997; Saj *et al.*, 2001) ou mesmo predadores atacando rebanhos domésticos (Mishra *et al.*, 1987; Naughton-Treves, 1997; Rao *et al.*, 2002; Blanco, 2003).

Desde meados do século XIX, quando grandes parques foram criados em países africanos, os conflitos entre a fauna nativa e as produções já eram registrados (Bigalke, 2000). Naquele tempo, os parques eram criados com o intuito de preservar grandes extensões de terras contendo solo, água, vegetação e fauna em estágios naturais. No entanto, não se imaginava que a imensidão de áreas desabitadas nos arredores de áreas protegidas um dia pudessem ser povoadas e convertidas em áreas de produção, gerando conflitos entre herbívoros e lavouras e, predadores e rebanhos (Prins, 2000). Na medida em que os problemas foram surgindo, o planejamento de parques e reservas também foi se ajustando para sistemas que permitissem, primariamente, manter a produção agropecuária, quer fosse através do cercamento dos parques para evitar os estragos dos herbívoros, ou mesmo através da permissão de abate de predadores para a proteção de rebanhos naturais (Johnson *et al.*, 1995; Bigalke, 2000; Messmer, 2000).

No Brasil, o sistema de criação de Unidades de Conservação seguiu modelo semelhante ao africano, sendo também parecidas às situações de conflitos entre a fauna ocorrente em Unidades de Conservação e áreas próximas e a produção nas propriedades vizinhas. No entanto, a falta de dados científicos publicados sobre conflitos entre fauna e homem no Brasil, gera uma falsa impressão de que os problemas são menos freqüentes ou que ocorrem em menor escala e intensidade. Mas, de uma forma geral, o histórico do sistema de Unidades de Conservação no Brasil é ainda muito recente para alardear grandes preocupações aos órgãos governamentais no que se refere à resolução de conflitos que venham ocorrer. Hoje, as grandes áreas de preservação do país encontram-se na região norte e oeste, onde as densidades humanas nas zonas rurais são ainda muito reduzidas. Nas outras regiões do país aonde as densidades humanas e a produção já ocorrem em altas taxas, as situações de conflitos provavelmente já ocorreram durante o processo de ocupação e muitas das espécies “problemas”, como onças e queixadas, já foram erradicadas ou encontram-se em números tão reduzidos que os impactos causados hoje são mais pontuais e não regionalizados.

O Parque Nacional das Emas é uma das últimas grandes extensões de Cerrado com predominância de campos do Planalto Central. Apesar de criado há 42 anos atrás, em 1961, foi somente no final da década de setenta que se deu início a larga conversão dos habitats naturais de seu entorno em lavouras e pastagens exóticas. Desta forma, os conflitos entre a fauna do Parque e as produções vizinhas têm um histórico relativamente recente.

Situado em uma das regiões de maior produção de grãos do Brasil, o Parque Nacional das Emas (PNE) é hoje praticamente uma ilha natural de cerrado em meio a um mar de

lavouras e pastagens. As conexões naturais de habitats entre o PNE e a paisagem dos arredores só existem através das matas de galeria e várzeas dos rios Jacuba e Formoso, que saem do Parque pela região sudeste e, em parte, do limite com a Fazenda Jacuba, na porção leste do Parque.

MATERIAIS E MÉTODOS

Este estudo foi desenvolvido em duas etapas: (1) entre novembro de 2002 e julho de 2003, quando as propriedades do entorno foram visitadas e seus proprietários ou funcionários entrevistados quanto às características de suas propriedades (tamanho, uso, forma de manejo, frequência de predação de bezerros por onças). Nestas visitas os proprietários que reclamaram de predação foram orientados a manejar seus rebanhos mais susceptíveis a ataques (bezerros até 12 meses de idade) para piquetes mais limpos e longe de habitats naturais das onças (vegetação nativa). Também foi sugerida a utilização de cães de guarda nas proximidades dos piquetes ou currais onde ataques haviam ocorrido; (2) em outubro de 2003, quando todas as propriedades foram novamente visitadas, repetindo-se o mesmo questionário realizado na primeira etapa em 2002, para que uma avaliação temporal da predação pudesse ser realizada.

RESULTADOS

Trinta e duas propriedades rurais fazem limite direto com o Parque Nacional das Emas. Entretanto, considerando que algumas arrendam suas terras para terceiros, o número de “proprietários” (temporários e permanentes) é elevado para 46 (Figura 1). Entre proprietários e arrendatários, 32 (69%) desenvolvem apenas a atividade de agricultura, quatro desenvolvem exclusivamente a pecuária e 10 desenvolvem ambas as atividades, com uma média geral de área das Fazendas de 3.500 hectares (variando de 74 a 17.400 hectares) (Figura 2). Todas as 46 propriedades somam pouco mais de 164.277 hectares, sendo que destes, menos de 87.000 hectares (53%) são destinados à atividade de pecuária. O rebanho total de todas as 14 propriedades que desenvolvem atividade de pecuária somam aproximadamente 26.117 cabeças (considerando todas as idades), numa densidade média de 0,38 cabeça/hectare (Figura 3). Entre as 14 propriedades que desenvolvem a pecuária, apenas duas dedicam-se estritamente à bovinocultura de engorda, três se dedicam à cria e nove desenvolvem a cria e re-cria na propriedade (Tabela 1).

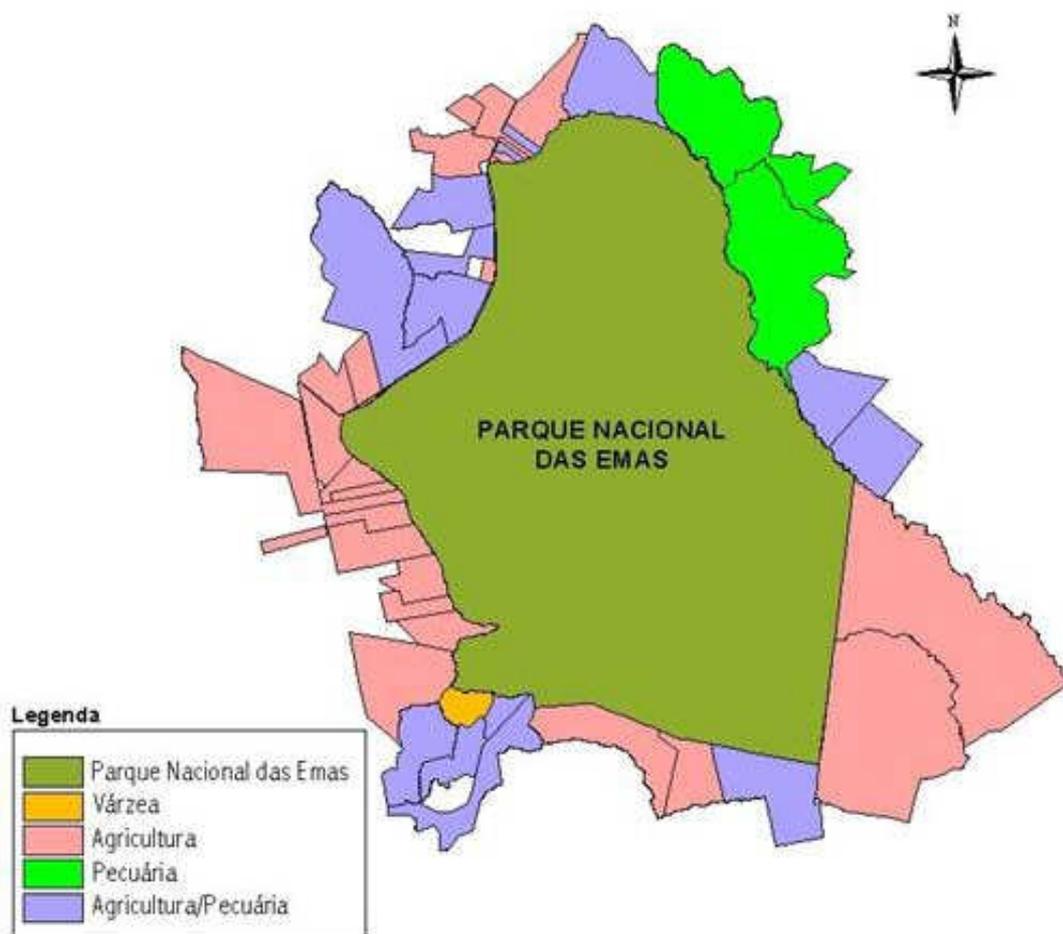


Figura 1. Caracterização do uso da terra nas propriedades do entorno do Parque Nacional das Emas.

Entre todas as 46 propriedades, 40 reclamaram algum prejuízo em suas produções causado pela fauna nativa, entre os anos de 2002 e 2003. Nove espécies, cinco de mamíferos e três de aves, foram listadas como prejudiciais: onça-pintada (*Panthera onca*), onça-parda (*Puma concolor*), anta (*Tapirus terrestris*), capivara (*Hydrochaeris hydrochaeris*), queixada (*Tayassu pecari*), tatu-peba (*Euphractus sexcinctus*), pombo (Columbidae), papagaio (mais de uma espécie de Psittacidae) e ema (*Rhea americana*). Das 14 propriedades que desenvolvem a pecuária como uma das atividades principais, 10 (71%) reclamaram de prejuízos decorrentes da predação por onças, sendo que sete alegaram que estes ocorrem desde o início da instalação da fazenda (Tabela 1). Entre estas 10 fazendas que relataram ataques, três reclamaram a tomada de providências para o órgão competente local (IBAMA/PNE), outras quatro executaram métodos de manejo do gado para tentar evitar ou minimizar a predação e três não tomaram nenhuma providência (Tabela 2).

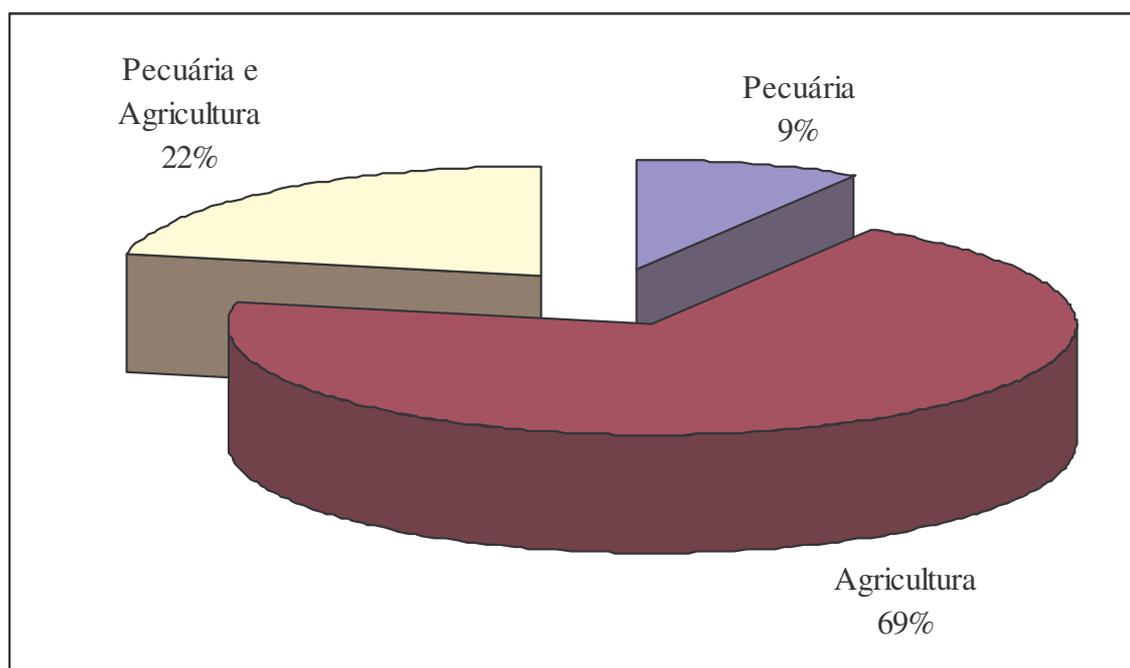


Figura 2. Representatividade (em porcentagem) das principais atividades desenvolvidas nas 46 propriedades rurais do entorno do Parque Nacional das Emas.

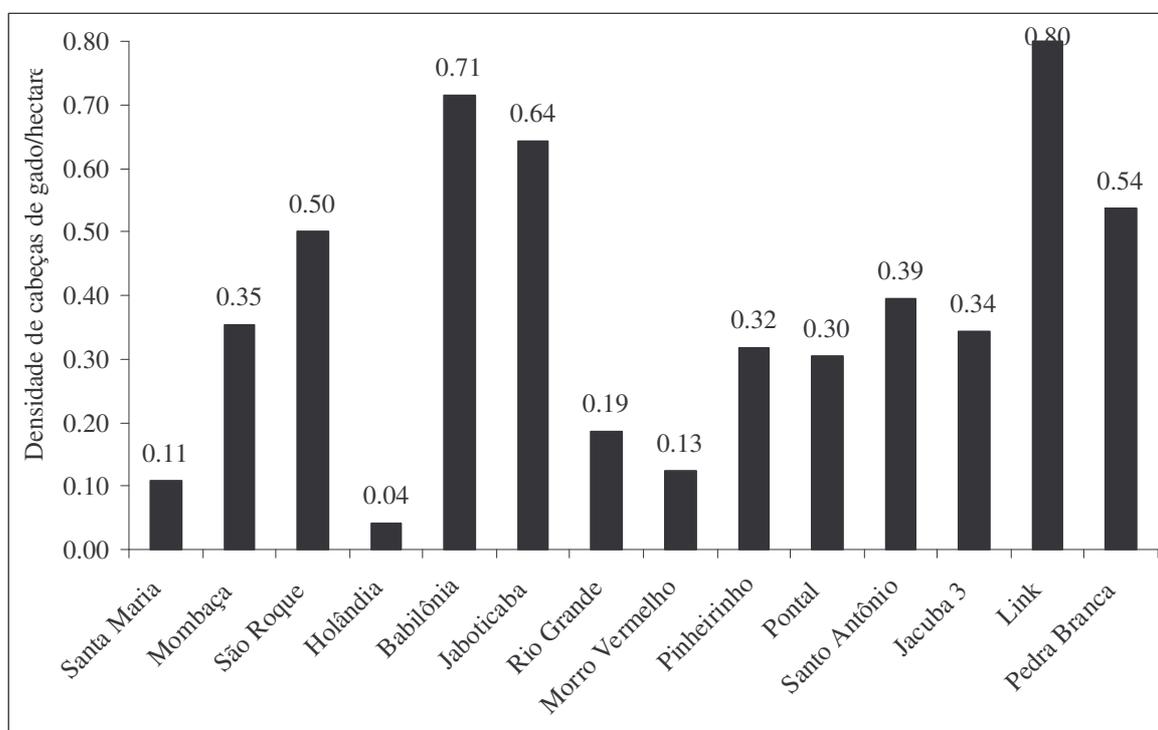


Figura 3. Densidade média de gado (cabeça/hectare) nas Fazendas do entorno do Parque Nacional das Emas nos anos de 2002/2003.

A comunidade rural das propriedades diretamente ligadas ao Parque soma 559 pessoas, podendo este número dobrar no período de plantio e colheita, quando aproximadamente 556 funcionários temporários são contratados. Oitenta por cento (n=11) dos proprietários das 14 propriedades que desenvolvem pecuária são nascidos na região sul do país (dois no Paraná, nove no Rio Grande do Sul, dois em Minas Gerais e um em São Paulo).

Tabela 1. Caracterização das propriedades rurais do entorno do Parque Nacional das Emas quanto a seus rebanhos bovinos e incidência de predação por onças entre janeiro de 2002 e outubro de 2003.

Propriedade	Área (ha)	Nº func. permanentes	No. Cães	Problemas com onça	No. cabeças	Sistema de criação
Santa Maria	9144	10	4	Sim	1000	cria/recria
Mombaça	3400	4	5	Sim	1200	cria/recria
São Roque	12000	20	3	Sim	6000	cria/recria
Holândia	10000	37	8	Sim	420	recria/engorda
Babilônia	3500	5	3	Sim	2500	cria
Jaboticaba	2800	2	3	Não	1800	engorda
Rio Grande	7000	14	3	Não	1300	cria/recria
Morro Vermelho	16000	30	8	Sim	2000	recria
Pinheirinho	4080	8	3	Não	1300	engorda
Pontal	3318	16		Não	1007	
Santo Antônio	3300	3	6	Não	1300	cria/recria
Jacuba 3	3500	2	4	Sim	1200	cria
Link	1000	4	4	Sim	800	cria/recria
Pedra Branca	8000	14	3	Sim	4290	cria/recria

Tabela 2. Caracterização das propriedades rurais do entorno do Parque Nacional das Emas, quanto à incidência de prejuízos causados por predação de onças sobre rebanhos bovinos entre o período de 2002 e 2003.

Propriedade	N° cabeças predadas				Início dos prejuízos	Atitude para minimizar o prejuízo
	2003	2002	2001	2000		
Santa Maria	7	10	12	0	sempre	manejo
Mombaça	3	6	6	11	sempre	manejo
São Roque	0	5	5	5	sempre	manejo
Holândia	1	2	3	2	sempre	nenhuma
Babilônia	0	5	4	3	1987	nenhuma
Jaboticaba	1	1	1	0	sempre	nenhuma
Rio Grande	0	0	0	0	-	-
Morro Vermelho	1	2	2	2	sempre	nenhuma
Pinheirinho	0	0	0	0	sempre	nenhuma
Pontal	0	0	0	0	-	-
Santo Antônio	0	0	0	0	-	-
Jacuba 3	0	0	0	6	2000	nenhuma
Link	0	0	5	0	2001	nenhuma
Pedra Branca	0	10	15	15	sempre	manejo

O índice médio de predação detectado neste estudo, foi de 0,58% do total de cabeças (assumindo-se o total acumulado de predação entre 2000-2003 e um rebanho constante de 26.117 cabeças), considerado tolerável pelos proprietários (Figura 4). A maior incidência de predação por onças no entorno do Parque foi detectada na Fazenda Pedra Branca, região nordeste da UC, onde 0,9% (n=40) do seu rebanho foi predado entre 2000 e 2003.

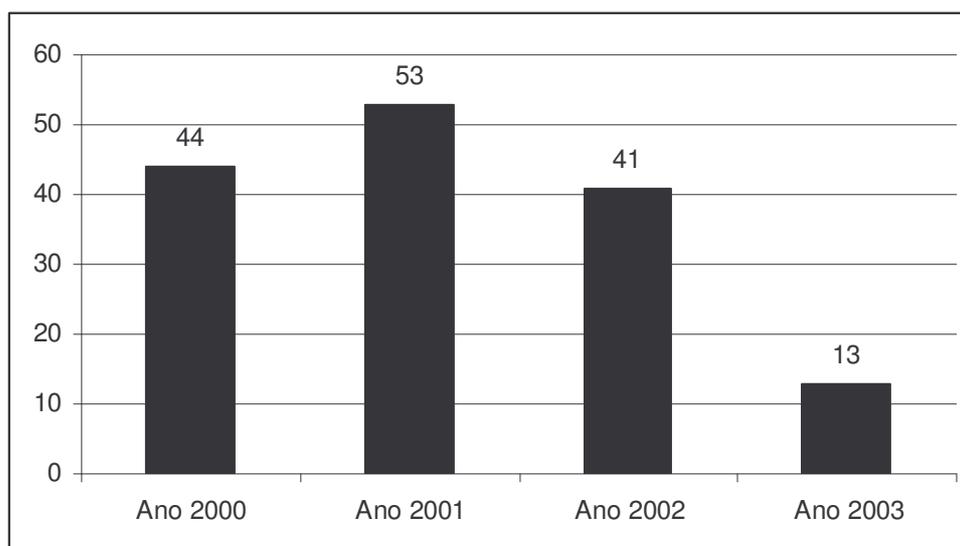


Figura 4. Número de cabeças (bezerros) predadas por onças, entre 2000 e 2003, em 10 propriedades do entorno do Parque Nacional das Emas.

AVALIAÇÃO DE MÉTODOS DE MANEJO DE REBANHOS DOMÉSTICOS A FIM DE SE MINIMIZAR O IMPACTO DA PREDACÃO POR ONÇAS NO ENTORNO DO PARQUE NACIONAL DAS EMAS.

Das 10 propriedades rurais que registraram reclamações referentes a ataques de onças em seus rebanhos, quatro aplicaram os manejos do rebanho recomendados pelo projeto, a fim de se minimizar a predação. Nos casos onde bezerros até 12 meses de idade foram os alvos da predação, a recomendação do projeto foi a de se manejar o gado recém-parido para as pastagens mais limpas, planas e próximas das sedes. Utilizar cães de guarda amarrados próximos aos piquetes também foi sugerido aos proprietários e funcionários.

Hoogesteijn *et al.* (1993) observaram em estudo realizado na Venezuela que a predação de rebanhos domésticos por onças-pintadas tinha forte relação com as características da propriedade, como por exemplo a grande extensão e manejos inadequados do gado e pastagem. No entorno do PNE, uma das propriedades com maior incidência de predação em 2001 (Fazenda Jacuba – atualmente Faz. Santa Maria), se encaixava neste perfil de predisposição. O rebanho tinha maior susceptibilidade à predação em função da propriedade possuir pastagens sujas, piquetes muito extensos e com rebanhos sem nenhum controle reprodutivo ou sanitário.

No entanto, apesar de a maioria dos proprietários pecuaristas ter tido experiência com predação de seus rebanhos, nenhum se declarou interessado na eliminação direta dos predadores. Considerando que o Parque Nacional das Emas mantém uma população estável

de onças-pintadas e onças-pardas, o índice médio de predação detectado neste estudo, de 0,58% do total de cabeças, foi considerado tolerável pelos proprietários. Apesar da predação ter sido mais incidente na Fazenda Pedra Branca, esta mantém um rigoroso controle e manejo de seu rebanho e pastagem, ao contrário da Fazenda Santa Maria. No entanto, sua densidade de gado é cinco vezes maior, aumentando consideravelmente a probabilidade de predação. Isto indica uma relação existente também entre a disponibilidade de animais domésticos e a zona de contato com predadores, mostrando que não somente condições precárias de manejo de criação e pastagem são predisponentes a casos de predação.

II - IMPACTO DA PREDACÃO DE GADO POR ONÇAS-PINTADAS E ONÇAS-PARDAS NA REGIÃO DO PANTANAL DO RIO NEGRO

O Pantanal é uma região singular no Brasil quanto ao problema de predação de rebanho doméstico por onças. Ao contrário do que ocorre em outras áreas, os problemas com ataques aos rebanhos domésticos, na maior parte desta região, não estão relacionados à perda de habitats e baixa densidade de presas naturais das onças. A pecuária no Pantanal é explorada de forma extensiva e, em grande parte, utilizando pastagens naturais. Desta forma a maior parte dos habitats não são convertidos. Ainda, a caça no Pantanal é culturalmente direcionada a algumas poucas espécies, em especial ao exótico porco-monteiro (*Sus crofa*), o que diminui em grande proporção o impacto negativo sobre as demais espécies silvestres cinegéticas presentes na região. Lourival *et al.* (1997), registraram que no Pantanal sul mato-grossense o porco-monteiro atinge um índice de 91% na preferência de caça do pantaneiro, o que correspondeu a 53% do total de animais abatidos durante seus dois anos de estudo na região. Desta forma, comparado a outras áreas neotropicais, o Pantanal apresenta uma menor competição do homem com as presas naturais das onças (Leeuwenberg, 1997; Redford, 1997; Jorgenson & Redford, 1993).

Se considerarmos todas as características peculiares ao modelo de uso antrópico do ecossistema Pantanal, onde as presas e os habitats naturais da onça são preservados, e mesmo assim a predação sobre rebanhos domésticos ainda ocorre, restam poucas alternativas de solução para este problema histórico. Historicamente, o pantaneiro resolveu este conflito eliminando as onças oportunisticamente, considerando-as como potenciais “problemas” ou mesmo, perseguindo-as e abatendo-as intencionalmente, quando estas predam seus rebanhos (Schaller & Crawshaw, 1980; Lourival *et al.*, 1997; Almeida, 1990).

O Pantanal representa o maior bloco contínuo de habitats típicos das onças e conseqüentemente, possui as maiores populações contínuas de onças-pintadas e onças-pardas ao sul da Amazônia. Estas populações muito provavelmente desempenham um importante papel dentro de uma dinâmica de “fonte-sumidouro” para estas espécies em relação à região do Cerrado e sudoeste da Amazônia. Portanto, a sua conservação e manutenção têm impactos positivos relevantes em uma escala ecossistêmica, permitindo, através de corredores naturais de dispersão, a conservação e manutenção do fluxo gênico entre populações residuais circunvizinhas.

No entanto, a persistência das onças-pintadas e onças-pardas no Pantanal depende, basicamente, da boa vontade e atitude do segmento da sociedade que convive diretamente com estas espécies. Este segmento, representado pela classe produtora pecuarista, muitas vezes não vislumbra outra alternativa a não ser a eliminação dos predadores, em função da perda de seus rebanhos. Portanto, apesar da conservação destas espécies ser de responsabilidade geral da sociedade, historicamente somente os pecuaristas arcam com o ônus desta conservação.

Como parte do presente estudo, o projeto intitulado “*Onça-Social*”, visou diagnosticar o impacto da predação de onças sobre os rebanhos domésticos e utilizar um programa de compensação financeira para os proprietários a fim de se evitar a retaliação sobre os predadores. O projeto foi executado paralelamente ao *Programa de Monitoramento de Longa Duração da População de Onça-pintada da Região do Pantanal do Rio Negro – MS*, que faz parte das linhas de pesquisas desenvolvidas pela organização não-governamental “Fundo para a Conservação da Onça-Pintada / Jaguar Conservation Fund”. Ambos têm como objetivos a conservação da onça-pintada, seus habitats e suas presas em integração com a comunidade tradicional local.

MATERIAIS E MÉTODOS

Este estudo foi desenvolvido na região do entorno da RPPN Fazenda Rio Negro, de propriedade da *Conservation International/Brasil*, e em dez propriedades do seu entorno (Figura 5). A área total do estudo faz limite com o Parque Estadual do Rio Negro, aumentando, em tese, a área de conservação contínua das onças para aproximadamente 200.000 hectares de habitats naturais e semi-naturais.

Para atender aos seus objetivos o “*Projeto Onça-Social*” foi planejado e executado com dois enfoques: 1) visando diagnosticar o impacto da predação através da coleta de dados quali-quantitativos, caracterizando os ataques, tanto em relação às estações do ano quanto à sua distribuição na região. O impacto econômico da predação por onças na região foi avaliado através da multiplicação do número de cabeças por um valor comercial médio de R\$250,00 por cabeça; 2) analisando a percepção do Pantaneiro frente à conservação da onça-pintada em sua região.

As 11 propriedades rurais que compuseram o quadro de parceiros foram as fazendas Barranco Alto, Central, Diacuí, Fazendinha, Santa Sophia, Santa Tomásia, Tupãceretan, Rio Negro, São João, Rancho Grande e Estrela.

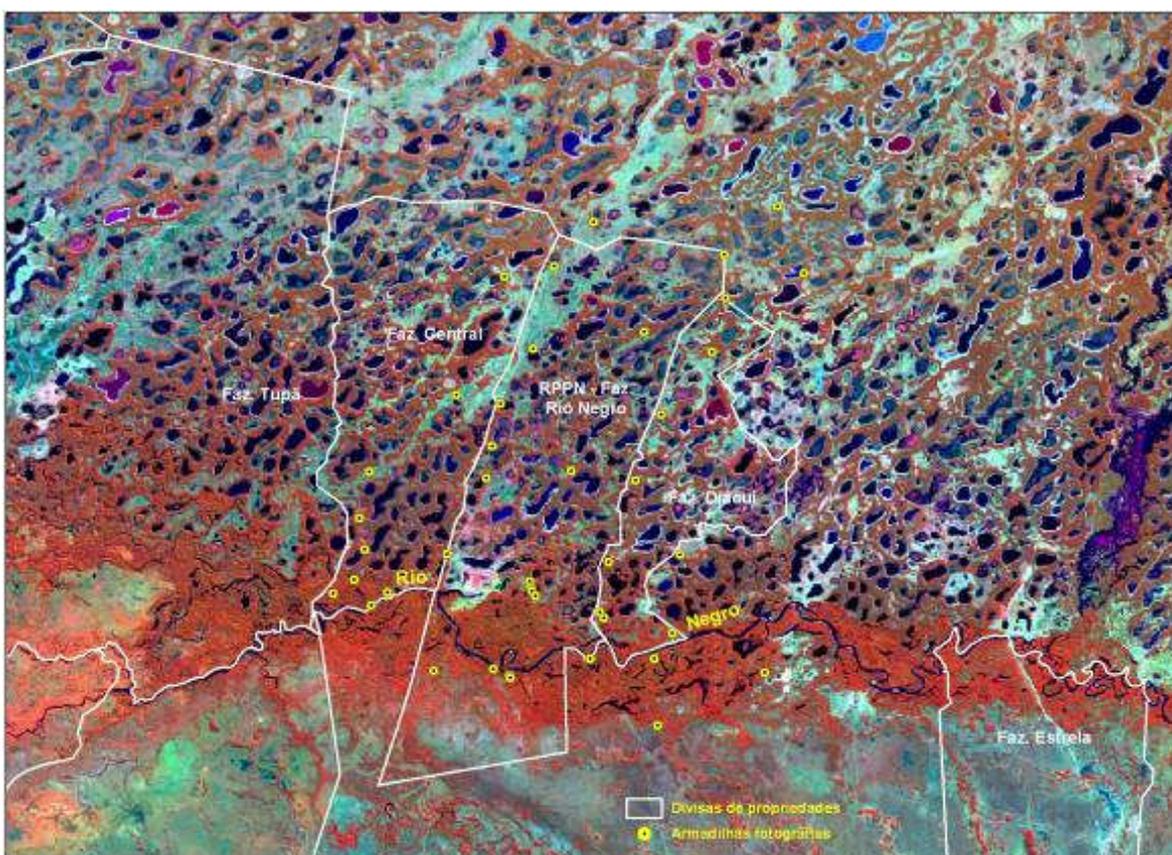


Figura 5. Limites da área de estudo RPPN Fazenda Rio Negro, localizado no Pantanal do Rio Negro, Aquidauana-MS, e pontos de amostragem com armadilhas fotográficas.

As atividades sociais do “*Projeto Onça-Social*” foram desenvolvidas através de uma parceria entre o Fundo para a Conservação da Onça-Pintada, Conservation International/Brasil e o Projeto “UFMS vai à Escola”, da Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, que disponibilizou profissionais e estudantes de medicina, enfermagem,

odontologia e outras áreas afins para o atendimento aos funcionários durante as campanhas nas fazendas, assim como o tratamento médico-hospitalar nos casos de encaminhamento para a cidade.

COMPENSAÇÃO FINANCEIRA POR PERDAS DE REBANHO DOMÉSTICO PREDADO POR ONÇAS

Todos os proprietários parceiros deste estudo assinaram um contrato de parceria com o projeto, comprometendo-se, durante os 24 meses de sua duração não abater e não permitir o abate de nenhuma onça em sua propriedade, e em troca obtinham compensação financeira para cada cabeça de gado abatida. As regras para obtenção da compensação seguiram os critérios abaixo:

1) o valor padrão de compensação por animal abatido (bovino) foi previamente estabelecido em R\$ 250, acordados entre o projeto e os fazendeiros envolvidos no estudo;

2) os proprietários se comprometeram a registrar as carcaças de animais abatidos com uma máquina fotográfica (cedida pelo projeto);

3) os proprietários se comprometeram a comunicar (via pessoal ou telefone) à coordenação do projeto, cada caso de predação registrado em sua propriedade num prazo máximo de 10 dias;

4) a coordenação do projeto se comprometeu, mediante confirmação da predação por um técnico do projeto e registros fotográficos da carcaça predada, efetuar um depósito bancário na conta do proprietário, referente ao valor pré-estabelecido.

Para que a compensação fosse efetuada, era necessária a comprovação da predação do rebanho por onça-pintada ou onça-parda. O processo da compensação se deu em quatro etapas:

- I) Reclamações de ataques de onças aos rebanhos pelas fazendas ao escritório do Jaguar Conservation Fund;
- II) Envio de técnico de campo para averiguação da predação, *in loco*;
- III) Confirmação ou não, da predação ao escritório, pelo técnico;
- IV) Autorização, ou não, do pagamento pelo escritório e comunicação ao proprietário.

Em casos de não confirmação de predação e conseqüente não compensação, o escritório comunicava ao proprietário e esclarecia o motivo da não compensação.

Algumas fazendas cadastradas receberam uma câmera digital para o registro imediato das predações. Para tanto, os funcionários das fazendas responsáveis por checarem as carcaças foram treinados para utilizar o equipamento, de forma que todas as coletas das informações relacionadas à predação se efetuassem de maneira correta e o quanto antes possível. Desta forma, os registros fotográficos e as informações de campo foram coletados tanto pelo funcionário da fazenda que encontrava a carcaça fresca quanto posteriormente, pelo técnico contratado pelo Jaguar Conservation Fund, no momento da averiguação da predação.

IMPACTO DA PREDACÃO DE REBANHOS POR ONÇAS

O histórico de predação de cada propriedade foi levantado através de entrevistas com seus proprietários e capatazes. O impacto da predação de onças-pintadas e onças-pardas entre setembro de 2002 e setembro de 2003 foi avaliado através da análise de carcaças encontradas e relatadas pelas fazendas envolvidas no projeto. No ato da averiguação da carcaça, foram registradas, fotograficamente e por escrito, todas as informações que caracterizavam o local e a carcaça, como: local (coordenadas geográficas), data, espécie predadora, evidências (rastros, fezes), características, forma de abate, sexo e idade do animal. Onças-pintadas geralmente possuem o dobro da biomassa de uma onça-parda, o que as permitem abater presas com o dobro ou o triplo de tamanho. Ainda, as duas espécies diferem quanto a forma de abate de suas presas, consumo da carcaça e hábitos de esconder a carcaça (Wade & Bowns, 1982; Almeida, 1990; Silveira & Jácomo, 1998; Leite-Pitman *et al.*, 2002).

CARACTERIZAÇÃO DAS PROPRIEDADES RURAIS

As fazendas da área de abrangência do estudo foram caracterizadas quanto à área, tamanho, sistema de criação (cria, cria ou engorda), número de funcionários e número de cães.

AÇÃO SOCIAL

Neste segmento de ação do projeto, todos os funcionários das propriedades rurais formalmente cadastradas como parceiras do “Projeto Onça-Social”, receberam assistência médica e odontológica gratuitas em campanhas pré-programadas nas



propriedades. As campanhas tiveram um cunho preventivo e de diagnóstico. Casos emergenciais ou de impossibilidades logísticas de atendimento receberam o devido encaminhamento para o Hospital de Aquidauana ou o Hospital Universitário (UFMS) em Campo Grande.

Para o atendimento médico-odontológico aos funcionários das Fazendas parceiras do projeto montou-se provisoriamente na Fazenda Rio Negro uma estrutura mínima necessária para a realização das consultas. O deslocamento dos funcionários até o local de atendimento através de barcos, caminhões, carros e avião foi patrocinado pelas fazendas parceiras e, em alguns casos, pelo projeto em questão.

Antes de serem atendidos, os pacientes fizeram um cadastro de identificação com nome completo (quando criança, o nome dos pais), data de nascimento, naturalidade, estado civil, grau de instrução, ocupação, se funcionário permanente ou temporário e o nome da fazenda na qual trabalha.

Os atendimentos foram realizados por profissionais e estudantes voluntários da Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, integrantes do Projeto “UFMS vai à Escola” nas áreas de oftalmologia, ginecologia, cardiologia, clínica geral, pediatria e odontologia geral.

Todas as pessoas consultadas foram orientadas, consultadas e, quando necessário, encaminhadas para serem atendimento especializado em Aquidauana ou Campo Grande, vinculados à UFMS. Alguns exames, como a coleta de material para a bacterioscopia e o exame do colo de útero, realizados no local foram encaminhados ao laboratório do Hospital Universitário e os resultados, posteriormente repassados aos pacientes.

RESULTADOS

Entre setembro de 2002 e setembro de 2003 as 11 propriedades envolvidas no estudo foram caracterizadas quanto às suas produções e impactos de predação de onças sobre seus rebanhos. Com exceção da Fazenda Rio Negro, todas as fazendas parceiras do projeto têm como principal atividade a pecuária, somando uma área total de 154.300 hectares (Tabela 3 e Figura 6). Todas as propriedades anunciaram que já tiveram, algum dia, gado predado por onça em sua propriedade e 100% assumiram já ter abatido, ou permitido abater, onças em suas propriedades.

Tabela 3. Caracterização das 11 Fazendas parceiras do *Projeto Onça-Social* quanto à área, atividade e estimativas de prejuízos anuais causados por predação de onças em suas propriedades, segundo dados dos proprietários.

Fazenda	Área (Ha)	Atividade principal	Sistema de criação	Cabeça/Hectare	Predadores	Perda anual relatada (%)
Barranco Alto	8500	Pecuária/ Turismo	Cria	0.20	Puma	1.1
Central	9000	Pecuária	Recria	0.20	Puma	1.25
Diacuí	3000	Pecuária	Cria	0.67	Puma	1.5
Estrela	12000	Pecuária	Cria / Recria	0.18	Onça-pintada e puma	
Fazendinha	35000	Pecuária	Cria	0.18	Onça-pintada e puma	10
Rancho Grande	7000	Pecuária	Cria	0.21	Puma	1
Rio Negro	7600	Turismo	Cria	0.01	Onça-pintada e puma	
Santa Sophia	35000	Pecuária/ Turismo	Cria / Recria	0.04	Onça-pintada e puma	4.1
Santa Thomásia	1800	Pecuária/ Turismo	Cria	0.26	Onça-pintada e puma	3.2
São João	400	Pecuária	Cria	0.50	Nenhum	?
Tupaceretã	35000	Pecuária	Cria / Recria	0.14	Onça-pintada	?

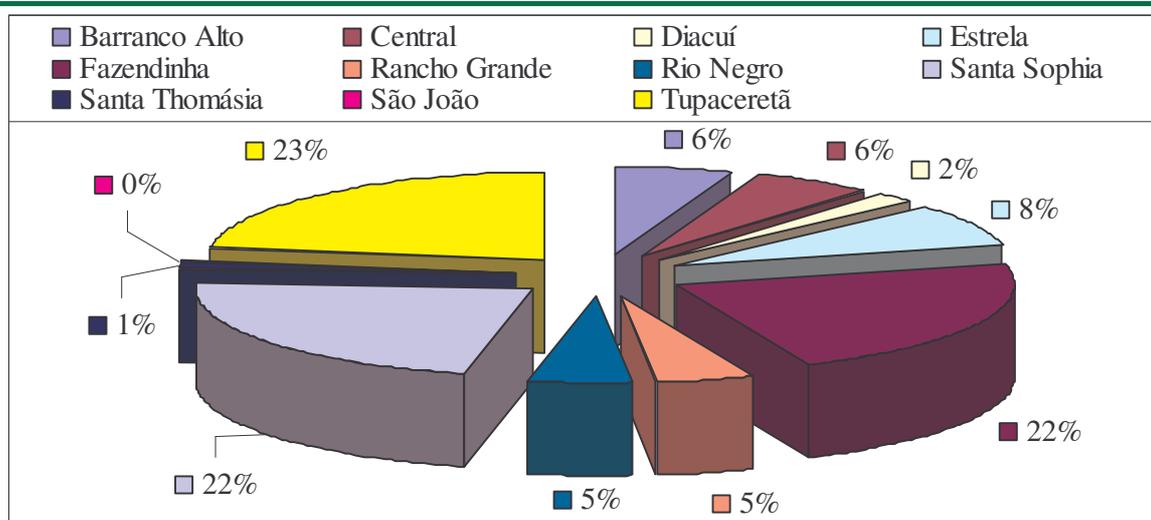


Figura 6. Representatividade em porcentagem de áreas em hectares das Fazendas parceiras do *Projeto Onça-Social*.

Dentre as 11 Fazendas monitoradas no estudo, apenas cinco: Barranco Alto, Central, Diacuí, Fazendinha e Santa Sophia fizeram reclamações de perdas de cabeças de gado em decorrência de ataques de onças entre setembro de 2002 e setembro de 2003 (Tabela 4 e Figura 7). No total, foram registradas 51 reclamações e em 90% dos casos foi comprovada a predação por onça (Figura 8). Foi efetuado um total de 40 ressarcimentos, o equivalente a R\$ 10.000,00 (US\$ 3,448). Três carcaças comprovadas não foram ressarcidas por terem ultrapassado o prazo máximo de 10 dias de comunicação ao projeto. Considerando o rebanho de 22.484 cabeças de gado, distribuído entre as 11 propriedades monitoradas, o índice de predação de setembro de 2002 a setembro de 2003 foi de 0,19% do número total do rebanho. A propriedade com maior frequência de predação foi a Fazenda Santa Sophia, onde se concentraram 72% de todos os registros de ataques (Figura 9). Em 14% de todas as carcaças analisadas após reclamações dos fazendeiros, não houveram confirmação de predação por onça como a causa de morte.

Tabela 4. Fazendas envolvidas no Projeto e suas respectivas reclamações de perdas de cabeças de gado em decorrência de ataques de onças entre setembro de 2002 e setembro de 2003.

Fazenda	Data da reclamação	Predador fazendeiro	Causa da morte	Ressarcimento pelo projeto
Barranco Alto	14-Set-02	Onça-parda	NI	Não
Diacuí	12-Ago-03	Onça-parda	NI	Não
Santa Sophia	19-Abr-03	Onça-pintada	NI	Não
Santa Sophia	22-Jun-03	Onça-pintada	NI	Não
Santa Sophia	-	Onça-pintada	NI	Não
Santa Sophia	-	Onça-pintada	NI	Não
Fazendinha	30-Jul-03	Onça-pintada	Onça-pintada	07-Ago-03
Santa Sophia	30-Out-02	Onça-pintada	Onça-pintada	08-Nov-02
Santa Sophia	06-Jan-03	Onça-pintada	Onça-pintada	14-Jan-03
Santa Sophia	04-Fev-03	Onça-pintada	Onça-pintada	06-Fev-03
Santa Sophia	28-Mar-03	Onça-pintada	Onça-pintada	31-Mar-03
Santa Sophia	28-Mar-03	Onça-pintada	Onça-pintada	31-Mar-03
Santa Sophia	07-Abr-03	Onça-pintada	Onça-pintada	10-Abr-03
Santa Sophia	19-Abr-03	Onça-pintada	Onça-pintada	23-Abr-03
Santa Sophia	19-Abr-03	Onça-pintada	Onça-pintada	23-Abr-03

Santa Sophia	30-Maio-03	Onça-pintada	Onça-pintada	02-Jun-03
Santa Sophia	30- Maio -03	Onça-pintada	Onça-pintada	02-Jun-03
Santa Sophia	30- Maio -03	Onça-pintada	Onça-pintada	02-Jun-03
Santa Sophia	24-Jun-03	Onça-pintada	Onça-pintada	02-Jul-03
Santa Sophia	05-Jul-03	Onça-pintada	Onça-pintada	14-Jul-03
Santa Sophia	05-Jul-03	Onça-pintada	Onça-pintada	14-Jul-03
Santa Sophia	05-Jul-03	Onça-pintada	Onça-pintada	14-Jul-03
Santa Sophia	13-Jul-03	Onça-pintada	Onça-pintada	14-Jul-03
Santa Sophia	13-Jul-03	Onça-pintada	Onça-pintada	14-Jul-03
Santa Sophia	13-Jul-03	Onça-pintada	Onça-pintada	14-Jul-03
Santa Sophia	13-Jul-03	Onça-pintada	Onça-pintada	21-Jul-03
Santa Sophia	14-Jul-03	Onça-pintada	Onça-pintada	21-Jul-03
Santa Sophia	18-Jul-03	Onça-pintada	Onça-pintada	21-Jul-03
Santa Sophia	19-Jul-03	Onça-pintada	Onça-pintada	21-Jul-03
Santa Sophia	22-Jul-03	Onça-pintada	Onça-pintada	Não
Santa Sophia	12-Ago-03	Onça-pintada	Onça-pintada	15-Ago-03
Santa Sophia	16-Ago-03	Onça-pintada	Onça-pintada	26-Ago-03
Santa Sophia	16-Ago-03	Onça-pintada	Onça-pintada	26-Ago-03
Santa Sophia	16-Ago-03	Onça-pintada	Onça-pintada	26-Ago-03
Santa Sophia	11-Dec-02	Onça-pintada	cobra	Não
Barranco Alto	04-Jul-03	Onça-parda	Onça-parda	Não
Barranco Alto	04-Jul-03	Onça-parda	Onça-parda	Não
Central	15-Jul-03	Onça-parda	Onça-parda	31-Jul-03
Central	14-Ago-03	Onça-parda	Onça-parda	26-Ago-03
Central	14-Ago-03	Onça-parda	Onça-parda	26-Ago-03
Diacuí	14-Set-02	Onça-parda	Onça-parda	09-Out-02
Diacuí	14-Set-02	Onça-parda	Onça-parda	Não
Diacuí	14-Set-02	Onça-parda	Onça-parda	Não
Diacuí	09-Nov-02	Onça-parda	Onça-parda	19-Nov-02
Diacuí	17-Ago-03	Onça-parda	Onça-parda	15-Ago-03
Fazendinha	22-Jun-03	Onça-parda	Onça-parda	24-Jun-03
Santa Sophia	24-Set-02	Onça-pintada	Onça-parda	09-Out-02
Santa Sophia	24-Set-02	Onça-pintada	Onça-parda	Não

Santa Sophia	30-Maio-03	Onça-parda	Onça-parda	02-Jun-03
Santa Sophia	30-Maio-03	Onça-parda	Onça-parda	02-Jun-03
Santa Sophia	24-Jul-03	Onça-pintada	Onça-parda	Não
Diacuí	12-Ago-03	Onça-parda	Onça-parda	15-Ago-03

(NI =predador não identificado)

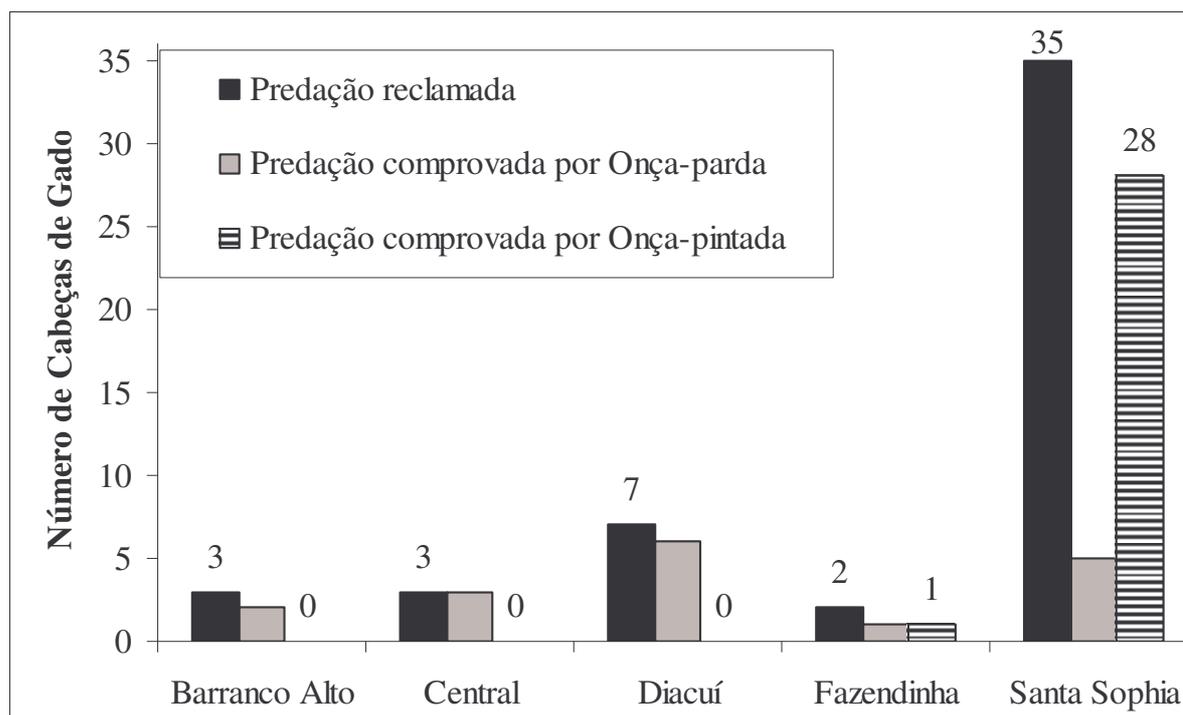


Figura 7. Número de cabeças de gado predadas por onça-parda e onça-pintada entre setembro de 2002 e setembro de 2003.

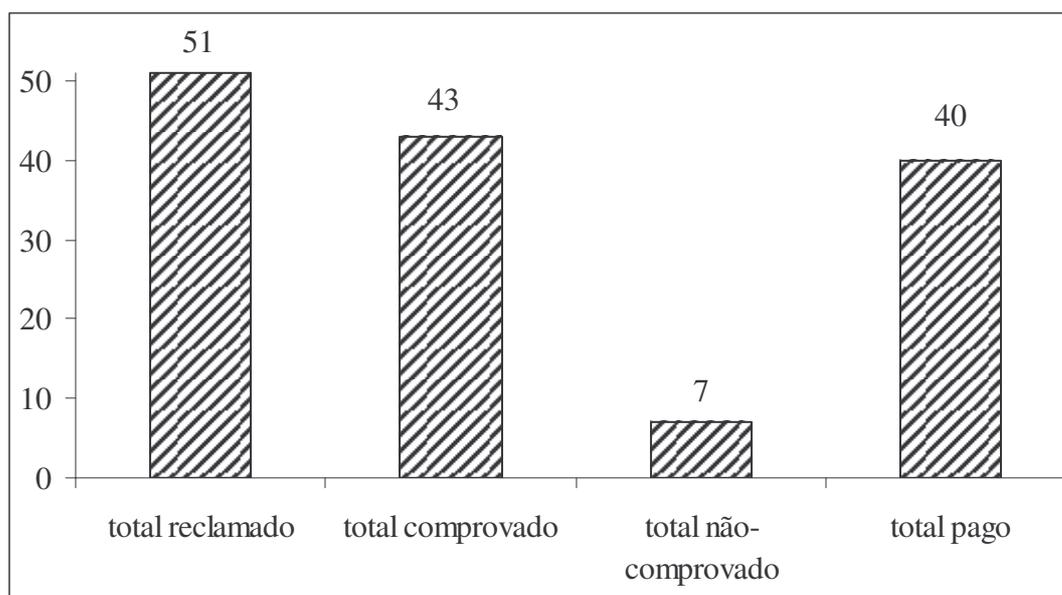


Figura 8. Número de reclamações de perdas de gado por onças-pintadas e onças-pardas encaminhadas pelas Fazendas envolvidas no *Projeto Onça-Social* entre setembro de 2002 e setembro de 2003.

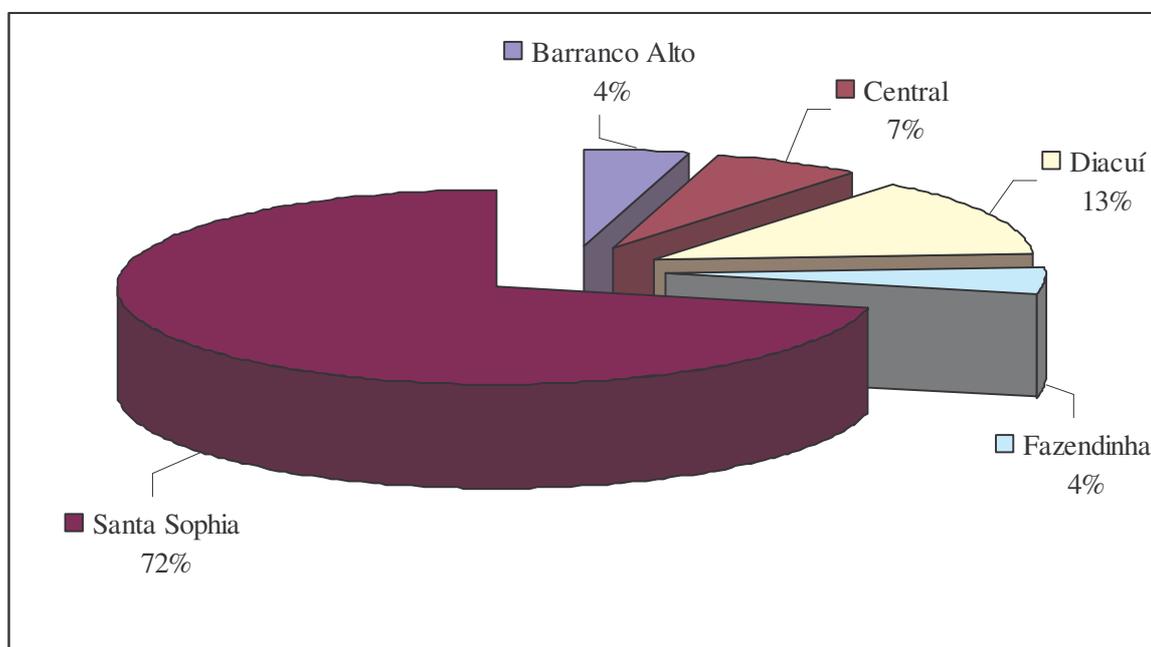


Figura 9. Distribuição da predação de gado em cinco Fazendas da Região do Rio Negro-MS, envolvidas no *Projeto Onça-Social*.

A onça-pintada foi responsável por 57% (n=29) dos ataques registrados, sendo que destes, 96% (n=28) foram registrados na Fazenda Santa Sophia. Todas as demais

propriedades (exceto a Fazendinha) registraram apenas predação por onça-parda (Tabela 4 e Figura 7). A média da idade do gado predado variou de três dias a seis meses quando predado por onça-parda, e de 12 meses a 38 meses quando predado por onça-pintada.

Entre as 46 comprovações de predação registradas em todo o período do estudo, a Fazenda Santa Sophia teve 33 cabeças de gado predadas por onças, representando 2,3% do número total de cabeças de gado desta fazenda (Figura 10).

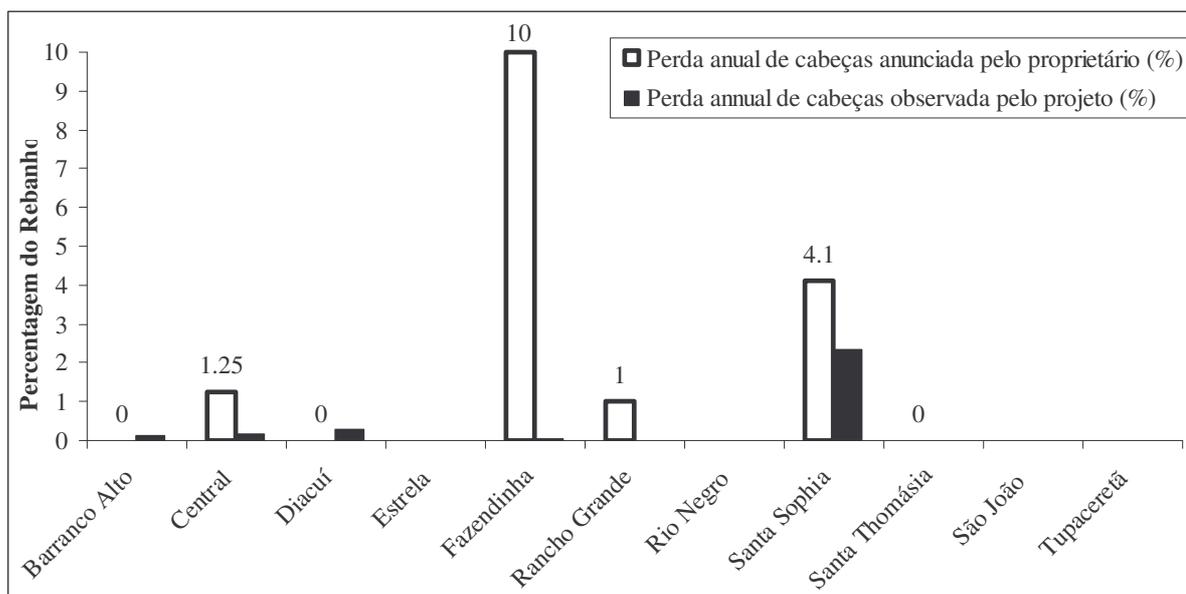


Figura 10. Estimativa de perda anual de cabeças de gado predadas por onças anunciadas pelas fazendas parceiras e perda anual de cabeças de gado averiguadas pelo *Projeto Onça-social*, entre setembro de 2002 e setembro de 2003.

A média de tempo para a vistoria de carcaças reclamadas foi de 2,8 dias e, quando comprovada a predação, a média de tempo para o ressarcimento foi de 4,2 dias úteis a partir da data da reclamação (Tabela 4 e Figura 11).

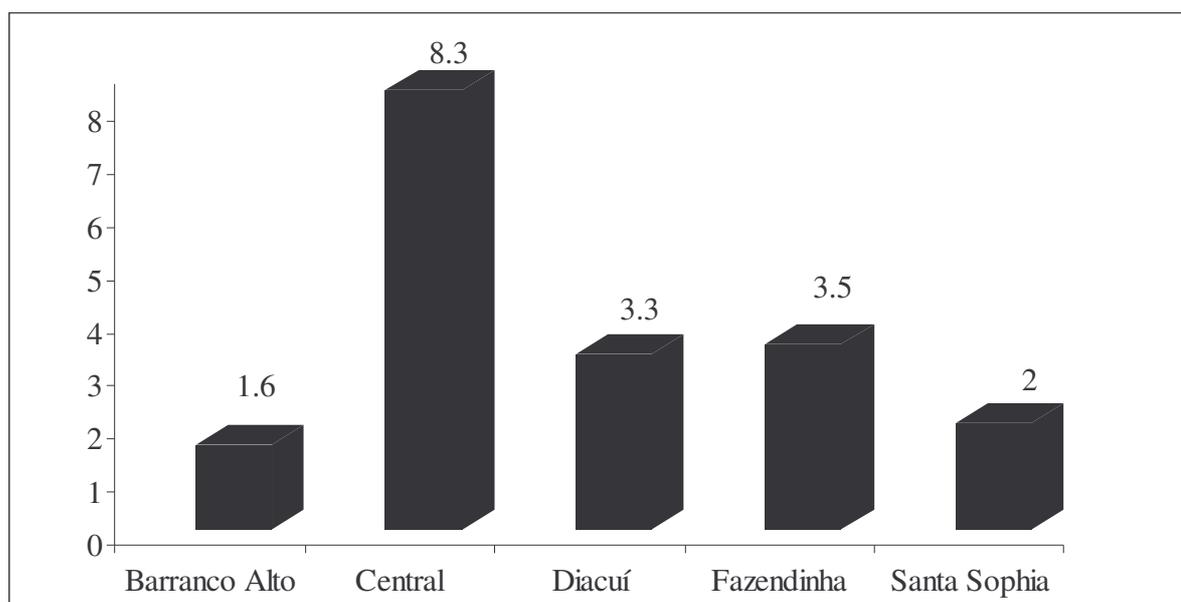


Figura 11. Média de tempo (calculado em dias) para a vistoria da carcaça a partir da data da reclamação.

AÇÃO SOCIAL

Durante o desenvolvimento do estudo, entre setembro de 2002 e setembro de 2003, três campanhas de assistência médico-odontológica e educação ambiental foram realizadas. Na primeira campanha foram atendidos 48 funcionários de cinco fazendas, na segunda 79 funcionários de nove fazendas e na terceira, 75 funcionários de oito fazendas, somando-se um total acumulado de 202 pessoas atendidas e 349 consultas realizadas em seis especialidades médicas e odontologia (Tabela 5 e Figuras 12, 13 e 14). Além das fazendas parceiras, o atendimento se estendeu aos funcionários de mais cinco vizinhas (Cascavel, Firmizinho, Santa Aquilina, São Manoel e São Sebastião) que não faziam parte do programa assistencial, mas que apareceram nas campanhas por iniciativas próprias. Das 11 Fazendas envolvidas no “Projeto Onça-Social”, três (Estrela, Rancho Grande e São João) não participaram de nenhuma das três campanhas realizadas até o presente.

Tabela 5. Total de atendimentos realizados por fazenda nas 1ª, 2ª e 3ª campanhas do *Projeto Onça-Social* que ocorreram em outubro de 2002, abril e agosto de 2003 respectivamente.

Fazenda	Nº atendidos 1ª campanha	Nº atendidos 2ª campanha	Nº atendidos 3ª campanha
Barranco Alto	8	7	0
Cascavel	0	0	8
Central	15	19	0
Diacuí	7	6	4
Fazendinha	0	18	22
Firmizinho	0	1	0
Rio Negro	15	17	9
Santa Aquilina	0	1	0
Santa Sophia	3	5	0
Santa Thomásia	0	5	1
São Manoel	0	0	1
São Sebastião	0	0	7
Tupãceretan	0	0	23
Total	48	79	75

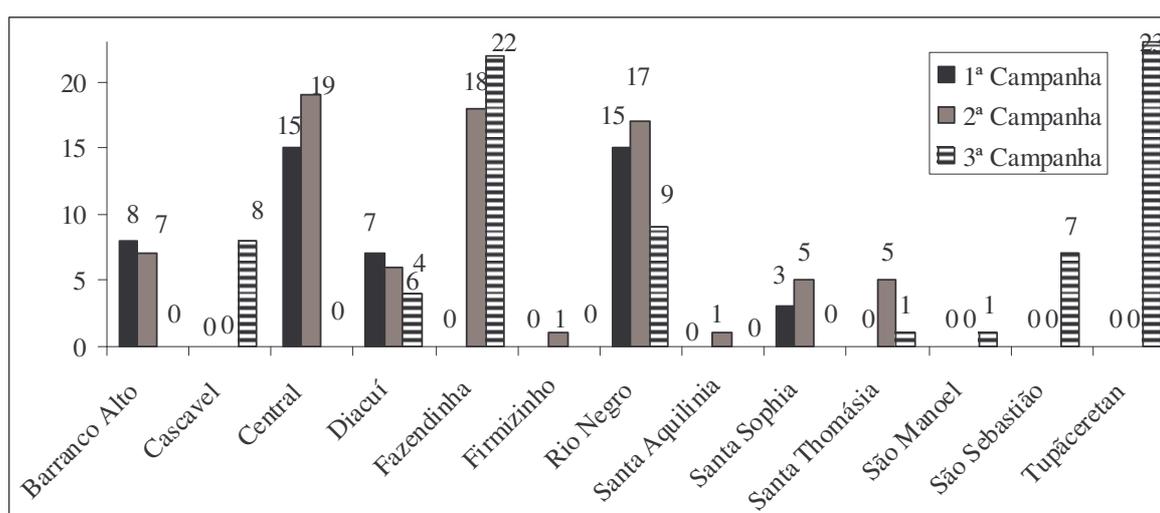


Figura 12. Número de pessoas (funcionários) atendidas por fazenda nas três campanhas.

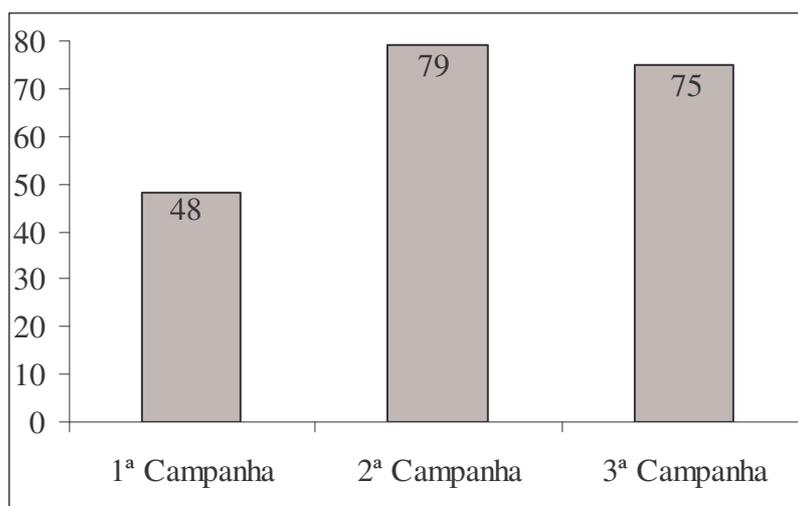


Figura 13. Número total de pessoas atendidas por campanha.

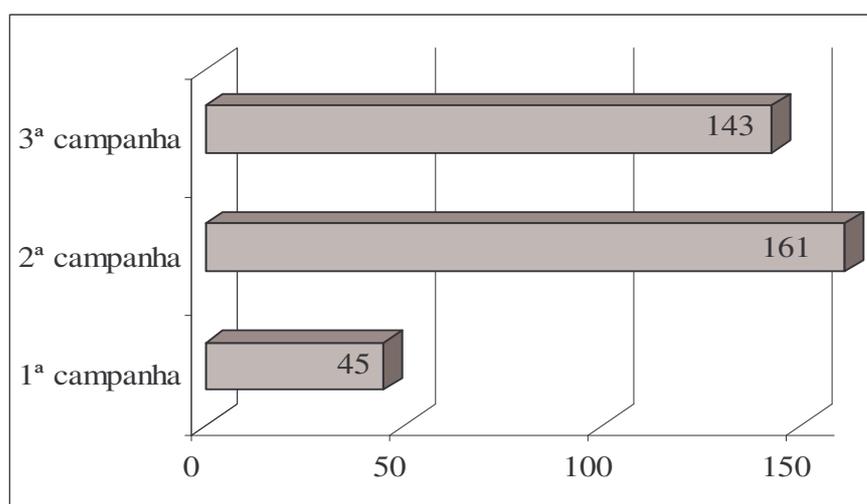


Figura 14. Total acumulado de consultas médico/odontológicas realizadas nas três campanhas do *Projeto Onça-Social*.

Entre as especialidades médicas oferecidas, as mais consultadas foram: odontologia e oftalmologia, com um total de 115 e 74 atendimentos respectivamente, seguidas da pediatria com 58 atendimentos, somando 71% das consultas realizadas (Tabela 6 e Figura 15). Orientação sobre escovação e higiene bucal foram passadas para as crianças e um kit (escova, fio dental e creme dental) doado para cada criança.

Tabela 6. Total de consultas médico-odontológicas realizadas durante as três campanhas do *Projeto Onça-Social*.

Consultas	1ª Campanha	2ª Campanha	3ª Campanha	Total
Cardiologia	2	40	4	46
Clínica Geral	3	6	9	18
Ginecologia	5	17	16	38
Odontologia	21	42	52	115
Oftalmologia	5	42	27	74
Pediatria	9	14	35	58
Total	45	161	143	349

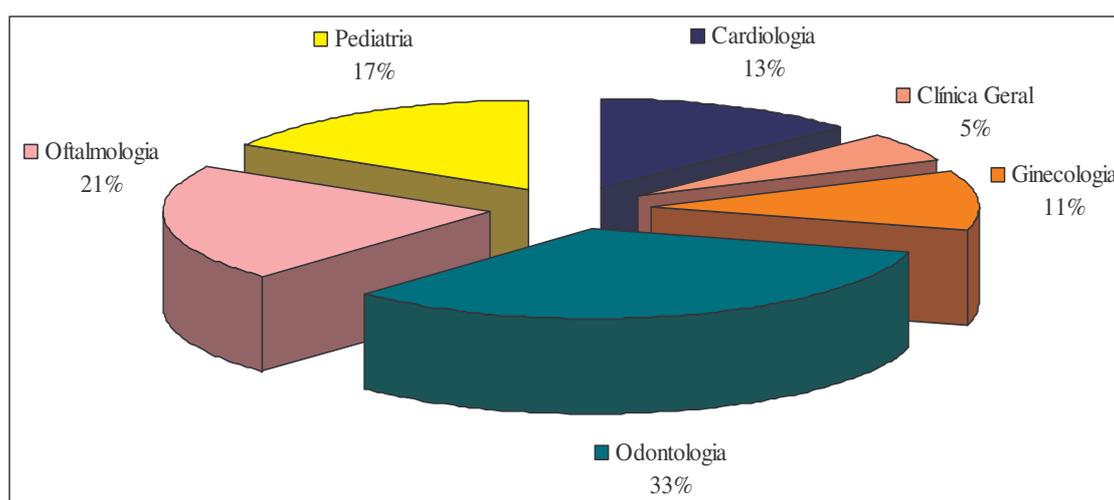


Figura 15. Total acumulado de consultas realizadas na 1ª, 2ª e 3ª campanhas médico-odontológicas do *Projeto Onça-Social*, realizadas em outubro de 2002, abril e agosto de 2003.

Nas três campanhas foram atendidas 153 pessoas, sendo 44 homens, 39 mulheres, 56 crianças, oito jovens (<18 anos) e seis idosos (>60 anos). Os profissionais da área de odontologia atenderam 33,75% dos homens, 47% das crianças e 40% dos jovens; 30,84% das mulheres tiveram tratamento ginecológico e 50% dos idosos fizeram exame oftalmológico (Tabela 7 e Figura 16).

Entre todos os funcionários atendidos 83 eram permanentes e 21 temporários nas fazendas. O índice de escolaridade entre as pessoas consultadas apresentou o seguinte resultado: 8,3% nunca foram a escola; 13,1% estudaram até a 5ª série do ensino fundamental; 4,8% têm o 1º grau completo e 10,7% têm o 2º grau completo.

Tabela 7. Número de consultas realizadas por especialidade médica por idade e sexo dos pacientes atendidos nas três campanhas do projeto onça-social.

Especialidades	Homens	Mulheres	Crianças	Jovens	Idosos	Total
Cardiologia	17	19	0	3	4	43
Clínica Geral	12	4	2	0	0	18
Ginecologia	0	33	0	2	0	35
Odontologia	27	25	55	6	2	115
Oftalmologia	24	26	7	4	6	67
Pediatria	0	0	53	0	0	53
Total	80	107	117	15	12	331

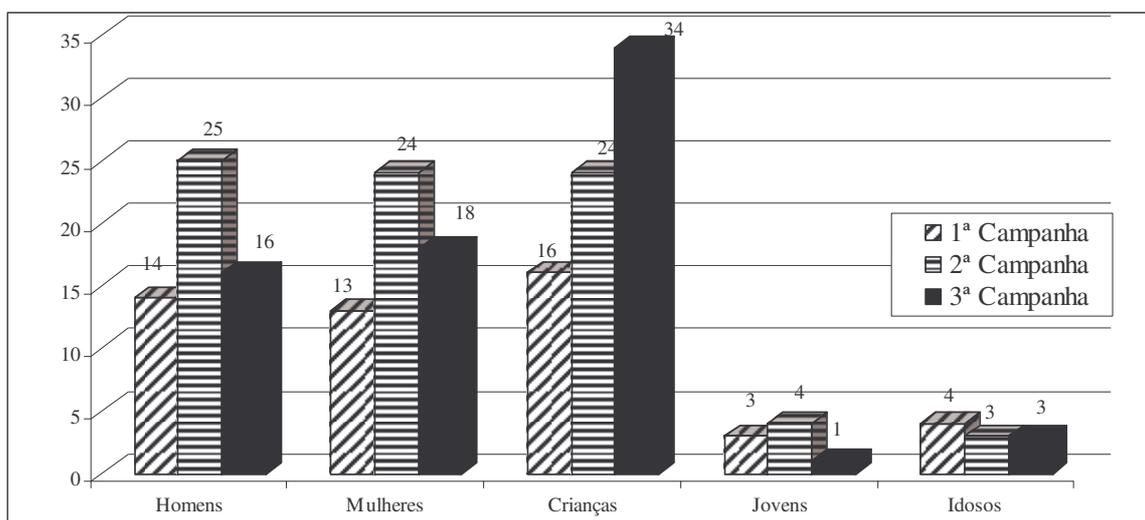


Figura 16. Sexo e faixa etária de pacientes atendidos na 1ª, 2ª e 3ª campanhas médico-odontológicas do Projeto Onça-Social realizadas em outubro de 2002, abril e agosto de 2003.

Foram realizados quatro encaminhamentos para Campo Grande na primeira campanha, 15 na segunda campanha, sendo um para Aquidauana, e nenhum na terceira campanha (Figura 17).

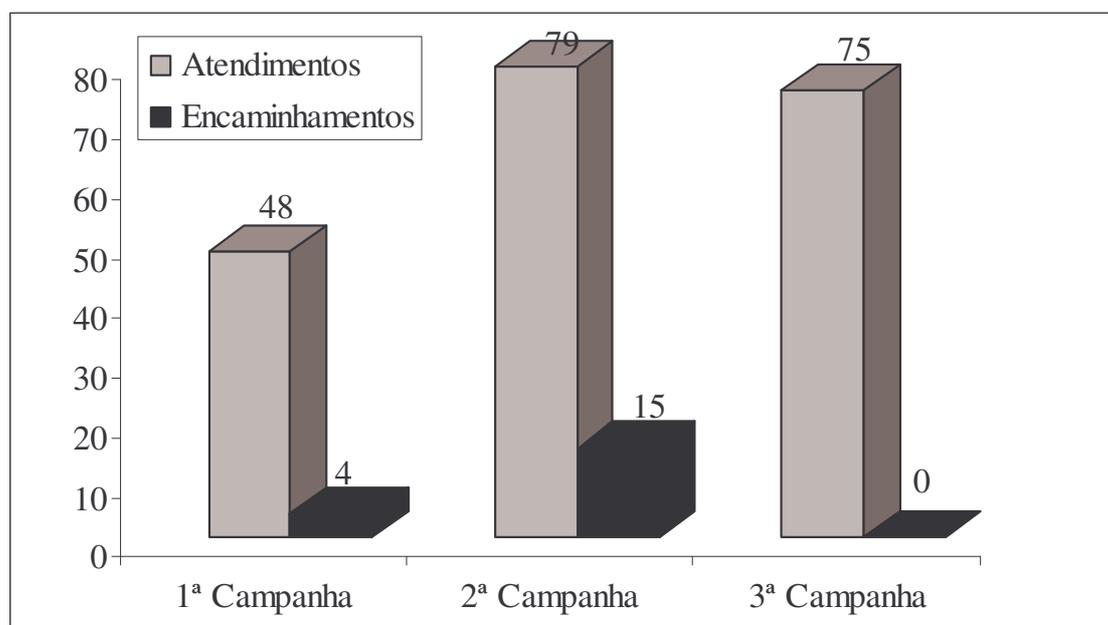


Figura 17. Total de atendimentos e encaminhamentos médicos realizados por campanha.

DISCUSSÃO

Historicamente, o homem tem convivido com a vida silvestre. No entanto, onde homem e fauna competem pelos mesmos recursos, conflitos existem (Conover, 2001). Estudos desenvolvidos em diversos países mostram que os prejuízos causados por animais silvestres em produções agropecuárias têm gerado grande preocupação entre as comunidades produtoras e ambientalistas nos últimos tempos (Conover & Decker, 1991; Woodroffe & Ginsberg, 1998; Fall, 1980; Elias & Valencia, 1984; Acorn & Dorrance, 1994; Fritts *et al.*, 1992; Mahler Jr, 1999). Prejuízos sobre produções podem ter impactos econômicos significativos, sejam em decorrência de roedores (Fall, 1980), de leões (Butler, 2000) ou de elefantes (Hoare & Du Toit, 1999) e as retaliações humanas sobre as espécies “pragas” geram, na maioria dos casos, efeitos negativos sobre a conservação das mesmas (Conover, 2001). Desta forma, se o homem quiser manter a integridade biológica fora de unidades de conservação, formas de manejo de populações e da paisagem, deverão ser elaboradas e aperfeiçoadas para permitir a coexistência entre homem, produção e fauna.

PROGRAMAS DE COMPENSAÇÃO FUNCIONAM? EXPERIÊNCIAS DA REGIÃO DO PANTANAL SUL-MATOGROSSENSE

Programas de compensação monetária por perda de rebanhos domésticos, em decorrência de ataques de predadores naturais, vêm sendo testados e sugeridos como ferramentas de conservação para várias espécies no mundo (Montag, 2003), por exemplo, com leopardo das neves (*Uncia uncia*; Mishra, 1997), lobo (*Canis lubus*; Mishra, 1997; Bury & Fischer, 1999), leopardo e leão (*Panthera pardus* e *Panthera leo*; Butler, 2000) e cheetah (*Ancynox jubatus*; Deon, 2003).

No presente estudo, apesar de 100% das 11 propriedades envolvidas no programa de compensação por perdas de predação por onças, do “*Projeto Onça-social*”, terem relatado que ataques sobre seus rebanhos ocorriam anualmente, durante o seu desenvolvimento, apenas 45% reclamaram perdas de animais por essa causa. É provável que as a frequências de ataques variem sazonalmente em decorrência de disponibilidade de presas naturais e rebanhos domésticos, habitat, ou mesmo, a presença de animais com hábitos voltados a predação de gado, podendo a distribuição de ataques variar consideravelmente em escala de tempo e de espaço dentro de uma mesma região. Por exemplo, a Fazenda Fazendinha, que possui 6.300 cabeças de gado e registrou apenas duas perdas de gado por predação em doze meses do

projeto faz limites com a Fazenda Santa Sophia, que mantêm 1.400 cabeças de gado e registrou 29 ataques por onças neste mesmo período.

A porcentagem de fazendas que realmente detectou ataque foi menor do que o previamente anunciado pelos proprietários antes do início do programa (55%). Apesar disso, é esperado que em decorrência das dificuldades do manejo extensivo do gado no Pantanal e a extensão das propriedades, o monitoramento das perdas reais seja ineficiente. De fato, o número real de perdas pode ser superior ao encontrado por este estudo. Apesar disso, houve uma tendência clara a super-estimativas das perdas, por parte dos proprietários rurais, onde apesar de nem sempre as carcaças encontradas a campo estarem em condições ideais para identificação da *causa mortis* esses registros foram geralmente contabilizados pelos vaqueiros, como resultado de predação por onças. Por exemplo, 14% das carcaças relatadas para o projeto, como resultado de ataques de onças, não apresentavam nenhuma evidência de predação. Estes fatos contribuem para exageros nos números de perdas relatadas por proprietários, chegando a até 1.100% dos valores encontrados neste estudo. Paradoxalmente, prejuízos decorrentes de manejo sanitário e reprodutivo inapropriados, somados a pastagens de má qualidade, devem contribuir muito mais para a baixa produtividade dos rebanhos e mesmo à morte de animais do que o impacto de predação por onças. No entanto, esses manejos geralmente não são tão impactantes aos olhos dos proprietários, principalmente em curto prazo, como a perda de cabeças em decorrência de predação por onças. Ou seja, os valores que se deixam de ganhar com manejo de baixa qualidade são diluídos ao longo tempo enquanto que a predação é pontual no tempo, causando falsa sensação de impacto. Hoogesteijn *et al.* (1993) e Polisar *et al.* (2003) descrevem situação semelhante em fazendas de gado na Venezuela.

Se considerarmos a perda encontrada de 0,19% sobre o número total do rebanho das propriedades envolvidas neste estudo (22.484 cabeças), esse número é aparentemente baixo. No entanto equivalem a R\$ 10.000,00 (US\$ 3,448), tendo como valor médio pago por cabeça, R\$ 250,00, e além do que sob a ótica financeira do negócio da criação de gado, qualquer prejuízo dever ser evitado, principalmente aqueles cuja causa pode ser manejada imediatamente, como uma onça.

Entender a ecologia da predação das onças em áreas onde a pecuária é desenvolvida é fundamental para um plano de manejo tanto das espécies nativas do gado, bem como da paisagem, de forma a minimizar ou evitar ataques. Uma análise de risco ou susceptibilidade à predação de um rebanho pode ser avaliada através da análise da relação de distribuição dos

ataques com os habitats associados e períodos do ano. Na área de estudo, observou-se que os ataques por onça-pintada se concentraram nas propriedades próximas aos habitats mais úmidos (localmente conhecidos como brejos). Ainda, sabendo que as duas espécies predam o gado em faixas de idade distintas, (onça-parda: 3 dias a 6 meses; onça-pintada: 12 a 38 meses), é possível planejar o manejo espacial do gado na propriedade conforme sua faixa etária e a espécie do predador. Neste estudo observou-se que as propriedades obtiveram diferentes frequências de ataques entre as onças-pintadas e onças-pardas. Por exemplo, as fazendas Barranco Alto, Central e Diacuí registraram perdas por onças de 0,18%, 0,17% e 0,3%, respectivamente, sendo 100% dos ataques associados às onças-pardas, enquanto que as fazendas Fazendinha e Santa Sophia perderam 0,03% e 2,3%, respectivamente, tanto por onças-pardas como por onças-pintadas. Ou seja, as duas propriedades que mantêm rebanhos próximos aos habitats ideais de onças-pintadas foram mais susceptíveis à predação por esta espécie. Polisar *et al.* (2003) observaram que a distribuição de ataques de onças-pintadas e onças-pardas numa Fazenda nos Lhanos Venezuelanos também apresentou relações distintas quanto aos habitats. Desta forma, quando se sabe qual é o predador que está causando os ataques, as ações de manejo podem ser orientadas de acordo com a distribuição dos habitats naturais da propriedade.

A proposta de compensação financeira por prejuízos causados pela predação por onças é bastante atrativa e vantajosa para os pecuaristas, principalmente por não existir nenhuma alternativa equivalente por parte das autoridades governamentais brasileiras, responsáveis pelo meio ambiente. Rabinowitz (1986) considera a possibilidade de abate de onças-pintadas em Belize, que venham a ser “depredadoras de rebanhos domésticos”, seguido de uma compensação do fazendeiro pelos prejuízos obtidos. Swank & Teer (1989) e Hoogesteijn *et al.* (1993) propõem utilizar dados científicos para embasar programas similares de compensação financeira para fazendeiros com alta incidência de predação por onças-pintadas, interligado com um programa de caça esportiva direcionada aos animais “problemas”. Desta forma os recursos levantados com as licenças de caça favoreceriam os proprietários dos rebanhos. Crawshaw (1995) considera a compensação financeira ou isenção de impostos como alternativas de conservação de onças-pintadas no entorno do Parque Nacional do Iguazu. No entanto, quando se propõe o manejo de animais ou a compensação financeira por prejuízos causados, há uma série de vantagens e desvantagens que devem ser levadas em consideração:

Vantagens

- 1) A ocorrência da espécie alvo de proteção passa a ser de interesse de muitos proprietários que possuem pequenas perdas, mas que vislumbram a possibilidade de serem compensados. Cria-se um sentimento de merecedor de um programa de “destaque público”.
- 2) Considerando que programas de compensação sejam realizados enfocando espécies que são naturalmente carismáticas para a sociedade, como é o caso das onças, as propriedades envolvidas podem utilizar a “proteção” à onça, como uma ferramenta de atrativo para o eco-turismo em suas propriedades, aumentando o interesse público por suas áreas;
- 3) Programas de compensação envolvendo a participação de toda a comunidade (proprietários e funcionários) aumentam o número efetivo de pessoas envolvidas na conservação da espécie-alvo. Ainda, vários segmentos da comunidade podem obter vantagens com a conservação da espécie-alvo, como serviços de guia, venda de artesanato, aluguel de residências, comércio de alimentos, etc (Dinerstein *et al.*, 1999).
- 4) Protege-se a espécie alvo de interesse, em áreas não-governamentais, sem a necessidade de se adquirir propriedades ou manter efetivo de vigilância (agentes de fiscalização) e corpo administrativo;
- 5) O custo anual de manutenção de um projeto, como no caso do *Projeto Onça-Social* (aproximadamente R\$ 60.000,00), que cobre uma área aproximada de 154.000 hectares de propriedades privadas, pode ser 60% mais barato do que o custo de manter uma área equivalente como uma estrutura de Unidade de Conservação governamental (aprox. R\$180.000,00; utilizando os 131.000 hectares do Parque Nacional das Emas como referência, Gabriel Cardoso, diretor do Parque, com. pess.).

Desvantagens

- 1) Programas de compensação podem supervalorizar a espécie alvo e seu respectivo impacto sobre produções, de tal forma que outras regiões que não recebem os benefícios da compensação podem se sentir em desvantagem e no direito de abater a espécie;

- 2) Programas de compensação devem ser sempre desenvolvidos em limitados espaços geográficos, onde a parte operacional e técnica do projeto possam ser executadas em tempo hábil e o monitoramento do sucesso possa ser medido;
- 3) Propriedades com manejo sanitário e reprodutivo inadequado de seus rebanhos podem se acomodar com a situação do ressarcimento e não investir em práticas que melhorem este manejo. Além disso, esses pecuaristas podem supervalorizar eventuais ataques e desconsiderar a existência de deficiências em seu manejo que prejudicariam a produtividade do rebanho (Hoogesteijn *et al.*, 1993).
- 4) Há esforços extras da propriedade em localizar, registrar, e comunicar as carcaças encontradas e, posteriormente, retornar ao local do ataque com um técnico do projeto;
- 5) Programas de compensação devem ter um cronograma claro de execução e de regras entre as partes (beneficiados e patrocinadores) de tal forma que expectativas interpretadas como não cumpridas pelo contemplado levem a uma frustração por parte dos pecuaristas e reverta a situação em retaliações ainda maiores sobre a espécie que se procura proteger;
- 6) Antes de seu início, os programas de compensação devem ter um cronograma de desenvolvimento cuidadosamente planejado, onde preferencialmente se aborde longos prazos. No caso de onças, se o objetivo for recuperar populações em declínio, é interessante considerar o tempo mínimo de algumas gerações (5-6 anos). Programas de curta duração para espécies com ciclos de vida longos poderão apenas evidenciar a presença da espécie numa área e causar um aumento exagerado no seu “valor”. Para futuros potenciais patrocinadores essa supervalorização pode inviabilizar o custo do programa, e uma conseqüente interrupção do benefício poderá se reverter em aumento da retaliação sobre a espécie, que passa a ser “super-evidenciada”.
- 7) A medida do sucesso de um programa depende de um monitoramento paralelo de dados populacionais, o que exige a contratação de um técnico treinado e recursos financeiros direcionados também a outras atividades;

Programas de compensação por perdas deveriam ser priorizados para espécies com alto grau de ameaça e em locais onde o manejo por eliminação direta (abate ou remoção) ou por métodos indiretos (cercamento de reserva ou manejo de rebanhos) tenham custos

proibitivos ou não sejam estrategicamente desejados. Desta forma os escassos recursos financeiros de conservação poderiam ser empregados em populações estrategicamente distribuídas, como, por exemplo: populações fonte que suprem metapopulações, populações de áreas de entorno de unidades de conservação e corredores ecológicos. Haja visto o custo operacional de programas de compensação em todas as áreas de conflitos, seria virtualmente impossível, nos dias atuais, em um país com a extensão do Brasil e prioridades governamentais voltadas aos setores sociais e industriais, a aplicação destes programas em larga escala.

PROGRAMAS SOCIAIS E O ENVOLVIMENTO DA COMUNIDADE NA CONSERVAÇÃO

Programas de conservação fora de áreas protegidas sem o envolvimento das comunidades locais estão fadados a não cumprirem seus objetivos (Eltringham, 1994; James, 2002). O “*Projeto Onça-Social*” procurou envolver patrões e funcionários em seu programa de benefícios, onde os patrões seriam compensados pelas perdas de seu rebanho e os funcionários beneficiados com melhorias na qualidade de vida, através de atendimentos médico-odontológicos gratuitos na região onde residem. Ainda, como mencionado acima, habitantes da região contemplada podem desenvolver atividades paralelas, como o comércio, o turismo e o artesanato, que aumentem suas receitas mensais (Jackson & Wangchuck, 2001).

A aceitação e o sucesso do “*Projeto onça-social*” pela comunidade local podem ser medidos pelo aumento de 60% de participação no número de pessoas atendidas na segunda campanha em relação à primeira. Nestas campanhas de atendimento foram ministradas palestras sobre os objetivos do projeto e da importância ecológica da espécie. Um almoço de confraternização patrocinado pelo “*Projeto Onça-Social*” em cada campanha proporcionou a socialização da comunidade, no caso, unida pela razão da conservação de uma espécie.

A aceitação de um projeto de conservação por toda comunidade envolvida é determinante para seu sucesso, e essa aceitação, que muitas vezes envolverá mudanças de atitudes, só ocorrerá de fato, em casos onde os benefícios para a comunidade sejam evidentes, diretos e sem burocracias (Mishra, 1997).

Antes de se estabelecer um programa de compensação, onde se vise recuperar ou manter a população de um predador, é determinante pesquisar sobre a percepção da comunidade local sobre a presença da espécie. Kellert *et al.* (1996) compararam as atitudes humanas do passado e presente em relação aos maiores carnívoros norte-americanos e verificaram que, apesar de atualmente a perseguição às espécies ter diminuído, historicamente

todos os grandes predadores eram caçados indiscriminadamente, seja por esporte ou por retaliação a prejuízos que causavam sobre rebanhos domésticos. No Pantanal, por exemplo, a tradição de caçar onças vem desde a sua colonização, onde funcionários eram contratados exclusivamente para eliminar o predador da propriedade como justificativa de proteção preventiva de seus rebanhos. A caça à onça, pode ter também uma conotação cultural forte nesta região, onde o homem que abate um animal de tamanha força é tido como pessoa máscula e corajosa, embora, eventualmente, caçadas a onças fossem utilizadas como forma de lazer pelos pantaneiros e como esporte por caçadores de fora do Pantanal (Schaller, 1980; Almeida, 1990). Histórias de caçada de onças no Pantanal sempre envolvem emocionados relatos de bravura e riscos (Almeida, 1990). Isso colabora para entusiasmar novos caçadores, ao mesmo tempo em que colabora com um aumento da mística sobre a espécie, inclusive a de que pode ser uma ameaça a humanos, influenciando negativamente os programas de conservação da espécie. Por exemplo, Conforti e Azevedo (2003) registraram que 52% dos moradores do entorno do Parque Nacional do Iguazu acreditavam que onças-pintadas apresentavam riscos para a vida humana, apesar de, segundo Almeida (1990) não haver relatos de ataques não provocados. Já na região do Cerrado, a caça de onças sempre foi mais discreta do que no Pantanal, animais são abatidos mais especificamente em retaliação a predação sobre rebanhos domésticos. Considerando que a percepção humana em relação a presença de onças difere regionalmente, é importante que se conheça, anteriormente, o histórico da relação homem - predador em cada região para moldar ações de conservação envolvendo a comunidade local.

PREDADORES NO ENTORNO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO

O ataque de grandes predadores sobre rebanhos domésticos de propriedades no entorno de Unidades de Conservação é um problema em qualquer lugar do mundo onde estes ocorrem, como por exemplo: leopardo das neves (*Uncia uncia*; Mishra, 1997; Jackson & Wangchuck, 2001), lobo (*Canis lupus*) na Índia (Mishra, 1997); leopardo (*Panthera pardus*) na África (Butler, 2000); onça-pintada no Brasil (Conforti & Azevedo, 2003). Woodroffe e Ginsberg (1998) investigaram 22 estudos com grande carnívoros em áreas protegidas e verificaram que 74% de 635 mortes registradas foram causadas por humanos. Esses autores concluem que o efeito negativo nas populações “protegidas”, causado por abates de predadores no entorno de unidades de conservação, é mais impactante do que eventos estocásticos naturais.

Entre os conflitos homem/produção/predadores, aqueles situados no entorno de Unidades de Conservação, correspondem sempre aos de solução mais complexa e dispendiosa. Uma vez que o objetivo maior das Unidades de Conservação é o de manter populações nativas, onde o conflito existir será sempre necessário uma interferência no sentido de reduzir as perdas de cada um dos lados, seja através de manejo direto ou indireto da espécie, seja através de medidas de ajuste do manejo dos rebanhos domésticos nas propriedades, ou por cercamento da reserva, ou até mesmo através de programas de compensação por perdas. De uma forma ou de outra, é necessário que seja incluída esta temática nas discussões e planos de manejo das UC's.

Numa avaliação geral, entre 2000 e 2002, o número de ataques de onças sobre os rebanhos das propriedades do entorno do PNE tenderam a se manter na mesma proporção, até que em 2003 houve uma queda de 30%. Esta queda pode estar refletindo a implantação de atividades de manejo do gado visando a diminuir sua susceptibilidade à predação, já que as quatro propriedades que executaram manejo representaram 73% de todas as perdas. Se considerada a grande extensão do perímetro do Parque Nacional das Emas, pode-se dizer que o conflito entre predadores e pecuaristas em seu entorno é relativamente pequeno. Aliás, de acordo com os dados coletados houve uma tendência a queda durante os três anos de estudo. No entanto, nenhuma correlação evidente para esta queda foi detectada, mas é possível que a alternância de uso do solo entre pastagens e lavouras em algumas propriedades, associada a um bom manejo de pastagem possam alterar a incidência anual de predação através da falta de previsibilidade anual de recurso (bezerros) para indivíduos com hábitos da predação sobre rebanhos domésticos.

Já na região do entorno do Parque Nacional do Iguaçu o problema histórico de conflitos rebanhos domésticos/onças parece ter origens além do simples ataque de animais que vivem na periferia do Parque. Além disso, a excessiva frequência de caça furtiva das principais presas das onças dentro da reserva (queixadas, veados e pacas) tem levado a decréscimos destas populações a ponto de rebanhos bovinos e ovinos de propriedades do entorno passarem a ser uma opção de sobrevivência para as onças (Crawshaw, 1995; Conforti & Azevedo, 2003). Essa competição humana pelas mesmas presas naturais das onças tenderá a perdurar e aumentar o ciclo de predação e conseqüente abate desses predadores. Jorgenson & Redford (1993) destacam conseqüentes declínios de populações de onças-pintadas onde a caça sobre suas principais presas por humanos atingem níveis altos.

Desta forma, programas de conservação no entorno de Unidades de Conservação voltados para predadores, como as onças, devem levar em consideração, além de programas de educação ambiental, ações eficientes de fiscalização contra a caça da fauna nativa.

ONÇAS FORA DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO: A COEXISTÊNCIA É POSSÍVEL?

O conflito entre grandes predadores e pecuaristas tenderá a ocorrer em todo o mundo onde estes coexistirem (Estes, 1996; Mizutani, 1999; Woodroffe, 2000; Messmer, 2000). Esta coexistência entre homem e grandes predadores é talvez, um dos mais complexos desafios para a Biologia da Conservação. No Pantanal e no Cerrado, assim como na maioria da área de distribuição das onças, que compartilham suas áreas de uso com terras de produção pecuária, o abate dos predadores em retaliação aos prejuízos possivelmente continuará sendo a segunda principal ameaça à conservação das onças-pintadas e onças-pardas, depois da perda de hábitat.

Todavia, considerando que onças-pintadas e onças-pardas causam prejuízos a rebanhos domésticos e que a legislação ambiental brasileira não permite o abate destes predadores sem autorização explícita, é necessário que ferramentas eficientes e efetivas de manejo sejam estudadas e implementadas. Diversas formas de manejo de predadores em outras partes do mundo são utilizadas, como por exemplo captura, remoção e translocação dos “animais problema” (Sivananthan, 1983; Stahl *et al.*, 2001), abate direto (sendo em casos particulares, através de envenenamento; Allen & Sparkes, 2001) e caça esportiva (Ross *et al.*, 1992; Bigalke, 2000). Rabinowitz (1986) não obteve sucesso na translocação de onças-pintadas em Belize e não recomenda esse método como ferramenta de manejo. Por outro lado, o autor considera que o abate de animais “depredadores” de rebanhos domésticos e a compensação do pecuarista deva ser considerada em alguns casos. Em contrapartida, no Brasil, se considerarmos que o abate direto de animais por pecuaristas não seja a melhor forma de manejar os animais “problemas”, em decorrência da falta de monitoramento sistemático, a caça esportiva se torna uma das últimas opções viáveis de manejo. Para regiões do Pantanal onde as propriedades são geralmente latifúndios, se dados científicos comprovarem a existência de um “animal-problema”, além da impossibilidade de outra solução para o conflito, a caça esportiva embasada cientificamente poderia ser a opção de manejo a ser adotada. Assim, parte da receita, proveniente das licenças de abate poderiam voltar para a manutenção de programas de monitoramentos populacionais de onças e

fiscalização, onde o monitoramento de populações indicaria o número máximo de abates permitidos anualmente.

Programas de caça esportiva são desenvolvidos em grande parte do mundo envolvendo várias espécies. Lewis e Alpert (1997) avaliaram os impactos positivos da caça esportiva sobre a economia local e conservação das espécies caçadas na Zâmbia, onde um terço do que é arrecadado anualmente com licenças de caça (US\$ 1,3 milhões) é destinado ao órgão ambiental federal daquele país. Hurt e Ravn (2000) e Child (2000) avaliaram que, sem retorno financeiro para comunidades e donos de terras, é impossível praticar a conservação de espécies que causam prejuízos. Os estudos supracitados propõem modelos auto-sustentáveis para safaris, utilizando as experiências de países africanos, onde toda a comunidade local e espécies caçadas se beneficiariam. Eltringham (1994) argumenta que por ser elitizada e cara, a caça esportiva para algumas regiões traz mais retorno financeiro por unidade de investimento do que o safari fotográfico tradicional.

Os modelos e valores em operação em outras partes do mundo poderiam servir de parâmetro para um planejamento de manejo auto-sustentável de onças-pintadas e onças-pardas em algumas regiões do Pantanal, ou mesmo em outras regiões onde essas espécies são abundantes. Por exemplo, sabe-se que uma licença de abate de um leopardo na Etiópia custa US\$ 4,000 (Hurt & Ravn, 2000), o equivalente a aproximadamente 29 cabeças de gado (no valor de R\$ 400,00 / US\$ 137) no Brasil. No entanto, considerando a exclusividade de uma caçada de onça, o valor por licença poderia ser reconsiderado como o triplo do que se paga para um leopardo, compensando ainda mais prejuízos causados em rebanhos domésticos.

Vários autores que estudaram a predação de onças-pintadas sobre rebanhos domésticos discutem a caça esportiva ou simplesmente o abate, direcionados aos animais depredadores, como uma alternativa de manejo da espécie (Rabinowitz, 1986; Swank & Teer, 1989; Hoogestijn *et al.*, 1993). No entanto, como propõem Hoogestijn *et al.* (1993), são necessários estudos de campo que fundamentem os números das populações e suas potenciais taxas de desfrute. Afinal, sem dados de monitoramento demográfico não é possível avaliar com critério científico a potencialidade da exploração sustentável de uma população. Por exemplo, Lindzey *et al.* (1992) verificaram que uma taxa de desfrute de 27% de uma população de onças-pardas nos Estados Unidos estava direcionando-a ao declínio. Sendo assim, propostas que envolvam a remoção de animais de uma determinada população devem, obrigatoriamente, desenvolver, paralelamente, um programa de monitoramento populacional para orientar as taxas anuais de desfrutes.

Não é intenção aqui, discutir um modelo ideal de caça para onças-pintadas e onças-pardas no Brasil, pois isso deverá ser moldado de acordo com as diferentes condições regionais, logísticas e populações efetivas das espécies alvo a serem desfrutadas. O que se torna importante amadurecer é que as receitas geradas desse mercado não explorado no Brasil poderiam ser revertidas em fiscalização, pesquisas de monitoramento em longo prazo das espécies e na compra de áreas de preservação. Vale lembrar que, independentemente da legalidade do ato, onças-pintadas e onças-pardas depredadoras de rebanhos domésticos são historicamente eliminadas no país sem produzir estatísticas nem receitas para nenhuma das partes. Pesquisas com leopardos na África do Sul e com manejo de caça de subsistência, na Bolívia sugerem estratégias de conservação similares (Bailey, 1993; Noss & Cuellar, 2001).

Como sugere Dalponte (2002), reverter a presença de grandes predadores em receitas provenientes de eco-turismo também pode ser uma alternativa viável para o Pantanal. Uma fazenda como a Santa Sophia que, durante os 10 meses deste estudo (set/02 a jun/03), perdeu 33 cabeças de gado, o equivalente a R\$ 8.250,00 (US\$ 2,845), poderia obter maior receita através do eco-turismo ou safaris fotográficos. Por exemplo, no mesmo período do monitoramento desta predação, turmas de sete eco-voluntários estrangeiros do Instituto Earthwatch, pagaram o equivalente a R\$ 54.708,00 (US\$ 18,865) para participarem, durante sete dias, como assistentes do projeto de pesquisa com a onça-pintada em uma propriedade do Pantanal do Rio Negro, mais de 6,6 vezes o valor gasto com a compensação de cabeças perdidas por predação na Fazenda Santa Sofia. Desta forma, propriedades como a Fazenda Santa Sofia, que historicamente tentaram minimizar os prejuízos anuais contratando caçadores ilegais para abater as onças, poderiam conciliar um sistema auto-sustentável de monitoramento populacional, eco-turismo ou caça esportiva, que gerariam empregos, impostos e todas as partes envolvidas poderiam obter resultados positivos.

Independente de qual forma de compensação por perdas que se utilize, é importante que sejam criadas urgentemente alternativas para compensar o “custo” de predadores como as onças em terras privadas. Afinal, não parece justo que a sociedade seja presentada com o bônus de um ambiente equilibrado, composto por predadores naturais, enquanto que pecuaristas arquem sozinhos com o ônus de mantê-los em sua propriedade. Ainda, utilizando o exemplo da onça-parda da Florida (Maher *et al.*, 2001), é importante avaliar com antecedência que o custo de manter predadores como as onças-pintadas e onças-pardas, em áreas onde ainda ocorrem, deverão ser muito menores do que os valores a serem gastos com a

implementação de programas para recuperar populações em declínio ou já extintas (Smith *et al.*, 1999).

CONCLUSÕES

- Entre as 14 propriedades do entorno do Parque Nacional das Emas que desenvolvem a pecuária como uma das atividades principais, 10 (71%) reclamaram de prejuízos decorrentes da predação por onças-pintadas ou onças-pardas. No entanto, o índice médio de predação detectado neste estudo, 0.58% do total de cabeças foi considerado tolerável pelos proprietários.
- Dentre as 11 fazendas monitoradas na região do Pantanal do Rio Negro, apenas 45% registraram reclamações de perdas de cabeças de gado em decorrência de ataques de onças durante este estudo. Considerando o rebanho de 22.484 cabeças de gado, distribuído entre as 11 propriedades monitoradas, o índice de predação detectado durante este estudo foi de 0.19%, indicando uma menor incidência do problema em comparação com a região do entorno do Parque Nacional das Emas.
- Na região do Parque Nacional das Emas a onça-parda é maior responsável por ataques, ao contrário do Pantanal do Rio Negro onde a relação é inversa;
- A porcentagem de fazendas que realmente detectaram ataques foi menor do que o previamente anunciado pelos proprietários antes do início do programa (55%). Apesar disso é esperado que em decorrência das dificuldades do manejo extensivo do gado no Pantanal e à extensão das propriedades, o monitoramento das perdas reais seja ineficiente. Apesar disso, houve uma tendência clara a super-estimativas das perdas, por parte dos proprietários rurais;
- Entender a ecologia da predação das onças em áreas onde a pecuária é desenvolvida é fundamental para um plano de manejo tanto das espécies, do gado, bem como da paisagem, de forma a minimizar ou evitar ataques. Uma análise de risco ou susceptibilidade à predação em cada propriedade pode ser eficiente para auxiliar planos de manejos que visem minimizar ou evitar ataques.

LITERATURA CITADA

- Acorn, R. C. e Dorrance, M. J. 1994. An Evaluation of anti-coyote electric fences. In: Proc. 16th Vertebr. Pest Conference. Published at Univ. of Calif., Davis.4550.
- Allen, L. R. e Sparkes, E. C. 2001. The effect of dingo control on sheep and beef cattle in Queensland. *Journal of Applied Ecology*, 38:76-87.
- Almeida, T. 1990. Jaguar hunting in Mato Grosso and Bolivia. Safari Press, CA, USA.
- Bailey, T. N. 1993. The African leopard: ecology and behavior of a solitary felid. Columbia University Press, New York.
- Bigalke, R. C. 2000. Functional relationship between protected and agricultural areas in South Africa and Namibia. Em: *Wildlife Conservation by Sustainable Use* (H. H. T. Prins, J. G. Grootenhuis, T. T. Dolan (Edts.)), Kluwer Academic Publishers.
- Blanco, J. C. 2003. Snow leopards and local livelihoods: managing the emerging conflicts through an insurance scheme. *Carnivore Damage Prevention News*, No. 6, Feb-2003, pp. 2-6.
- Bury, S. e Fischer, H. 1999. Top 10 Reasons to Support Rancher Compensation. *Endangered Species Bulletin* March/April, 24(2): 24-25.
- Butler, J. R. A. 2000. The economic costs of wildlife predation on livestock in Gokwe communal land, Zimbabwe. *African Journal of Ecology*, (38): 23–30.
- Child, B. 2000. Making wildlife pay: converting wildlife's comparative advantage into real incentives for having wildlife in African savannas, case studies from Zimbabwe and Zambia.
- Conforti, V. e Azevedo, F. C. C. 2003. Local perceptions of jaguars (*Panthera onca*) and pumas (*Puma concolor*) in the Iguaçú National Park area, south Brazil. *Biological Conservation*.
- Conover, M. 2001. Resolving human-wildlife conflicts. The science of wildlife damage management. Lewis Publishers, 418 pp.
- Conover, M. R. e Decker, D. J. 1991. Wildlife damage to crops: perceptions of agricultural and wildlife professionals in 1957 and 1987. *Wildlife Society Bulletin*, 19 (1): 46-52.
- Cozza, K., Fico, R. e Battistini, M. L. 1996. The damage-conservation interface illustrated by predation on domestic livestock in central Italy. *Biological Conservation*, 78:329-336.
- Crawshaw, Jr. P. G. e Quigley, H. B. 1991. Jaguar spacing, activity and habitat use in a seasonally flooded environment in Brazil. *Journal of Zoology*, 223:357-370

- Crawshaw, P.G. 1995. Comparative ecology of ocelot (*Felis pardalis*) and Jaguar (*Panthera onca*) in a protected subtropical forest in Brazil and Argentina. Tese de PhD., University of Florida, 190pp.
- Dalponete, J. C. 2002. Dieta del jaguar y depredacion de ganado en el norte de Pantanal, Brasil. Em: (Medellin, R. A., C. Chetkiewicz, A. Rabinowitz, K. H. Redford, J. G. Robinson, E. Sanderson, and A. Taber, editores.), pp. 223-235. Jaguars in the new millennium. A status assessment, priority detection, and recommendations for the conservation of jaguars in the Americas. Mexico D. F., UNAM/WCS.
- Deon, C. 2003. South African Cheetah Compensation Fund. Carnivore Damage Prevention News, No. 6, Feb-2003, pp. 2-6.
- Dykevan, F. G.; Brocke, R. H.; Shaw, H. G.; Ackerman, B. B.; Hemker, T. P. e Lindzey, F. G. 1986. Reactions of mountain lions to logging and human activity. Journal of Wildlife management, 50(1):95-102.
- Elias, D. J., e Valencia G. D. 1984. La agricultura latinoamericana y los vertebrados plaga. Interciência. 9(4):223-229.
- Eltringham, S. K. 1994. Can wildlife pay its way? Oryx, 28(3):163-168.
- Estes, J. A. 1996. Predators and ecosystem management. Wildlife Society Bulletin 24: 390-396.
- Fall, M. W. 1980. Management strategies for rodent damage problems in agriculture. Biotrop. Special. Publication. 12: 177-182.
- Fergus, C. 1991. The Florida panther verges on extinction. Science, 251:1178-1180.
- Fritts, S. H., Paul, W. J.; Mech, L. D e Scott, D. P. 1992. Trends and management of wolf-livestock conflicts in Minnesota. 1992. Resource Publication, 181: 126.
- Hoare, R. E. e Du Toit, J. T. 1999. Coexistence between people and elephants in African savannas. Conservation Biology, 13(3):633-639.
- Hoogsteijn, R., Hoogsteijn, A. e Mondolfi, E. 1993. Jaguar predation and conservation: cattle mortality caused by felines on three ranches in the Venezuelan Llanos. Symposium of the Zoological Society of London (65):391-407.
- Hurt, R. e Ravn, P. 2000. Hunting and its benefits: an overview of hunting in África with special reference to Tanzania, Em: Wildlife Conservation by Sustainable Use (H. H. T. Prins, J. G. Grootenhuys, T. T. Dolan (Edts.), Kluwer Academic Publishers. _NOME!!!!!!

- Jackson, R. e Wangchuck, R. 2001. Linking snow leopard conservation and people-wildlife conflict resolution: grassroots measures to protect the endangered snow leopard from herder retribution. *Endangered Species Update*, 18 (4):138-141.
- Johnson, R. J.; Case, R. M e Beck, M. M. 1995. Biodeterioration of the Biosphere: where does wildlife damage management stand? *International Biodeterioration & Degradation*: 7-23.
- Jorgenson, J. P. e Redford, K. H. 1983. Humans and big cats as predators in the notropics. *Symposium of the Zoological Society of London*, 65:367-3990.ANO!!!!
- Kellert, R. S.; Black, M.; Rush,, C. R. e Bath, A. J. 1996. Human culture and large carnivore conservation in North America. *Conservation Biology*, 10(4):977-990.
- Leeuwenberg, F. 1997. Manejo de fauna cinérgica na reserva indígena xavante de Pimentel Barbosa, Mato Grosso. Pgs:233-238 Em: C. V . Padua & R. E. Bodmer, (Editores). *Manejo e Conservação da vida Silvestre no Brasil*. MCT- CNPq- Sociedade Civil de Mamirauá.
- Leite, M. R. P., e Boulhosa, R. L. P. 2002. Ecology and conservation of jaguar in the Atlantic coastal forest, Brazil. Pp. 25-42 Em: Medellín, R. A., C. Chetkiewicz, A. Rabinowitz, K. H. Redford, J. G. Robinson, E. Sanderson, and A. Taber. (eds.). *Jaguars in the new millennium. A status assessment, priority detection, and recommendations for the conservation of jaguars in the Americas*. Mexico D. F., Universidad Nacional Autónoma de México/Wildlife Conservation Society.
- Lewis, D. M. e Alpert, P. 1997. Trophy hunting and wildlife conservation in Zambia. *Conservation Biology*, 11(1):59-68.
- Lindzey, F; Sickle, G.; Laing, W. D. V. e Mecham, C, S. 1992. Cougar population response to manipulation in southern Utah. *Wildlife Society Bulletin*, 20: 224-227.
- Lourival, R. F. F. e Fonseca, G. B. 1997. Análise de sustentabilidade do modelo de caça tradicional, no Pantanal da Nhecolândia, Corumbá, MS., Em: *Manejo e Conservação de Vida Silvestre no Brasil*, C. V. Pádua e R. E. Bodmer (Edt.), Sociedade Civil Mamirauá.
- Maehr, D. S., Hoctor, T. S. e Harris, L. D. 2001. The Florida Panther: a flagship for regional restoration Em: *Large mammal restoration: ecological and sociological challenges for the 21st century*. Island Press, Washington, D. C. (D.S. Maerh, R. F. Noss, e J. L. Larkin, editors), pp. 293-312.
- Mahler Jr, J. K. F. 1999. Evaluación de los Daños Causados por Ungulados (Mammalia: Artiodactyla e Perissodactyla) en las Actividades Agrícolas Alredor Del Parque Estadual

- do Turvo, Rio Grande do Sul, Brasil. Diretivas para su Manejo. Dissertação de Mestrado. Universidad Nacional de Córdoba, Centro de Zoología Aplicada, Maestria em Manejo de Vida Silvestre, 102pp.
- Mazolli, M.; Graipel, M. E. e Dunstone, N. 2002. Mountain Lion depredation in southern Brazil. *Biological Conservation*, 105:43-51.
- Messmer, T. A. 2000. The emergence of human-wildlife conflict management: turning challenges into opportunities. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 45:97-102.
- Mishra, C. 1997. Livestock depredation by large carnivores in the Indian trans-Himalaya: conflict perceptions and conservation prospects. *Environmental Conservation* 24 (4): 338-343.
- Mishra, H. R., Wemmer, C. e Smith, J. L. D. 1987. Tigers in Nepal: management conflicts with human interests. Em: *Tigers of the world. The biology, biopolitics, management, and conservation of an endangered species* (R. L. Tilson & U. S. Seal, ed.). Noyes Publications, USA.
- Mizutami, F. 1999. Impact of leopards on a working ranch in Laikipia, Kenya. *African Journal of Ecology*, 37:211-225.
- Mondolfi, E. e Hoogsteijn, R. 1986. Notes on the biology and status of the jaguar in Venezuela, Pages 85-123 in S. D. Miller and D. D. Everett, editors *Cats of the World: biology, conservation, and management*.
- Montag, J. 2003. Compensation and predator Conservation: limitations of compensation. *Carnivore Damage Prevention News*, No. 6, Feb-2003, pp. 2-6.
- Naughton-Treves, L. 1997. Predicting patterns of crop damage by wildlife around Kibale National Park, Uganda. *Conservation Biology*, 12(1):156-168.
- Noss A. J. e Cuellar, R. L. 2001. Community attitudes towards wildlife management in the Bolivian Chaco. *Oryx*, 35(4): 292-300.
- Ogutu, Z. A. 1997. Conflicts over resources: Saiwa Swamp National Park (Kenya) and its environs. *Geojournal*, 41.1: 25-31.
- Polisar, J, Maxit, I.; Scognamillo, D. Farrell, L.; Sunquist, M. E. e Eisenberg, J. F. 2003. Jaguars, pumas, their prey base, and cattle ranching: ecological interpretations of a management problem. *Biological Conservation*, 109: 297-310.
- Presnall, C. C. 1948. Applied ecology of predation on livestock ranges. *Journal of Mammalogy*, 29 (3):155-161.

- Prins, H. H. T.; Grootenhuis, J. G. e Dolan, T. T. 2000. *Wildlife Conservation by Sustainable Use*. Kluwer Academic Publishers
- Rabinowitz, A. R. 1986. Jaguar predation on domestic livestock in Belize. *Wildlife Society Bulletin*; 14:170-174.
- Rao, K. S., Maikhuri, R. K.; Nautiyal, S. e Saxena, K. G. 2002. Crop damage and livestock depredation by wildlife: a case study from Nanda Devi Biosphere Reserve, Índia. *Journal of Environmental Management* (66):317-327.
- Rasmussen, G. S. A. 1999. Livestock predation by the painted hunting dog *Lycaon pictus* in a cattle ranching region of Zimbabwe: a case study. *Biological Conservation*, 88: 133-139.
- Redford, K. H. 1997. A floresta vazia. Pp:233-238 Em: C. V. Padua & R. E. Bodmer, (Editores). *Manejo e Conservação da vida Silvestre no Brasil*. MCT- CNPq- Sociedade Civil de Mamirauá.
- Ross, P. I. e Jalkotzy, M. G. 1992. Characteristics of a hunted population of cougars in southwestern Alberta. *Journal of Wildlife Management*, 56(3):417-426.
- Saj, T. L., Sicotte, P. e Paterson, J. D. 2001. The conflict between vervet monkeys and farmers at the forest edge in Entebbe, Uganda. *African Journal of Ecology*, 39:195-199.
- Sanderson, E., Redford, K. H.; Chetkiewicz, C.; Medellin, R. A.; Rabinowitz, A.; Robinson, J. G.; Taber, A. 2002. Planning to save a species: the jaguar as a model. *Conservation Biology*, 16(1):58-72.
- Schaller, G. B. 1980. Epitaph for a Jaguar. *Animal Kingdom*, April/May:4-11.
- Schaller, G. B. e Crawshaw, Jr., P. G. 1980. Movement Patterns of Jaguar. *Biotropica*; 12(3):161-168.
- Scognamillo, D. I. E. Maxit, Sunquist, M. e Farré, L.. 2002. Jaguar ecology and the problem of cattle predation in Hato Pinero, Venezuela In : Medellin, R. A., C. Chetkiewicz, A. Rabinowitz, K. H. Redford, J. G. Robinson, E. Sanderson, and A. Taber. (eds.). *Jaguars in the new millennium. A status assessment, priority detection, and recommendations for the conservation of jaguars in the Americas*. Mexico D. F., UNAM/WCS.
- Seidensticker, J.; Christie, S. e Jackson, P. 1999. *Riding the Tiger. Tiger conservation in human-dominated landscapes*. Cambridge University press, 383p.
- Silveira, L. 1999. *Ecologia e conservação dos mamíferos carnívoros do Parque Nacional das Emas, Goiás*. Dissertação de Mestrado. UFG. Goiânia-GO. 99 pp.
- Silveira, L. e Jácomo, A. T. A. 2002. Jaguar conservation in the Cerrado of central Brazil. In: Medellin, R. A., C. Chetkiewicz, A. Rabinowitz, K. H. Redford, J. G. Robinson, E.

- Sanderson, and A. Taber. (eds.). jaguars in the new millennium. A status assessment, priority detection, and recommendations for the conservation of jaguars in the Americas. Mexico D. F., UNAM/WCS.
- Silveira, L. e Jácomo, A. T. A. 1998. Hábito alimentar da onça parda (*Felis concolor*), no Parque Nacional das Emas, GO. XXII Congresso Brasileiro de Zoologia, Recife-PE.
- Sivananthan, T. E. 1983. Livestock depredation problem by tigers in cattle farms. *The Journal of Wildlife and Parks*, 2:136-144.
- Smith, D. W., Brewster, W. G. e Bangs, E. E. 1999. Wolves in the Greater Yellowstone Ecosystem: restoration of a top carnivore in a complex management environment. Em: *Carnivores in Ecosystems: the Yellowstone experience* (T. W. Vlack, A. P. Curlee, S. C. Minta, e P. M. Kareiva, Edts.), Yale University Press.
- Stahl, P.; Vandell, J. M.; Herrenshmidt, V. Migot, P. 2001. The effect of removing lynx in reducing attacks on sheep in the French Jura Mountains. *Biological Conservation*, 101: 15-21.
- Swank, W. G. e Teer, J. G. 1989. Status of The Jaguar-1987. *Oryx*; 23(1):14-21.
- Tchamba, M. N. 1996. History and present status of the human/elephant conflict in the Waza-Logone region, Cameroon, West Africa. *Biological Conservation*, 75:35-41.
- Veeramani, A., Jayson, E. A. e Easa, P. S. 1961. Man-wildlife conflict: cattle lifting and human casualties in Kerala. *The Indian Forester*, 122 (10):897-902.
- Wade, D. A. e Bowns, J. E. 1982. Procedures for evaluating predation on livestock and wildlife. Texas Agriculture Program 42pp.
- Woodroffe, R. e Ginsberg, J. R. 1998. Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. *Science* 280:2126–2128.
- Woodroffe, R. 2000. Predators and people: using human densities to interpret declines of large carnivores. *Animal Conservation*. 3:165–173.

CAPÍTULO IV

CONSERVAÇÃO DA ONÇA-PINTADA E ONÇA-PARDA NO CERRADO E PANTANAL

INTRODUÇÃO

O Cerrado ocupa 25% do território brasileiro e é o segundo maior bioma em extensão do país. Ao contrário da Amazônia, Mata Atlântica, Pantanal e Sistemas Costeiros, o Cerrado não possui *status* de Patrimônio Nacional na Constituição Brasileira. Ao contrário, o bioma acumulou programas de incentivos agropecuários para a conversão de sua área em produção, o que vêm comprometendo, numa escala galopante, a sua integridade (Mueller, 1995; WWF, 1995), a tal ponto que em 2002 o Cerrado integrou a lista dos 25 ecossistemas mais ameaçados do mundo, conhecidos como *hotspots* (Mittermeier *et al.*, 1999).

Estima-se que as atividades agropecuárias, industriais e de infra-estrutura no Cerrado já consumiram 65% de sua vegetação nativa (Mantovani & Pereira, 1998), o que reflete diretamente na redução das populações de onças-pintadas e onças-pardas neste bioma. As ameaças à sobrevivência destas espécies no Cerrado e Pantanal são ainda maiores quando se verifica que as 112 unidades de conservação de uso indireto desses ecossistemas (Parques Nacionais, Reservas Biológicas, etc.) não ultrapassam 2,7% de sua área total. Além disso, se isoladas, nenhuma dessas unidades é grande o suficiente para garantir a sobrevivência, em longo prazo, de populações geneticamente viáveis (> 650 indivíduos, Eizirik *et al.*, 2002; Silveira & Jácomo, 2002). O Pantanal, por sua vez, encontra-se em melhor situação. Seu uso antrópico de forma intensiva é dificultado, quando não inviável, em decorrência de seu regime sazonal de cheias. Por isto, hoje, apresenta a maior continuidade de habitats para onças-pintadas e onças-pardas fora da Amazônia. Esta extensão e integridade de habitats, associadas a uma baixa densidade humana, o inclui como uma das últimas regiões selvagens do planeta (*Wilderness Areas*, Mittermeier *et al.*, 2003).

A fragmentação de habitats é hoje uma das maiores ameaças à diversidade biológica no planeta, tanto pela redução dos ambientes naturais, como pela divisão dos habitats e populações remanescentes em fragmentos menores e isolados (Meffe & Carroll, 1997; Soulé & Kohm, 1989, Wilcox & Murphy, 1985). Em paisagens fragmentadas, espécies de hábitos solitários como as

onças-pintadas e onças-pardas, que dependem de grandes áreas para sobreviver, muitas vezes estão distribuídas em pequenas sub-populações. Essas, por sua vez, dependeriam de estar organizadas como metapopulações, onde sua sobrevivência estaria relacionada à eficiência de movimentação de indivíduos entre as sub-populações (Sweaner *et al.*, 2002). No entanto, na maioria das vezes, em decorrência da falta de conectividade natural entre as UC's ou manchas de habitats que as espécies possam utilizar como “*trampolins ecológicos*” (*step stones*), essas movimentações em longas distâncias se tornam praticamente impossíveis (Meffe & Carroll, 1997).

Além da ameaça pela perda crescente de habitats, os grandes predadores, de uma forma geral, ainda sofrem uma relação de admiração e repulsa por parte das comunidades em todo mundo. Em um momento são adorados e viram símbolos de poder e respeito e, em outro, são exterminados como competidores ou pestes (Schaller, 1996; Weber & Rabinowitz, 1996; Redford & Robinson, 2002). A onça-pintada é muitas vezes utilizada em campanhas publicitárias como animal símbolo de conservação, ou atrativo para eco-turismo, porém ainda é abatida ilegalmente, sem piedade, quando ataca rebanhos domésticos ou simplesmente, por significar um troféu (Schaller, 1980; Miller & Rabinowitz, 2002; Conforti & Azevedo, 2003). O homem compete diretamente com a espécie através da caça predatória de suas principais presas, aumentando ainda mais a ameaça à sua persistência (Redford, 1992; Jorgenson & Redford, 1993). Isto ajuda a explicar porque as onças-pintadas e onças-pardas vêm sendo listadas como espécies ameaçadas de extinção no Brasil (IBAMA/MMA, 2003).

Por causa de suas exigências ecológicas, como grandes áreas de vida com boa qualidade ambiental, os grandes carnívoros, como as onças-pintadas e onças-pardas, se encaixam no perfil de espécies “guarda-chuva”, ou seja, seus requerimentos ecológicos contemplam as necessidades do restante das comunidades que dividem o mesmo espaço (Terborgh *et al.*, 1988; Terborgh *et al.*, 1999; Carroll *et al.*, 2001; Miller & Rabinowitz, 2002). Sendo assim, servem como referências para diagnosticar a qualidade de ecossistemas em escalas regionais (Clark, 1996; Schoneald-Cox *et al.*, 1991; Carroll *et al.*, 2001). Esses predadores regulam diretamente as populações de presas que podem produzir respostas diretas sobre as espécies da fauna e flora associadas. Desta forma, as onças podem influenciar diretamente algumas espécies presas e, indiretamente, toda a comunidade onde ocorrem (Maehr, 1990; Miller & Rabinowitz, 2002; Redford, 1992). Por exemplo, Emmons (1987) sugere que a ausência de grandes predadores resulte em densidades menos homogêneas de espécies-presas como o queixada e a cutia, que desempenham processos ecológicos chaves na

predação e dispersão de sementes e podem desestruturar a comunidade florística, na ausência de predadores naturais que regulem suas populações (Glanz, 1990; Fragoso, 1997; Redford, 1992).

O presente estudo foi conduzido entre 1999 e 2003 e teve como objetivo geral, diagnosticar a atual situação de conservação das onças pintada e parda no Cerrado e Pantanal com base em sua distribuição em Unidades de Conservação.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Identificar e avaliar potenciais corredores de dispersão entre as Unidades de Conservação;
- Identificar as principais ameaças à conservação das onças no Cerrado e Pantanal.

MATERIAIS E MÉTODOS

Para analisar a distribuição atual de populações de onças-pintadas e onças-pardas nas Unidades de Conservação dos biomas Cerrado e Pantanal (Figura 1) foram utilizados quatro métodos: 1) entrevistas com moradores locais, 2) entrevistas com pesquisadores, 3) observação de dados diretos (armadilhas-fotográficas) e indiretos (rastros, peles, crânios) e 4) referências bibliográficas. Para a onça-parda, que tem ampla distribuição no continente americano, indo da Argentina ao Alasca, também considerou-se a revisão de Currier (1983) para a distribuição da espécie. Para a onça-pintada, considerou-se também os resultados publicados do Workshop “*Jaguars in the New Millennium*” compilados por Sanderson *et al.* (2002). Vale ressaltar que a prioridade de análise das informações foi a seguinte:

- I. Observação de dados diretos e indiretos;
- II. Entrevistas com pesquisadores;
- III. Entrevistas com moradores locais;
- IV. Referências bibliográficas;

Informações sobre as características das Unidades de Conservação foram, em parte, extraídas do banco de dados do IBAMA/MMA (www.ibama.gov.br/unidades/parques). Apenas áreas superiores a 10.000 hectares foram consideradas nas análises, admitindo-se que este seria um tamanho mínimo de área necessário, para manter uma pequena população de indivíduos residentes e reprodutivos. Apesar do Pantanal estar contido no Domínio do Cerrado (Ab’Saber, 1983), os dados levantados para este bioma foram analisados

separadamente. Reservas indígenas, rio cênico e reservas extrativistas não foram consideradas nas análises, em consequência do baixo poder de proteção que essas categorias proporcionam de fato para as espécies.

ÁREAS DE ESTUDO

CERRADO

O Cerrado é o segundo bioma em extensão no Brasil, menor apenas do que a Amazônia. Distribuído na região central do país, o Cerrado ocupa aproximadamente, 1,8 km² (Ab'Saber, 1983). Até meados da década de 60, o Cerrado, por suas restrições edáficas e hídricas, era considerado inapropriado à agricultura (Muller, 1995). Sua ocupação se baseou na pecuária extensiva, conduzida em grandes propriedades. Formado por solos antigos, profundos, bem drenados, porém ácidos e de baixa fertilidade, topografia plana e com um clima estacional representado por estações seca e chuvosa bem definidas, a região dos Cerrados se transformou, nas duas últimas décadas, com o auxílio de tecnologia apropriada, na mais nova fronteira agrícola do mundo (Dias, 1996). Este acelerado avanço da agricultura vem convertendo habitats naturais, além de estar fragmentando e isolando, de forma irreversível, as onças-pintadas e onças-pardas em pequenas populações geneticamente inviáveis.

PANTANAL

O Pantanal é a maior planície inundável do mundo. Seus 110.000 km² de continuidade de habitats naturais o classificam como uma das últimas 37 grandes áreas selvagens (*Wilderness Areas*) do Planeta (Mittermeier *et al.*, 2003). Como um dos maiores formadores da Bacia do Alto Paraguai, o Pantanal abrange porções do Brasil, Paraguai e Bolívia, sendo que no Brasil o Pantanal representa 138.000 km². Utilizando critérios fisiográficos distintos, como relevo, drenagem e vegetação, Silva *et al.* (1998) classificaram o Pantanal nas seguintes 11 sub-regiões: Cáceres; Poconé, Barão de Melgaço, Paraguai, Paiaguás, Nhecolândia, Abobral, Aquidauana, Miranda, Nabileque e Porto Murtinho.

CORREDORES DE DISPERSÃO ENTRE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO

Uma das principais ameaças, em longo prazo, para as populações remanescentes de onças-pintadas e onças-pardas na paisagem do Cerrado e Pantanal é o isolamento genético

(Silveira & Jácomo, 2002). Para evitar esse isolamento, corredores naturais de dispersão entre essas populações devem ser preservados. Geralmente esses corredores envolvem redes de drenagens, fragmentos ou serras (Beier, 1995; Sweanor *et al.*, 2000). Para a onça-pintada, a rede de drenagem (rios e ribeirões) é o principal curso natural para deslocamento (Rabinowitz, 1986; Quigley & Crawshaw, 1992; Nunez *et al.*, 2002; presente estudo). Para a onça-parda, tanto a rede de drenagem, como a seqüência de fragmentos de habitats naturais, além de cadeias montanhosas e serras, podem desempenhar o papel de corredores (Beier & Noss, 1998; Beier, 1995; Sweanor *et al.*, 2000).

Neste estudo foram considerados como corredores naturais de dispersão entre as unidades de conservação, as redes de drenagem natural (rios, córregos), serras (encostas de chapadas) e fragmentos de habitat nativo. A extensão e formas de conexão entre as UC's foram medidas através de software ARC GIS 8.2, utilizando-se rede de drenagem em escala 1:1.000.000 elaborada pela ANA - Agência Nacional de Águas, classificação de imagens de Satélite MODIS e polígonos das UC's. A partir das bases projetadas no sistema de coordenadas geográficas, com elipsóide de referência SAD-69, foram feitas as interpretações dos fragmentos dispersos na paisagem, acidentes geográficos e redes de drenagens que se conectam ou formam a mesma bacia hidrográfica. Esta análise foi elaborada somente para unidades de conservação com área superior a 10.000 hectares que se encontram nas bacias hidrográficas presentes na região nuclear do bioma cerrado (incluindo Pantanal): Bacia do Rio Araguaia-Tocantins, Bacia do Rio Paraguai, Bacia do Rio Paraná, Bacia do Rio São Francisco e Bacia do Rio Parnaíba (Figura 1).

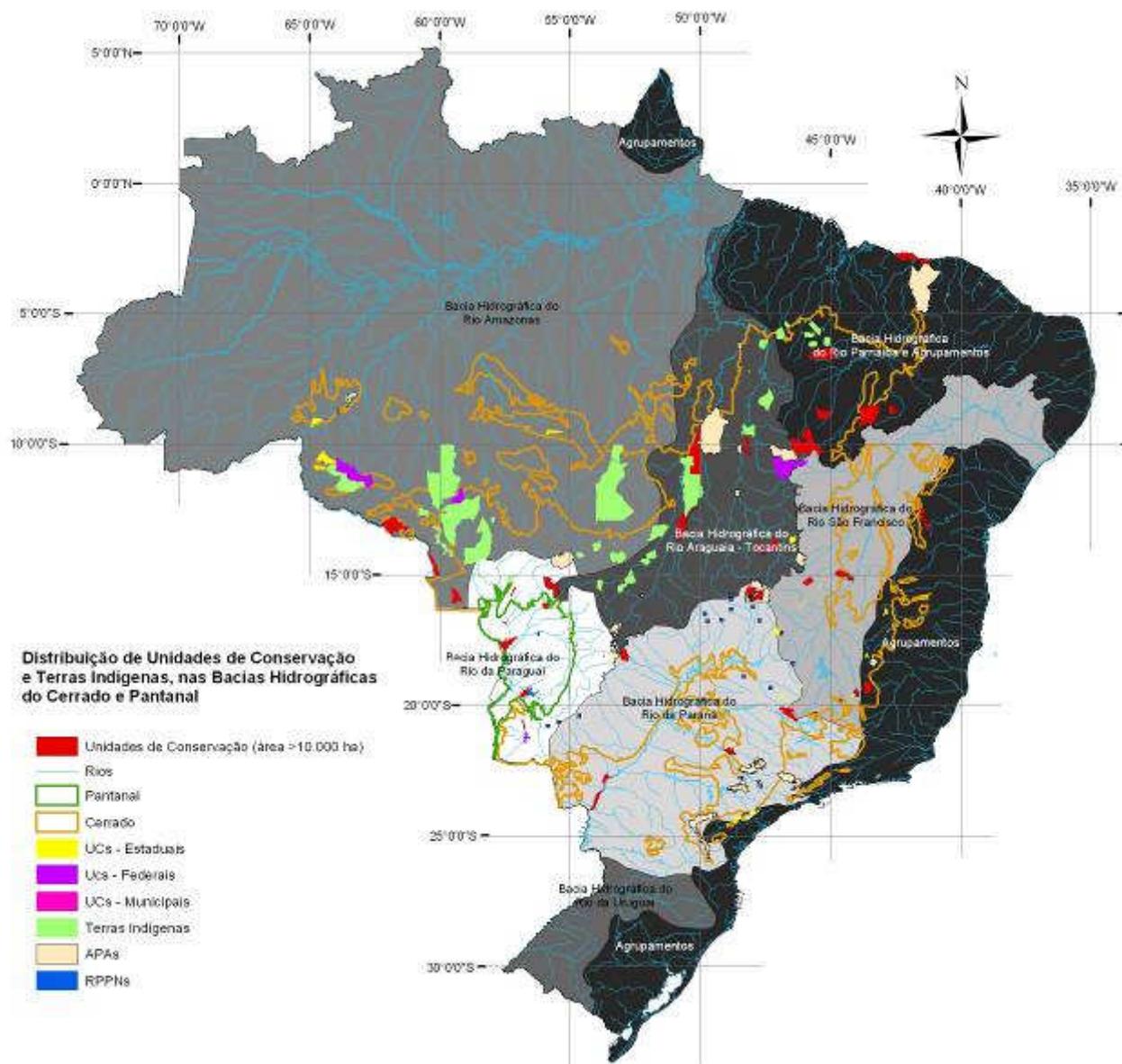


Figura 1. Unidades de Conservação de uso direto e indireto no Cerrado e Pantanal, distribuídas por bacias hidrográficas.

RESULTADOS

UNIDADES DE CONSERVAÇÃO

No Cerrado e Pantanal existem 150 Unidades de Conservação. Destas, 38 são de uso direto e 112 de uso indireto, somando uma área total pouco maior do que 7.000.000 ha (Figura 1). Destas, 52 (35%) UC's possuem área superior a 10.000 ha. As áreas de uso indireto no Cerrado e Pantanal que não permitem a presença de atividades antrópicas, são compostas por 112 Unidades de Conservação, o equivalente a 4.834.000 ha, ou seja, 75% da

área total de UC's. As demais 38 (24%) somam 1.544.000 ha de UC's de uso direto, onde as atividades humanas podem ser desenvolvidas.

Apesar do número expressivo de 150 UC's de uso direto e indireto, 68 (44%) dessas áreas são inferiores a 1.000 ha (Tabela 1), o que, para a conservação de fauna de médio/grande porte é pouco relevante. Das 52 UC's que possuem área superior a 10.000 hectares, apenas 18 são maiores do que 90.000 hectares (Tabela 1 e Figura 2). O Pantanal possui sete UC's, todas maiores do que 10.000 hectares, enquanto que no Cerrado existem 37 UC's (de uso direto e indireto) com áreas acima de 10.000 hectares, sendo que duas estão sob influência do ecossistema pantaneiro, três sob influência da Caatinga e uma sob influência Amazônica (Tabela 2).

Tabela 1. Distribuição de tamanho de áreas (hectares) das 105 Unidades de Conservação de uso indireto no Cerrado e Pantanal superiores a 1.000 hectares, divididos em classes de tamanho.

Ecosistema	1-1.000	1.001-10.000	10.001-30.000	30.001-90.000	>90.001	Total
Cerrado	68	30	12	14	17	143
Pantanal	0	0	4	2	1	7

Fonte: Compilados a partir do Workshop Área Prioritárias Cerrado/Pantanal. Brasília-DF. 1998.

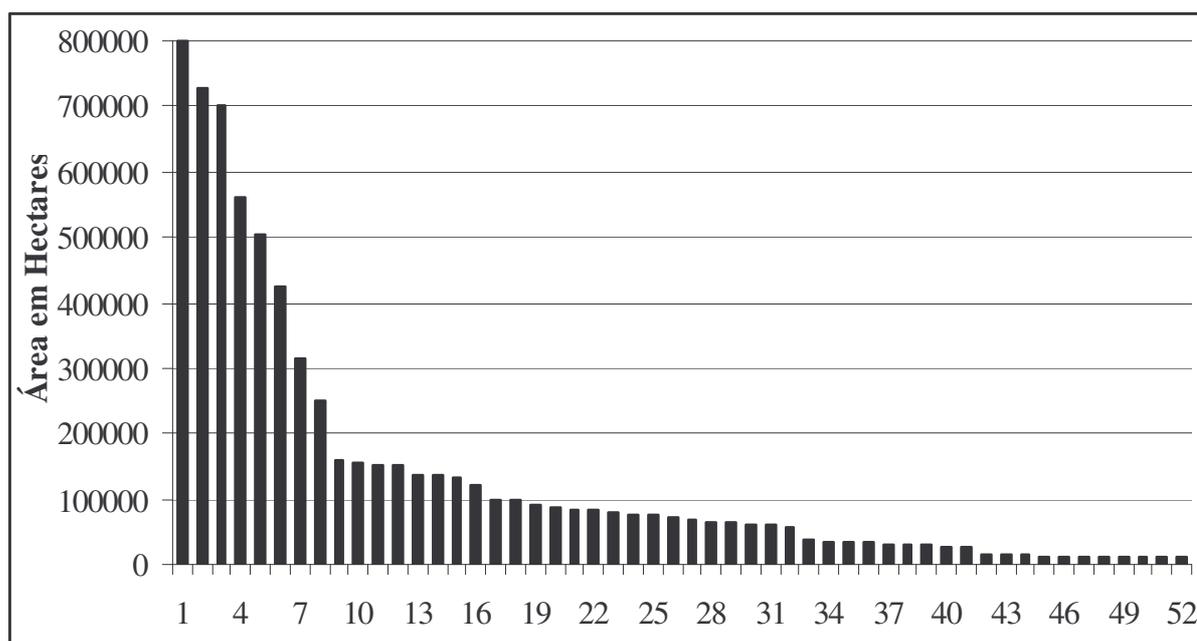


Figura 2. Distribuição de tamanho (ha) de 42 unidades de conservação de uso direto e indireto (Municipais, Estaduais, Federais e RPPNs) no Cerrado e Pantanal com área superior a 10.000 hectares.

Tabela 2. Unidades de Conservação de uso direto e uso indireto nos ecossistemas Cerrado e Pantanal (APA = Área de Proteção Ambiental; PN = Parque Nacional; PE = Parque Ecológico; EE = Estação Ecológica; RPPN = Reserva Particular do Patrimônio Natural) com áreas superiores a 10.000 ha, indicando a presença de onça-pintada (*Panthera onca*) e onça-parda (*Puma concolor*).

UC	Nome	Área (ha)	Ecossistema	Onça-pintada	Onça-parda	Fonte
APA	Bacias do Gama e Cabeça do Veado	25,000	Cerrado	não	Sim	F.H.G.Rodrigues,com. Pess.
APA	Cafuringa	30,000	Cerrado	não	Sim	F.H.G.Rodrigues,com. Pess.
APA	Carste da Lagoa Santa	35,600	Cerrado	não	Sim	R.C.Paula/CENAP/IBAMA
APA	do Rio Descoberto	39,100	Cerrado	não	Sim	F.H.G.Rodrigues,com. Pess.
APA	Cabeceira do Rio Balsas	58,649	Cerrado	sim	Sim	T.Oliveira,com.Pess.
APA	Serra da	61,000	Cerrado	?	?	

APA	Tabatinga Morro da Pedreira	66,200	Cerrado	?	?	
APA	Ibitinga	69,600	Cerrado	não	Sim	R.C.Paula/CENAP/IB AMA
APA	B. R. São Bartolomeu	84,100	Cerrado	não	Sim	F.H.G.Rodrigues,com. Pess.
APA	Serra da Mangabeira	96,742	Cerrado	?	?	
APA	Serra do Lageado	121,415	Cerrado	não	Sim	Este estudo
APA	Cavernas do Peruaçu	150,000	Cerrado	sim	Sim	R.C.Paula/CENAP/IB AMA
APA	Chapada dos Guimarães	251,848	Cerrado	sim*	Sim	Este estudo/ J.C.Dalponete,com.Pess
APA	Delta do Paraníba	313,800	Cerrado	não	Não	T.Oliveira,com.Pess.
APA	Meandros do Araguaia	800,000	Cerrado	sim	Sim	Este estudo
EE	Serra das Araras	28,700	Cerrado	sim	Sim	J.C.Dalponete,com.Pess
EE	Uruçuí-uma	135,000	Cerrado			
EE	Taiamã	11,200	Pantanal	sim	Sim	R. Boulhosa,com.Pess.
PE	Serra de Santa Bárbara	157,151	Cerrado	?	?	
PE	Serra Ricardo Franco	158,620	Cerrado	?	?	
PE	Corumbiara	424,339	Cerrado	?	?	
PE	Mirador	500,000	Cerrado	sim*	Sim	T.Oliveira,com.Pess.
PE	Cantão	90,000	Cerrado/Amaz ônia	sim	Sim	Este estudo
PE	Várzeas do Rio Ivinhema	75,000	Cerrado/Pantan al	sim	Sim	D.Sana/Pró- Carnívoros
PE	do Rio Negro	65,000	Pantanal	sim	Sim	Este estudo
PN	Brasília	30,000	Cerrado	não	Sim	J.C. Dalponete,com.Pess./ F.H.G.Rodrigues
PN	Chapada dos Guimarães	33,000	Cerrado	sim	Sim	Este estudo / J.C.Dalponete, com.Pess.
PN	Serra do Cipó	33,800	Cerrado	nao	Sim	R.C.Paula/CENAP/IB AMA
PN	Chapada dos Veadeiros	60,000	Cerrado	sim	Sim	Este estudo
PN	da Serra da Canastra	71,525	Cerrado	nao	Sim	R.C.Paula /CENAP/IBAMA
PN	Grande Sertão Veredas	84,000	Cerrado	não	Sim	J.C. Dalponete, com.Pess.

PN	das Emas	131,868	Cerrado	sim	Sim	Este estudo
PN	do Araguaia	562,312	Cerrado	sim	Sim	Este estudo
PN	Nascentes do Rio Parnaíba	729,800	Cerrado	sim	Sim	T.Oliveira, com.Pess.
PN	Serra da Capivara	100,000	Cerrado/Caatinga	sim	Sim	T.Oliveira,com.Pess.
PN	Chapada da Diamantina	152,000	Cerrado/Caatinga	sim	Sim	M. R. Leite. com.Pess.
PN	Serra das Confusões	502,411	Cerrado/Caatinga	sim	Sim	T.Oliveira,com.Pess.
PN	Serra da Bodoquena	76,400	Cerrado	sim	Sim	W. Tomás, com. pess.
PN	Ilha Grande	78,875	Cerrado/Pantanal	sim	Sim	D.Sana/Pró-Carnívoros
PN	do Pantanal Mato-Grossense	135,000	Pantanal	sim	Sim	J.C.Dalponete,com.Pess
RPPN	Fazenda Penha	13,100	Pantanal	sim	Sim	Schaller&Crawshaw1980
RPPN	Fazenda Acurizal	13,200	Pantanal	sim	Sim	Schaller&Crawshaw1980
RPPN	Estância Dorochê	26,518	Pantanal	sim	Sim	Schaller&Crawshaw1980
RPPN	Estância Ecológica SESC-Pantanal	87.871,44	Pantanal	sim	Sim	J.C.Dalponete,com.Pess

* presença esporádica da espécie; ? Ausência de informação.

A hidrografia no Cerrado e Pantanal é formada por cinco grandes bacias: Paraguai (Pantanal), São Francisco, Alto Paraná, Araguaia-Tocantins e Parnaíba, sendo que as duas últimas possuem a maior cobertura de áreas protegidas em UC's (Tabela 3).

Tabela 3. Proporção das Unidades de Conservação de uso direto e usos indireto analisadas por Bacia hidrográfica.

Bacias Hidrográficas	Área (ha) Uso	Cobertura de	Área (ha) Uso	Cobertura de
	Indireto	Uso Indireto (%)	Direto	Uso Direto (%)
Paraguai (Pantanal)	404,620	0.21	251,847	0.13
Tocantins-Araguaia	877,354	0.46	224,360	0.11
Parnaíba	841,784	0.44	2.131,169	1.11
São Francisco	421,101	0.22	260,201	0.13
Alto Paraná	217,329	0.11	243,342	0.12

Fonte: Compilados a partir do Workshop Área Prioritárias Cerrado/Pantanal. Brasília-DF., 1998.

Atualmente, em 24 (56%), das 43 UC's com áreas superiores a 10.000 hectares, são encontradas onças-pintadas, em 35 (81%) são encontradas onças-pardas, sendo que, em 24 (56%) são encontradas ambas as espécies (Figuras 3 e 4).

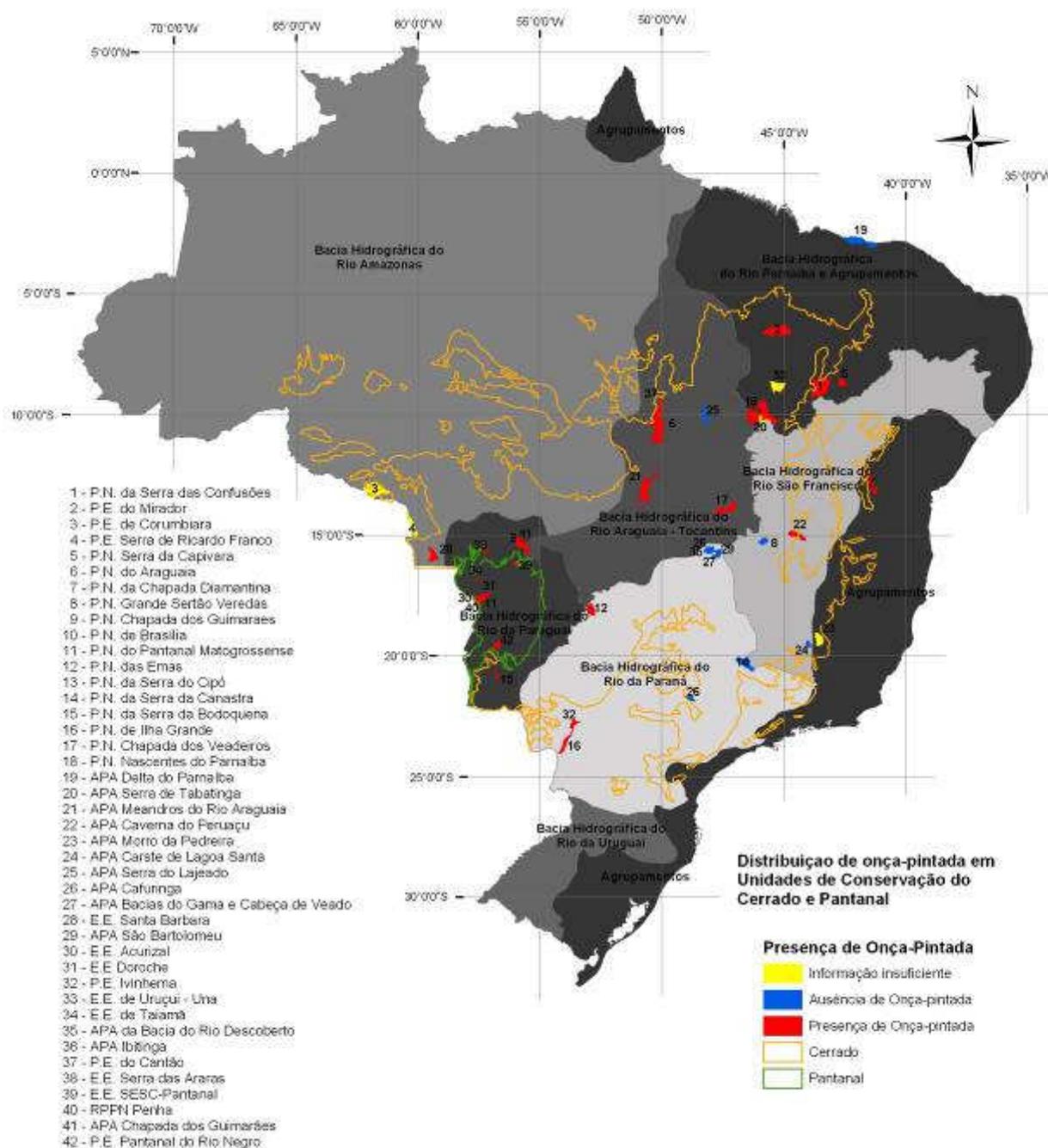


Figura 3. Distribuição atual de onça-pintada nas Unidades de Conservação do Cerrado e Pantanal.

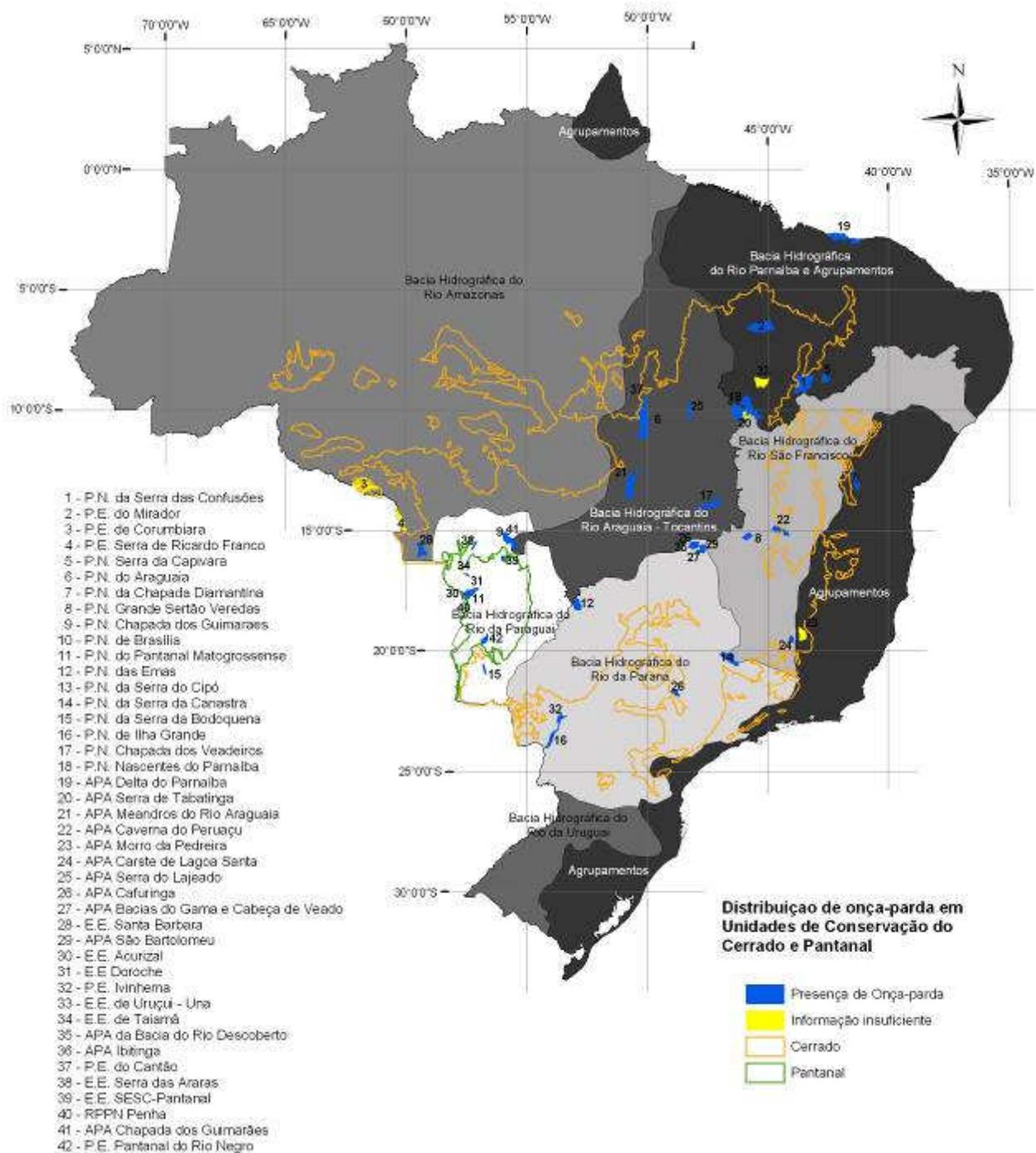


Figura 4. Distribuição de onça-parda em Unidades de Conservação com área superior a 10.000 hectares.

CORREDORES DE DISPERSÃO

Um total de 336 potenciais combinações de corredores de dispersão entre as Unidades de Conservação com áreas superiores a 10.000 hectares foram caracterizados e medidos (com base em seus contornos naturais) (Tabelas 4, 5, 6, 7 e 8). Entre as cinco Bacias hidrográficas analisadas a do Paraguai apresentou o maior número de potenciais corredores de dispersão (n = 110), seguido pela Bacia do Alto Paraná (n = 90), Bacia do Rio Parnaíba (n = 64), Bacia do rio Tocantins (n = 42) e Bacia do Rio São Francisco (n = 30). A caracterização de cada bacia hidrográfica quanto ao número e extensões dos corredores, calculadas em km, seguindo suas rotas naturais, estão apresentados na Tabela 9.

Tabela 4. Distâncias (km) entre Unidades de Conservação (UC) com áreas superiores a 10.000 hectares, na Bacia do Alto Rio Paraná.

UC	PNB	PNE	PNIG	APA C	APA BGCV	APA I	APA SB	PEI	APA D	PNSC	EE SB
PNB	0	845	1168	0	35	1018	2	1108	0	673	1308
PNE	845	0	861	858	822	657	869	797	874	778	1101
PNIG	1168	861	0	1205	1095	701	1124	9	1099	972	540
APA C	0	858	1205	0	31	697	0	1081	0	630	1308
APA BGCV	35	822	1095	31	0	117	0	1043	33	619	1280
APA I	1018	657	701	697	117	0	1112	625	1134	446	1000
APA SB	2	869	1124	0	0	1112	0	1064	37	648	1308
PEI	1108	797	9	1081	1043	625	1064	0	1084	903	457
APA D	0	874	1099	0	33	1134	37	1084	0	614	1308
PNSC	673	778	972	630	619	446	648	903	614	0	913
EE SB	1308	1101	540	1308	1280	1000	1308	457	1308	913	0

PN Brasília = PNB; PN Emas = PNE; PN Ilha Grande = PNIG; APA Cafuringa = APA C; APA Bacias do Gama e Cabeça de Veado = APA BGCV; APA de Ibitinga = APA I; APA São Bartolomeu = APA SB; PE Rio Ivinhema = PEI; APA Rio Descoberto = APA D; PN Serra da Canastra = PNSC; EE Santa Bárbara = EE SB.

Tabela 5. Distâncias (km) entre Unidades de Conservação (UC) com áreas superiores a 10.000 hectares na Bacia do Paraguai (Pantanal).

UC	APA e PNCG	EET	EESA	RPPN ED	RPPN EE- SESC	RPPN FA	RPPN FP	PNSB	PNPM	PNE	PERN
APA e PNCG	0	258	156	276	74	337	335	679	279	571	553
EET	258	0	141	130	210	118	121	495	83	664	303
EESA	156	141	0	220	166	249	259	644	223	710	503
RPPN ED	276	130	220	0	205	61	66	410	0	543	320
RPPN EE – SESC	74	210	166	205	0	278	285	596	236	550	474
RPPN FA	337	118	249	61	278	0	0	369	0	521	233
RPPN FP	335	121	259	66	285	0	0	350	0	519	225
PNSB	679	495	644	410	596	369	350	0	356	611	140
PNPM	279	83	223	0	236	0	0	356	0	583	244
PNE	571	664	710	543	550	521	519	611	583	0	497
PERN	553	303	503	320	474	233	225	140	244	497	0

APA e PNCG = APA e PN Chapada dos Guimarães; EE T = EE de Taiamã; EE S A = EE Serra das Araras; RPPN ED = Estância Dorochê; RPPN EE SESC = Estância Ecológica SESC; RPPN FA = Fazenda Acurizal; RPPN FP = Fazenda Penha; PNSB = PN da Serra da Bodoquena; PNPM = PN do Pantanal Mato-grossense; PNE = PNE; PERN = Parque Estadual do Rio Negro.

Tabela 6. Distâncias (km) entre Unidades de Conservação (UC) com áreas superiores a 10.000 hectares, na Bacia do São Francisco.

UC	PNGSV	PNSC	APA CP	APA CLS	APA ST	Complexo Rio Parnaíba
PNGSV	0	753	112	571	671	737
PNSC	753	0	672	361	1322	1354
APA CP	112	672	0	550	698	739
APA CLS	571	361	550	0	1209	1250
APA ST	671	1322	698	1209	0	0
Complexo Rio Parnaíba	737	1354	739	1250	0	0

PNGSV = PN Grande Sertão Veredas; PNSC = PN Serra da Canastra; APA CP = Caverna do Peruaçu; APA CLS = Carste de Lagoa Santa; APA ST = Serra da Tabatinga. Complexo Rio Parnaíba = PN Nascentes Rio Parnaíba / APA Balsas / APA Serra da Mangabeira

Tabela 7. Distâncias (km) entre Unidades de Conservação (UC) com áreas superiores a 10.000 hectares, na Bacia do Tocantins-Araguaia.

UC	PNA	PNCV	APA MA	APA SL	PEC	PNE	APA/PN CG
PNA	0	459	194	227	0	891	880
PNCV	459	0	323	523	594	590	1015
APA MA	194	323	0	393	348	590	612
APA SL	227	523	393	0	223	1196	1205
PEC	0	594	348	223	0	1038	1037
PNE	891	980	590	1196	1038	0	561
APA/PN CG	880	1015	612	1205	1037	561	0

PN Araguaia = PNA; PN Chapada dos Veadeiros=PNCV; APA Meandros do Rio Araguaia=APA MA; APA Serra do Lajeado=APA SL; PE do Cantão=PEC; PN Emas=PNE; APA e PN Chapada dos Guimarães=APA/PN CG.

Tabela 8. Distâncias (km) entre Unidades de Conservação (UC) com áreas superiores a 10.000 hectares, na Bacia do Rio Parnaíba.

UC	PEM	PNSC	PNNRP	APA DP	APA ST	APA CRB	PNSC	EE UU
PEM	0	404	503	653	515	503	384	320
PNSC	404	0	450	783	460	450	50	263
PNNRP	503	450	0	1064	32	0	275	93
APA DP	653	783	1064	0	1084	1064	807	911
APA ST	515	460	32	1084	0	32	313	188
APA CRB	503	450	0	1064	32	0	275	93
PNSC	384	50	275	807	313	275	0	154
EE UU	320	263	93	911	188	93	154	0
APA SM**	503	450	0	1064	32	0	275	93

PE Mirador = PEM; PN Serra da Capivara = PNSC; PN Nascentes do Parnaíba = PNNRP; APA Delta do Parnaíba = APA DP; APA Serra de Tabatinga = APA ST; APA Cabeceira do Rio Balsas = APA CRB; PN Serra das Confusões = PNSC; EE Uruçuí-Una = EE UU; APA Serra das Mangabeira = APA SM. ** Área inclusa no EE UU.

Tabela 9. Caracterização das bacias hidrográficas quanto a situação atual de conservação e a potenciais corredores de dispersão (rios, ribeirões, serras e fragmentos nativos).

Bacia hidrográfica	Cobertura (%) em UC de uso indireto	N# de potenciais corredores	Extensão média (km) e DP de potenciais corredores dispersão		Extensão mínima do corredor	Extensão máxima do corredor
			<i>Média</i>	<i>DP</i>		
Paraguai	0.21*	110	288	210	61	710
Tocantins	0.46*	42	534	392	194	1205
Parnaíba	0.44*	64	370	338	32	1084
São Francisco	0.22*	30	611	460	112	1354
Alto Paraná	0.11*	90	590	447	2	1168

*Fonte: Compilados a partir do Workshop Área Prioritárias Cerrado/Pantanal. Brasília-DF., 1998.

Os potenciais corredores de dispersão identificados entre as Unidades de Conservação, onde se destacou o nome dos principais rios, ribeirões e serras (Figura 5), foram descritos por bacia hidrográfica (Quadros 1, 2, 3, 4 e 5). Quando duas UC's não possuíam ligações naturais por uma dessas vias, procurou-se os remanescentes nativos (fragmentos) mais expressivos que mantivessem a conectividade. Nestes casos a caracterização do corredor levou em consideração "fragmentos", fora da rede de drenagem, como potencial meio de dispersão.

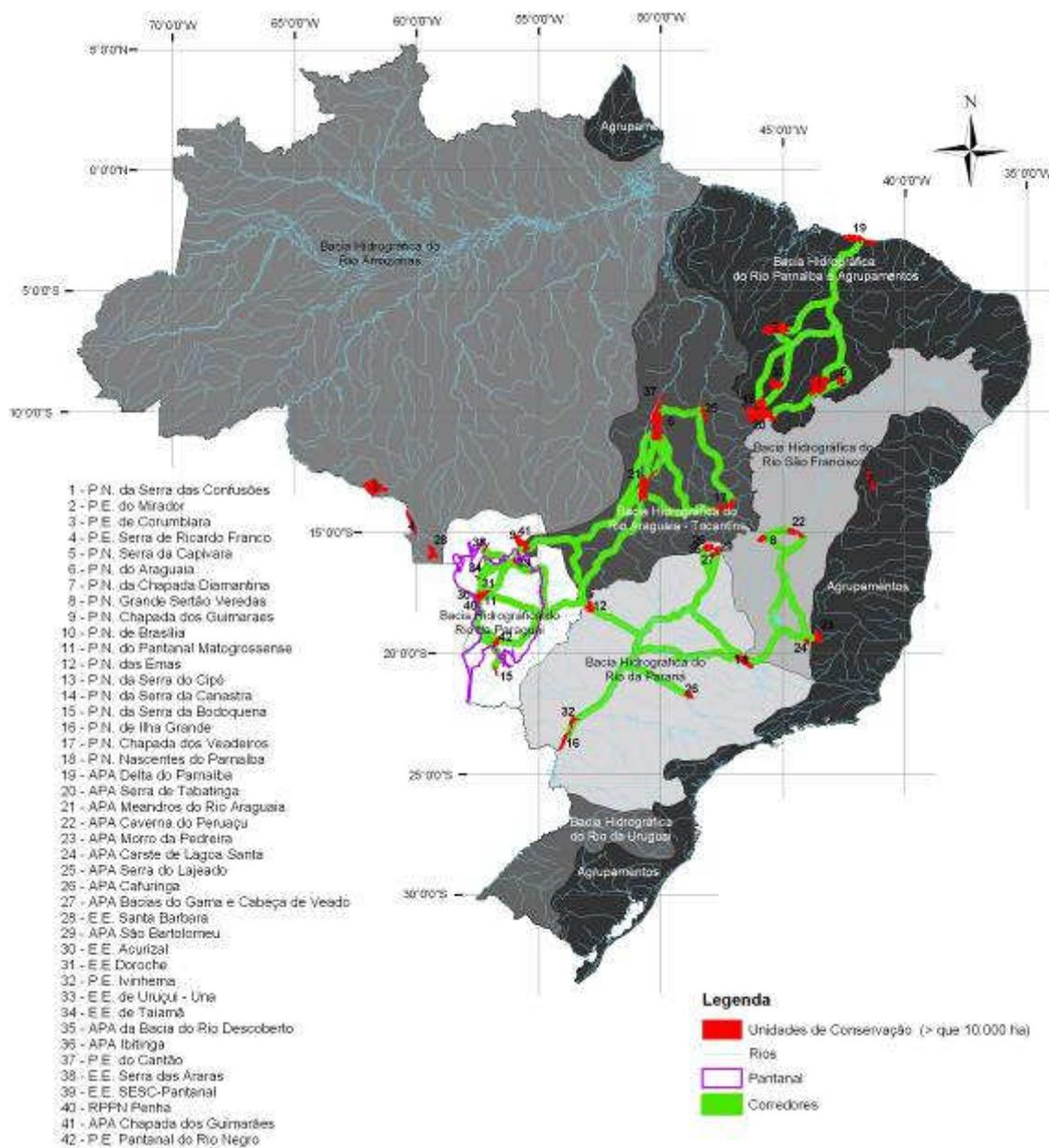


Figura 5. Mapa de Unidades de Conservação e seus potenciais corredores de dispersão nos ecossistemas Cerrado e Pantanal.

Quadro 1. Principais conexões naturais (rios e ribeirões, ou fragmentos naturais) entre Unidades de Conservação com áreas superiores a 10.000 hectares, na Bacia do Rio Araguaia -Tocantins.

UC	PNA	PNCV	APA MA	APA SL	PEC	PNE	APA e PNCG
PNA	Rios: Formoso, Pau Seco, Ouro, Fragmentos, Tocantins, Tocantinzinho e Fragmentos	Rios: Formoso, Pau Seco, Ouro, Tocantins, Tocantinzinho, e Fragmentos	Rios: Araguaia, Preto, Jaburu, e Javaés	Rios: Côco, Rib. São José, Tocantins e, fragmentos	Rios: Araguaia e Javaés	Rio Araguaia	Mortes, Fragmentos
PNCV	Rios: Araguaia, Preto, Jaburu, Javaés		Rios: Crixas-Açú, Bois, Veado, Tocantins, Tocantinzinho, e Fragmentos	Rios: Paraná, Tocantins e, Fragmentos	Araguaia, Javaés, Formoso, Pau Seco, Ouro, Tocantins, Tocantinzinho, e Fragmentos	Rios: Tocantinzinho, Almas, Claro, Araguaia e, Fragmentos	Mortes, Fragmentos, Araguaia, Crixas-Açu, s Bois, Ve, Tocantins, Tocantinzinho,
APA MA	Rios: do Côco, Rib.São Jose, Tocantins e fragmentos	Rios: Crixas-Açú, Bois, Veado, Tocantins, Tocantinzinho, e Fragmentos		Rios: Araguaia, Preto, Jaburu, Javaés, Côco, Rib. São Jose, Tocantins e, Fragmentos	Rios: Araguaia, Preto, Jaburu, e Javaés	Rio Araguaia	Mortes, Fragmentos, Araguaia
APA SL	Rios: Araguaia, e Javaés	Fragmentos, Paraná e, Tocantins	Rios: Araguaia, Preto, Jaburu, Javaés, Côco, Rib. São Jose, Tocantins e, fragmentos		Rios: do Côco, Rib. São Jose, Tocantins	Rios: Araguaia, Côco, Rib. São Jose, Tocantins e, Fragmentos.	Mortes, Araguaia, Côco, Fragmentos, Ribeirão São Jose, Tocantins
PEC	Rio Araguaia	Rios: Araguaia, Javaés, Formoso, Pau Seco, Ouro, Tocantins, Tocantinzinho, e	Rios: Araguaia, Preto, Jaburu, Javaés	Rios: Côco, Rib. São Jose, Tocantins e, Fragmentos		Rio Araguaia	Fragmentos, Mortes, Araguaia

		Fragmentos					
PNE	Rios: das Mortes e Fragmentos	Rios: Tocantinzinho, Almas, Claro, Araguaia, e Fragmentos	Rio Araguaia	Rios: Araguaia, Côco, Rib. São José, Tocantins e, Fragmentos	Rio Araguaia		Araguaia, Araguainha, Graças, Fragmentos, Mortes
APA e PN CG		Rios: Mortes, Araguaia, Crixas-Açu, Bois, Veado, Tocantins, Tocantinzinho,	Rios: Mortes, Araguaia e, Fragmentos	Rios: Mortes, Araguaia, Côco, Rib. São Jose, Tocantins e, Fragmentos	Rios: Mortes, Araguaia e Fragmentos	Rios: Araguaia, Araguainha, Garças, Mortes e, Fragmentos	

PN Araguaia = PNA; PN Chapada dos Veadeiros=PNCV; APA Meandros do Rio Araguaia=APA MA; APA Serra do Lajeado=APA SL; PE do Cantão=PEC; PN Emas=PNE; APA e PN Chapada dos Guimarães=APA,PN CG.

Quadro 2. Principais conexões naturais (Rios e Ribeirões, ou fragmentos naturais) entre Unidades de Conservação com áreas superiores a 10 hectares, na Bacia do Rio São Francisco.

UC	PNGSV	PNSC	APA CP	APA CLS	APA ST	Complexo-Nascentes Parnaíba/Balsas/Serra da Mangabeira
PNGSV		Claro, Urucuiá, São Francisco, Fragmentos	Rios: Caririnha, Coxá, Fragmentos	Rios: Claro, Urucuiá, São Francisco, Velhas, Fragmentos	Rios: Caririnha, São Francisco, Preto, Fragmentos	Rios: Caririnha, São Francisco, Preto, Fragmentos
PNSC	Rios: Claro, Urucuiá, São Francisco, Fragmentos		Rio São Francisco	Rios: São Francisco, Velhas, Fragmentos	Rios: São Francisco, Preto, Fragmentos	Rios: São Francisco, Preto, Fragmentos
APA CP	Rios: Caririnha, Coxá, Fragmentos	São Francisco		Rios: São Francisco, Velhas, Fragmentos	Rios: São Francisco, Preto, Fragmentos	Rios: São Francisco, Preto, Fragmentos
APA CLS	Rios: Claro, Urucuiá, São Francisco, Velhas, Fragmentos	Rios: São Francisco, Velhas, Fragmentos	Rios: São Francisco, Velhas, Fragmentos		Rios: Preto, São Francisco, Velhas, Fragmentos	Rios: Preto, São Francisco, Velhas, Fragmentos
APA ST	Rios: Caririnha, São Francisco, Preto, Fragmentos	Rios: São Francisco, Preto, Fragmentos	Rios: São Francisco, Preto, Fragmentos	Rios: Preto, São Francisco, Velhas, Fragmentos		Fragmentos
Complexo-Nascentes Parnaíba/Balsas/Serra da Mangabeira	Rios: Caririnha, São Francisco, Preto, Fragmentos	Rios: São Francisco, Preto, Fragmentos	Rios: São Francisco, Preto, Fragmentos	Rios: Preto, São Francisco, Velhas, Fragmentos	Fragmentos	

PNGSV = PN Grande Sertão Veredas; PNSC = PN Serra da Canastra; APA CP = Caverna do Peruaçu; APA CLS = Carste de Lagoa Santa; APA ST = Serra da Tabatinga; Complexo Rio Parnaíba = PN Nascentes Rio Parnaíba / APA Balsas / APA Serra da Mangabeira

Quadro 3. Principais conexões naturais entre Unidades de Conservação na Bacia do Rio Parnaíba com áreas superiores a 10.000 hectares.

Unidade de Conservação / Principais conexões	PE Mirador	PN Serra da Capivara	PN Nascentes do Parnaíba	APA Delta do Parnaíba	APA Serra de Tabatinga	APA Cabeceira do Rio Balsas	PN da Serra das Confusões
PE do Mirador		Rios Piauí, Parnaíba, Itapicuru, Fragmentos	Rios, Parnaíba, Itapicuru	Rios, Balsas, Parnaíba, Itapicuru, Fragmentos	Rios, Balsas, Parnaíba, Itapicuru, Fragmentos	Rios, Balsas, Parnaíba, Uruçui-preto, Paraim, Fragmentos	Rios, Balsas, Parnaíba, Uruçui-preto, Fragmentos
PN Serra da Capivara	Rios Piauí, Parnaíba, Itapicuru, Fragmentos		Rios Piauí, Parnaíba	Rios Piauí, Curimatá, Gurguéia, Fragmentos	Rios Piauí, Curimatá, Gurguéia, Fragmentos	Rio Piauí, Fragmentos	Rios Piauí, Paraim, Uruçui-preto, Fragmentos
PN Nascentes do Parnaíba	Rios, Balsas, Parnaíba, Itapicuru, Fragmentos	Rios Piauí, Curimatá, Gurguéia, Fragmentos	Rio Parnaíba	Fragmentos	Fragmentos	Rios, Paraim, Gurguéia, Fragmentos	Rios, Uruçui-preto, Fragmentos
APA Delta do Parnaíba	Rios, Parnaíba, Itapicuru	Rios Piauí, Parnaíba		Rio Parnaíba, Fragmentos	Rios Parnaíba, Balsas	Rios, Parnaíba, Paraim, Fragmentos	Rios, Parnaíba, Uruçui-preto, Fragmentos
APA Serra de Tabatinga	Rios, Balsas, Parnaíba, Itapicuru, Fragmentos	Rios Piauí, Curimatá, Gurguéia, Fragmentos	Rio Parnaíba, Fragmentos		Fragmentos	Rios, Paraim, Gurguéia, Fragmentos	Rios, Parnaíba, Uruçui-preto, Fragmentos
Cabeceira do Rio Balsas	Rios, Balsas, Parnaíba, Itapicuru, Fragmentos	Rios Piauí, Curimatá, Gurguéia, Fragmentos	Rios Parnaíba, Balsas	Fragmentos		Rios, Paraim, Gurguéia, Fragmentos	Rios, Parnaíba, Uruçui-preto, Fragmentos
PN Serra das Confusões	Rios, Balsas, Parnaíba, Uruçui-preto, Paraim,	Rio Piauí, Fragmentos	Rios, Parnaíba, Paraim,	Rios, Paraim, Gurguéia, Fragmentos	Rios, Paraim, Gurguéia, Fragmentos		Rios, Paraim, Uruçui-preto, Fragmentos

	Fragmentos		Fragmentos				
Uruçuí-uma	Rios, Balsas, Parnaíba, Uruçuí-preto, Fragmentos	Rios Piauí, Paraim, Uruçuí-preto, Fragmentos	Rios, Parnaíba, Uruçuí-preto, Fragmentos	Rios, Parnaíba, Uruçuí-preto, Fragmentos	Rios, Parnaíba, Uruçuí-preto, Fragmentos	Rios, Paraim, Uruçuí-preto, Fragmentos	
Serra das Mangabeira	Rios, Balsas, Parnaíba, Itapicuru, Fragmentos	Rios Piauí, Curimatá, Gurguéia, Fragmentos	Rio Parnaíba, Fragmentos	Fragmentos	Fragmentos	Rios, Paraim, Gurguéia, Fragmentos	Rios, Parnaíba, Uruçuí-preto, Fragmentos

PE Mirador = PEM; PN Serra da Capivara = PNSC; PN Nascentes do Parnaíba = PNNRP; APA Delta do Parnaíba = APA DP; APA Serra de Tabatinga = APA ST; APA Cabeceira do Rio Balsas = APA CRB; PN Serra das Confusões = PNSC; EE Uruçuí-Una = EE UU; APA Serra das Mangabeira = APA SM.
 ** Área inclusa no EE UU.

Quadro 4. Principais conexões naturais (rios, ribeirões, fragmentos naturais) entre Unidades de Conservação com áreas superiores a 10.000 hectares, na Bacia do Paraguai (Pantanal).

UC	APA/PNCG	EET	EESA	RPPN ED	RPPN EE-SESC	RPPN FA	RPPN FP	PNSB		PNE	PERN
APA-PNCG		Bandeira, Cuiabá, Santana, Bento Gomes, Paraguaizinho, Paraguai, Fragmentos	Coxipó-açu, Cuiabá, Jangada, Fragmentos, Jaguará	Aricá-Mirim, Cuiabá	Aricá-Mirim, Cuiabá	Aricá-Mirim, Pixaim, Cuiabá, São Lourenço, Alegre, Paraguai	Aricá-Mirim, Pixaim, Cuiabá, São Lourenço, Alegre, Paraguai	Aricá-Mirim, Pixaim, Cuiabá, São Lourenço, Alegre, Paraguai, Miranda, Salobra	Aricá-Mirim, Pixaim, Cuiabá, São Lourenço, Alegre, Paraguai	Aricá-Mirim, Cuiabá, Ribeirão Mutum, São Lourenço, Vermelho, Serr. São Jerônimo, Serr. Preta, Taquari, Fragmentos	Aricá-Mirim, Pixaim, Cuiabá, São Lourenço, Alegre, Paraguai, Fragmentos, Miranda, Negro
EET	Bandeira, Cuiabá, Santana, Bento Gomes, Paraguaizinho, Paraguai, Fragmentos		Córr. Sagradoiro, Paraguaizinho, Paraguai, Fragmentos	Paraguai, Caracará	Paraguai, Bento Gomes, Pixaim, Fragmentos	Paraguai	Paraguai	Paraguai, Fragmentos, Miranda, Salobra	Paraguai	Paraguai, São Lourenço, Vazante Formosa, Serr. São Jerônimo, Serr. Preta, Taquari, Fragmentos	Paraguai, Fragmentos, Miranda, Negro
EESA	Coxipó-açu, Cuiabá, Jangada, Fragmentos, Jaguará	Córr. Sagradoiro, Paraguaizinho, Paraguai, Fragmentos		Córr. Sagradoiro, Paraguai, Fragmentos	Córr. Sagradoiro, Paraguaizinho, Paraguai, Fragmentos, Bento Gomes, Cuiabá	Córr. Sagradoiro, Paraguaizinho, Paraguai, Fragmentos	Córr. Sagradoiro, Paraguaizinho, Paraguai, Fragmentos	Córr. Sagradoiro, Paraguaizinho, Paraguai, Fragmentos, Miranda, Salobra	Córr. Sagradoiro, Paraguaizinho, Paraguai, Fragmentos	Córr. Sagradoiro, Paraguaizinho, Paraguai, Fragmentos, São Lourenço, Vazante	Córr. Sagradoiro, Paraguaizinho, Paraguai, Fragmentos

		Fragmentos		Caracará, Fragmentos		Fragmentos	Fragmentos		Fragmentos	Formosa, Serr. São Jerônimo, Serr. Preta, Taquari, Fragmentos	Negro
RPPN ED	Aricá-Mirim, Cuiabá	Paraguai, Caracará	Córr. Sagradoiro, Paraguaizinho, Paraguai, Caracará, Fragmentos		Pixaim, Cuiabá, São Lourenço, Alegre, Paraguai	Paraguai	Paraguai	Paraguai, Fragmentos, Miranda, Salobra	Paraguai	São Lourenço, Vazante Formosa, Serr. São Jerônimo, Serr. Preta, Taquari, Fragmentos	Paraguai, Fragmentos, Negro
RPPN EE SESC	Aricá-Mirim, Cuiabá	Paraguai, Bento Gomes, Pixaim, Fragmentos	Córr.. Sangradoiro, Fragmentos, Bento Gomes, Cuiabá	Pixaim, Cuiabá, São Lourenço, Alegre,Paraguai		Pixaim, Cuiabá, São Lourenço, Alegre, Paraguai	Pixaim, Cuiabá, São Lourenço, Alegre, Paraguai	Pixaim, Cuiabá, São Lourenço, Alegre, Paraguai, Fragmentos, Miranda, Salobra	Pixaim, Cuiabá, São Lourenço, Alegre, Paraguai	Cuiabá, Ribeirão Mutum, São Lourenço, Vermelho, Serr. São Jerônimo, Serr. Preta, Taquari, Fragmentos	Pixaim, Cuiabá, São Lourenço, Alegre, Paraguai, Fragmentos, Miranda, Negro
RPPN FA	Aricá-Mirim, Pixaim, Cuiabá, São Lourenço, Alegre, Paraguai	Paraguai	Córr.. Sagradoiro, Paraguaizinho, Paraguai, Fragmentos	Paraguai	Pixaim, Cuiabá, São Lourenço, Alegre, Paraguai		Paraguai	Paraguai, Fragmentos, Miranda, Salobra	Paraguai	São Lourenço, Vazante Formosa, Serr. São Jerônimo, Serr. Preta, Taquari, Fragmentos	Paraguai, Fragmentos, Negro
RPPN FP	Aricá-Mirim, Pixaim, Cuiabá, São Lourenço, Alegre, Paraguai	Paraguai	Córr.. Sagradoiro, Paraguaizinho, Paraguai, Fragmentos	Paraguai	Pixaim, Cuiabá, São Lourenço, Alegre, Paraguai	Paraguai		Paraguai, Fragmentos, Miranda, Salobra	Paraguai	São Lourenço, Vazante Formosa, Serr. São Jerônimo, Serr. Preta, Taquari, Fragmentos	Paraguai, Fragmentos, Negro
PNSB	Aricá-Mirim, Pixaim, Cuiabá, São Lourenço, Alegre, Paraguai, Fragmentos, Miranda, Salobra	Paraguai, Fragmentos, Miranda, Salobra	Córr. Sagradoiro, Paraguaizinho, Paraguai, Fragmentos, Miranda, Salobra	Paraguai, Fragmentos, Miranda, Salobra	Pixaim, Cuiabá, São Lourenço, Alegre, Paraguai, Fragmentos, Miranda, Salobra	Paraguai, Fragmentos, Miranda, Salobra	Paraguai, Fragmentos, Miranda, Salobra		Paraguai, Fragmentos, Miranda, Salobra	Miranda, Salobra, Negro, Serr. São Jerônimo, Serr. Preta, Taquari, Fragmentos	Miranda, Salobra
PNPM	Aricá-Mirim, Pixaim, Cuiabá, São Lourenço, Alegre, Paraguai	Paraguai	Córr. Sagradoiro, Paraguaizinho, Paraguai, Fragmentos	Paraguai	Pixaim, Cuiabá, São Lourenço, Alegre, Paraguai	Paraguai	Paraguai	Paraguai, Fragmentos, Miranda, Salobra		São Lourenço, Vazante Formosa, Serr. São Jerônimo, Serr. Preta, Taquari, Fragmentos	Paraguai, Fragmentos, Negro
PNE	Aricá-Mirim, Cuiabá, Rib. Mutum, São Lourenço, Formosa, Serr. Vermelho, Serr. São Jerônimo, Serr. Preta, Taquari, Fragmentos	Paraguai, São Lourenço, Vazante Formosa, Serr. São Jerônimo, Serr. Preta, Taquari, Fragmentos	Córr. Sagradoiro, Paraguaizinho, Paraguai, Fragmentos, São Lourenço, Vazante Formosa, Serr. São Jerônimo, Serr. Preta, Taquari, Fragmentos	São Lourenço, Vazante Formosa, Serr. de São Jerônimo, Serr. Preta, Taquari, Fragmentos	Cuiabá, Ribeirão Mutum, São Lourenço, Vermelho, Serr. de São Jerônimo, Serr. Preta, Taquari, Fragmentos	São Lourenço, Vazante Formosa, Serr. São Jerônimo, Serr. Preta, Taquari, Fragmentos	São Lourenço, Vazante Formosa, Serr. São Jerônimo, Serr. Preta, Taquari, Fragmentos	Miranda, Salobra, Negro, Serr. São Jerônimo, Serr. Preta, Taquari, Fragmentos	São Lourenço, Vazante Formosa, Serr. São Jerônimo, Serr. Preta, Taquari, Fragmentos		Negro, Serr. de São Jerônimo, Serr. Preta, Taquari, Fragmentos

PERN	Aricá-Mirim, Pixaim, Cuiabá, São Lourenço, Alegre, Paraguai, Fragmentos, Miranda, Negro	Paraguai, Fragmentos, Miranda, Negro	Córr. Sagradoiro, Paraguaizinho, Paraguai, Fragmentos, Negro	Paraguai, Fragmentos, Negro	Pixaim, Cuiabá, São Lourenço, Alegre, Paraguai, Fragmentos, Miranda, Negro	Paraguai, Fragmentos, Negro	Paraguai, Fragmentos, Negro	Miranda, Salobra	Paraguai, Fragmentos, Negro	Negro, Serr. São Jerônimo, Serr. Preta, Taquari, Fragmentos	
------	--	--	---	-----------------------------------	--	-----------------------------------	-----------------------------------	------------------	-----------------------------------	---	--

APA e PNCG = APA e PN Chapada dos Guimarães; EE T = EE Taiamã; EE SA = EE Serra das Araras; RPPN ED = Estância Dorochê; RPPN EE SESC = Estância Ecológica SESC; RPPN FA = Fazenda Acurizal; RPPN FP = Fazenda Penha; PNSB = PN

Quadro 5. Principais conexões naturais (rios, ribeirões, fragmentos naturais) entre Unidades de Conservação com áreas superiores a 10.000 hectares, na Bacia do Alto Paraná.

UC	PNB	PNE	PNIG	APA C	APA BGCV	APA I	APA SB	PEI	APA D	PNSC	EE SB
PNB		Rios: São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba, Correntes, Jacuba	Rios: São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba e Paraná	Fragmentos	Rios: São Bartolomeu, Fragmentos	Rios: São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba, Paraná, Tietê	Rios: São Bartolomeu, Fragmentos	Rios: São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba e Paraná	Fragmentos	, São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba e Araguari	Rios: São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba, Paraná, Paranapanema, Fragmentos
PNE	Rios: São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba, Correntes, Jacuba		Rios: Paraná, Paranaíba, Correntes, Jacuba	Rios: São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba, Correntes, Jacuba	Rios: São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba, Correntes, Jacuba	Rios: Jacuba, Correntes, Paranaíba, Paraná, Tietê	Rios: São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba, Correntes, Jacuba	Rios: Paraná, Paranaíba, Correntes, Jacuba	Rios: São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba, Correntes, Jacuba	, Jacuba, Correntes, Paranaíba, Paraná, Grande	Rios: Jacuba, Correntes, Paranaíba, Paraná, Tietê e Fragmentos
PNIG	Rios: São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba e Paraná	Rios: Paraná, Paranaíba, Corrente, Jacuba		Rios: São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba, Paraná e Fragmentos	Rios: São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba, Paraná e Fragmentos	Rios: Paraná, Paranaíba, Tietê	Rios: São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba, Paraná e Fragmentos	Rios: Paraná e Fragmentos	Rios: São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba, Paraná e Fragmentos	, Paranaíba, Paraná e Grande	Rios: Paraná, Tietê e Fragmentos
APA C	Fragmentos	Rios: São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba, Correntes, Jacuba	Rios: São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba, Paraná e Fragmentos		Rios: São Bartolomeu, Fragmentos	Rios: São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba, Paraná, Tietê	Rios: São Bartolomeu, Fragmentos	Rios: São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba e Paraná	Rios: São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba e Paraná	, São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba e Araguari	Rios: São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba, Paraná, Paranapanema, Fragmentos
APA BGCV	Rios: São Bartolomeu, Fragmentos	Rios: São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba, Correntes, Jacuba	Rios: São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba, Paraná e Fragmentos	Rios: São Bartolomeu, Fragmentos		Rios: São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba, Paraná, Tietê	Rios: São Bartolomeu, Fragmentos	, São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba e Paraná	Rios: São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba e Paraná	, São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba e Araguari	Rios: Tietê, Paraná, Paranapanema, Fragmentos
APA I	Rios: São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba, Paraná, Tietê	Rios: Jacuba, Correntes, Paranaíba, Paraná, Tietê	Rios: Paraná, Paranaíba, Tietê	Rios: São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba, Paraná, Tietê	Rios: São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba, Paraná, Tietê		Rios: São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba, Paraná, Tietê	, Paraná, Paranaíba, Tietê	Rios: São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba, Paraná, Tietê	, São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba e Araguari	Rios: Tietê, Paraná, Paranapanema, Fragmentos

APA SB	Rios: São Bartolomeu, Fragmentos	Rios: São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba, Correntes, Jacuba	Rios: São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba, Paraná e Fragmentos	Rios: São Bartolomeu, Fragmentos	Rios: São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba, Paraná, Tietê	Rios: São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba, Paraná, Tietê		Rios: São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba e Paraná	Fragmentos	São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba e Araguari	Rios: São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba, Paraná, Paranapanema, Fragmentos
PEI	Rios: São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba e Paraná	Rios: Paraná, Paranaíba, Correntes, Jacuba	Rio: Paraná e Fragmentos	Rios: São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba e Paraná	Rios: São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba e Paraná	Rios: Paraná, Paranaíba, Tietê	Rios: São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba e Paraná		Rios: São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba e Paraná	Paranaíba, Paraná e Grande	Rios: Paraná, Tietê e Fragmentos
APA D	Fragmentos	Rios: São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba, Correntes, Jacuba	Rios: São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba, Paraná e Fragmentos	Rios: São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba e Paraná	Rios: São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba e Paraná	Rios: São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba, Paraná, Tietê Fragmentos	Fragmentos	Rios: São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba e Paraná		Rios: São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba e Araguari	Rios: São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba, Paraná, Paranapanema, Fragmentos
PNSC	Rios: São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba e Araguari	Rios: Jacuba, Correntes, Paranaíba, Paraná, Grande	Rios: Paranaíba, Paraná e Grande	Rios: São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba e Araguari	Rios: São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba e Araguari	Rios: Tietê, Paraná, Paranaíba e Grande	Rios: São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba e Araguari	Rios: Paranaíba, Paraná e Grande	Rios: São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba e Araguari		Rios: Paraná, Tietê e Fragmentos
EE SB	Rios: São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba, Paraná, Paranapanema, Fragmentos	Rios: Jacuba, Correntes, Paranaíba, Paraná, Tietê e Fragmentos	Rios: Paraná, Tietê e Fragmentos	Rios: São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba, Paraná, Paranapanema, Fragmentos	Rios: São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba, Paraná, Paranapanema, Fragmentos	Rios: Tietê, Paraná, Paranapanema, Fragmentos	Rios: São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba, Paraná, Paranapanema, Fragmentos	Rios: Paraná, Tietê e Fragmentos	Rios: São Bartolomeu, Corumbá, Paranaíba, Paraná, Paranapanema, Fragmentos	Rios: Paraná, Tietê e Fragmentos	

PN Brasília = PNB; PN Emas = PNE; PN Ilha Grande = PNIG; APA Cafuringa = APA C; APA Bacias do Gama e Cabeça de Veado = APA BGCV; APA de Ibitinga = APA I; APA São Bartolomeu = APA SB; PE Rio Ivinhema = PEI; APA Rio Descoberto = APA D; PN Serra da Canastra = PNSC; EE Santa Bárbara = EE SB.

DISCUSSÃO

DISTRIBUIÇÃO ATUAL DE ONÇA-PINTADA E ONÇA-PARDA NO CERRADO E PANTANAL

As onças-pintadas e onças-pardas são espécies com alta exigência ecológica, ocupam grandes áreas, são territoriais, encontram-se relativamente em baixas densidades e são especialistas quanto às suas dietas (Swank & Teer, 1989; Sanderson *et al.*, 2002). Estas características ecológicas as tornam muito mais vulneráveis à extinção do que outras espécies animais, já que estão muito mais dependentes da complexa dinâmica ecológica que envolve presa-predador, regidas por variáveis ambientais (Berger & Wehousen, 1991; Terborgh *et al.*, 1999). Sendo assim, a distribuição atual dessas espécies indica que o uso antrópico do Cerrado e Pantanal seja através da conversão e fragmentação de habitats naturais, pecuária extensiva, caça ou mesmo turismo, podem ameaçar a sua persistência nestes ecossistemas, reduzindo suas populações a tamanhos geneticamente inviáveis.

O Cerrado e Pantanal juntos são considerados o maior bloco contínuo de habitats para as onças-pintadas fora da região amazônica. Na escala ecossistêmica, as onças-pintadas e pardas ainda podem ser encontradas no eixo sudoeste – nordeste do bioma Cerrado, coincidindo com a região nordeste do estado do Mato Grosso, norte de Goiás, centro do Tocantins e sul do Maranhão, sendo que, devido aos requerimentos ecológicos mais flexíveis, a onça-parda tem distribuição mais abrangente do que a onça-pintada. A região norte do Tocantins ainda é desconhecida quanto a presença atual dessas duas espécies (Sanderson *et al.*, 2002).

As diferenças paisagísticas, principalmente de solo, relevo e hidrografia, entre os biomas Cerrado e Pantanal, resultam em diferentes formas de utilização antrópica, o que reflete em distintos graus de ameaça para as onças. Os dados de distribuição histórica e atuais das duas espécies indicam que onças-pintadas e onças-pardas possuem tolerâncias diferenciadas à conversão de habitats, sendo a primeira muito mais sensível a perturbações ambientais. Abaixo segue uma breve avaliação das distribuições atuais das duas espécies nos biomas Pantanal e Cerrado.

PANTANAL

O Pantanal se caracteriza como uma planície, e é muitas vezes considerado, erroneamente, como um ambiente homogêneo que, teoricamente, abrigaria em toda a sua

extensão a mesma composição e abundância faunística. Esta interpretação às vezes é extrapolada cientificamente, por exemplo, por Sanderson *et al.* (2002), que destacam todo o Pantanal como área de distribuição de onça-pintada. No entanto, conforme relatado por Silva *et al.* (1998), há várias fisiografias distintas no Pantanal que certamente influenciam na distribuição e abundância das espécies (Mourão *et al.*, 2000).

Diferentemente do Cerrado, o Pantanal é possui quase que toda sua área ocupada por pastagens exóticas visando a produção pecuária, que, aparentemente é menos impactante para as onças do que áreas de lavouras. Pastagens exóticas distribuídas entre reservas, cordilheiras e várzeas podem alterar menos a paisagem, sua manutenção representa menor estresse ambiental, pois envolve menos movimentação humana e maquinário do que áreas de lavouras. Finalmente, grandes extensões alagadas, chamadas localmente de brejos, se tornam refúgios naturais para as espécies em decorrência da dificuldade da conversão deste hábitat para fins de produção.

Atualmente, a região nuclear do Pantanal compõe a maior extensão de habitats contínuos para mamíferos terrestres de médio/grande porte fora da região Amazônica. Por esta característica, o Pantanal deve desempenhar uma importante função de população “fonte” para as espécies dos biomas adjacentes: Cerrado, Chaco (no Paraguai) e borda sul da Floresta Amazônica. O Pantanal também é uma das principais regiões turísticas do Brasil, tanto para brasileiros como para estrangeiros que desejam ver de perto a fauna neotropical, em safáris ecológicos. Entre as principais imagens direcionando o *marketing* desses safaris estão as da onça-pintada. Dentro da área de distribuição da onça-pintada, o Pantanal é um dos poucos refúgios ecológicos de ambiente aberto na América do Sul, onde a espécie pode ser observada com relativa facilidade (Mittermeier *et al.*, 1990). Por exemplo, em junho de 1999, durante cinco dias de inventário de onça-pintada no Rio Cuiabá e Piquirí (MT) a espécie foi observada quatro vezes (80% das saídas de campo) durante o dia, às margens do rio (presente estudo). É possível que, devido ao fato desses rios serem altamente freqüentados por turistas/pescadores na temporada de pesca amadora, as onças que vivem as suas margens tornem-se mais tolerantes aos ruídos de motores de popa e à movimentação humana. Esta tolerância permite que vários grupos distintos de pescadores/turistas, em um curto espaço de tempo, observem muitas vezes o mesmo animal e multipliquem a informação equivocada de que as onças podem ser vistas com facilidade e em grande quantidade. Desta forma, a ampla divulgação, incentivada por quem explora atividades turísticas no Pantanal, pode levar a interpretações erradas de que a população de onças-

pintadas no Pantanal está em crescimento “exagerado”. Como exemplo, segue abaixo, trecho transcrito de matéria publicada na Revista Veja.

Está sobrando onça:

Elas atacam o gado no Pantanal os fazendeiros reagem com a caça ilegal.

“Está sobrando onça na região. Há uma década, eram necessárias sorte de ganhador de bingo e paciência de ermitão para topar com uma onça na região. Mesmo nos pontos mais remotos, passavam-se semanas sem que se visse uma única pegada do bicho. Hoje em dia, no entanto, quem desce o Rio São Lourenço, no coração do Pantanal Mato-Grossense, dificilmente deixa de avistar pelo menos uma onça.” (Revista Veja, 20/09/2000).

Até o presente, o Pantanal foi alvo de alguns poucos estudos científicos publicados sobre onças-pintadas e onças-pardas (Schaller, 1980; Schaller & Crawshaw, 1980; Crawshaw & Quigley, 1991), apesar de outros três estudos estarem em andamento na região. Portanto, a divulgação de notícias sem fundamentação científica, como a transcrita acima, insinuando o aumento *exagerado* de população, podem gerar ações ilegais e inapropriadas de “manejo”, por parte de pecuaristas, que trarão conseqüências negativas para a conservação regional da espécie (Mittermeier *et al.*, 1990).

Com base nas informações científicas disponíveis sobre onças-pintadas e onças-pardas na região do Pantanal, sabe-se que a primeira é mais abundante às margens dos principais rios de seu interior, em áreas mais baixas, úmidas e florestadas e a segunda ocorre em suas regiões mais altas e secas (Schaller 1980; Swank & Teer, 1989). Desta forma, por mais abundantes que as onças possam ser em algumas regiões do Pantanal, não é correto generalizar suas distribuições, como sugerem Sanderson *et al.* (2002) com relação à onça-pintada. Esses autores indicam uma distribuição da espécie em 100% desse ecossistema, com uma probabilidade local de 99% de sobrevivência em longo prazo.

Em decorrência da inacessibilidade à conversão de certos habitats, como por exemplo, as áreas alagadiças (brejos), o Pantanal tenderá a sempre manter uma integridade do ambiente físico em algumas de suas regiões. No entanto, para a preservação de fato e, em perspectiva de longo prazo, é necessário que uma área de preservação seja realmente demarcada e protegida

ao menos, seu uso controlado e monitorado. Desta forma, analisamos aqui apenas as Unidades de Conservação já implementadas. Das oito Unidades de Conservação no Pantanal com área superior a 10.000 hectares, cinco estão no Mato Grosso do Sul e quatro no Mato Grosso. Em todas as oito UC's, tanto onças-pintadas como onças-pardas estão presentes. Segue abaixo descrição das quatro maiores UC's deste bioma:

PARQUE NACIONAL DO PANTANAL MATOGROSSENSE/MT

Este Parque foi criado em 1981, possui uma área de 135.000 hectares e perímetro de 260 km. Está localizado no extremo sudoeste do estado do Mato Grosso, no município de Poconé, junto à divisa com o estado do Mato Grosso do Sul, na confluência dos rios Paraguai e Cuiabá. Como a maior parte do Pantanal é caracterizado por uma enorme superfície de acumulação, de topografia plana e freqüentemente sujeita a inundações, sendo a rede de drenagem comandada pelo rio Paraguai. A vegetação é caracterizada por uma área de tensão ecológica de contato entre as regiões fitoecológica do Cerrado e da Floresta Estacional Semi-decídua. A cobertura vegetal é classificada por Savana Gramíneo-Lenhosa, Floresta Semi-decídua Aluvial e Floresta Semidecídua das Terras Baixas. O objetivo maior da criação do Parque foi o de preservar o ecossistema pantaneiro e toda a sua integridade ecológica. O Parque incorporou a antiga Reserva do Cara-cará, a qual na década de 80 foi base de operações no combate à ação dos caçadores de jacarés, e praticamente dobrou seu território com a compra de uma antiga fazenda de gado, que foi inundada em consequência das transformações da região, por ações antrópicas diversas. O Parque se encontra na região nuclear da distribuição oeste da onça-pintada, dentro de uma área classificada como unidade de conservação (JCU), com alta probabilidade de sobrevivência da espécie e com segundo grau de prioridade para investimentos de conservação (Sanderson *et al.*, 2002).

PARQUE NACIONAL DA ILHA GRANDE

Criado em 1997, com uma área de aproximadamente 78.875 hectares, o Parque tem como objetivo conservar e melhorar as condições ecológicas da região, protegendo o último segmento do rio Paraná e ecossistemas associados, contribuindo para a manutenção da diversidade biológica, especialmente das espécies da fauna e da flora endêmicas e ameaçadas de extinção e seus habitats. O Parque é reconhecido pela UNESCO como Reserva da Biosfera, com área núcleo entre a foz dos Rios Ivinhema e Amambaí (MS). O

nome da unidade foi escolhido levando em consideração o mais significativo acidente geográfico da região, a Ilha Grande ou de Sete Quedas. Está localizado na divisa dos estados do Paraná e Mato Grosso do Sul. A unidade possui um relevo plano, formado por um arquipélago com centenas de ilhas e ilhotas que se associam às regiões pantanosas, de várzeas e planícies de inundação. A unidade constitui-se num ecótono (zona de transição) entre a Floresta Estacional Semi-decídua, o Cerrado e o Pantanal. Possui várias espécies endêmicas e/ou ameaçadas de extinção. Da fauna terrestre foram registradas espécies como o cervo-do-pantanal, anta, onça-pintada e onça-parda. É administrado pelo Ibama, em cooperação com os estados. Ainda não está totalmente implantado e já sofre problemas graves com a queimada anual de sua vegetação. Estudos científicos da Associação Pro-Carnívoros vem revelando que a área é um importante refúgio regional para as onças-pintadas e onças-pardas, porém nem toda sua extensão possui habitats ideais para ambas as espécies. O Parque se encontra no limite centro-sul da distribuição atual de onças-pintadas, região considerada com baixa probabilidade de sobrevivência da espécie em longo prazo (Sanderson *et al.*, 2002). No entanto, dentro de um modelo paisagístico de “trampolim ecológico” este parque pode desempenhar papel fundamental na conservação da espécie a nível regional, inclusive mantendo indivíduos de populações residuais como a do Parque de Mata Atlântica e Morro do Diabo.

PARQUE ESTADUAL DAS VÁRZEAS DO RIO IVINHEMA

Criado em 1998, localizado na Bacia do Rio Paraná foi criado em Mato Grosso do Sul, como medida compensatória da Usina Hidrelétrica Engenheiro Sérgio Motta/CESP, o Parque possui 73.300 hectares. Localizados nos municípios de Naviraí, Taquarussu e Jateí. Os varjões do Parque do Ivinhema compreendem o último trecho livre, sem represamento, do rio Paraná. É uma área de inundações periódicas, protegendo refúgios de espécies animais e vegetais do cerrado e da floresta estacional. Os principais objetivos de conservação do Parque são: conservar os fragmentos de florestas, os remanescentes de várzea e ecossistemas associados dos rios Ivinhema e Paraná; manter mecanismos de regulação natural das bacias hidrográficas locais e promover a preservação da diversidade genética das espécies que habitam o Parque, principalmente, aquelas ameaçadas de extinção, como a onça-pintada. O Parque é um dos locais de pesquisa da Associação Pro-Carnívoros sobre onça-pintada desde 1999. Este refúgio é estratégico para a conservação das onças em escala regional, já que permite contato com indivíduos das populações do Parque

Nacional da Ilha Grande (PNIG) e o Parque Estadual Morro do Diabo. Como o PNIG, o Parque de Invinhema se encontra no limite centro-sul da distribuição atual de onças-pintadas, numa região considerada de baixa probabilidade de sobrevivência da espécie em longo prazo (Sanderson *et al.*, 2002). Portanto, como sugerido para o PNIG, os refúgios para as onças-pintadas e onças-pardas desta região deveriam ser inseridos num modelo de manejo de paisagem do tipo “trampolim ecológico”, considerando ainda o Parque Estadual Morro do Diabo no sistema de manejo.

PARQUE ESTADUAL DO PANTANAL DO RIO NEGRO

O Parque Estadual do Pantanal do Rio Negro foi criado em junho de 2000 com o objetivo de proteger um extenso sistema de drenagem formado pelo “brejão” do Rio Negro, lagoas permanentes e cordões de matas (cordilheiras). Este ambiente é considerado como um berçário de engorda dos peixes do Pantanal. Localizado nos municípios de Aquidauana e Corumbá, o Parque possui uma área de 78.300 ha mas, no seu entorno, somam-se as Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN) da Fazenda Fazendinha com 9.600 hectares, da Fazenda Santa Sofia com 8.000 hectares e da Fazenda Rio Negro com 7.000 hectares, representando um dos maiores conjuntos de áreas protegidas do Estado do Mato Grosso do Sul. Como as demais UC's deste ecossistema, o Parque do Rio Negro se encontra na região nuclear da distribuição oeste da onça-pintada, dentro de uma unidade de conservação da espécie (JCU), avaliada como área de alta probabilidade de sobrevivência da espécie (Sanderson *et al.*, 2002). Esta região engloba áreas de amostragem do presente estudo. Resultados até o presente confirmam sua alta relevância como refúgio para a fauna típica do ecossistema. A abundância relativamente alta de onças-pintadas e onças-pardas foi detectada através de amostragens com armadilhas fotográficas.

RPPN - ESTÂNCIA ECOLÓGICA SESC-PANTANAL

Criada em 1997 a Reserva Particular do Patrimônio Natural do SESC-Pantanal, com seus 106.308,34 ha localizados nos pantanais de Poconé e Barão de Melgaço, aumenta em um terço o total deste ecossistema preservado no Estado de Mato Grosso. Localizado no município de Barão de Melgaço, a 128 km de Cuiabá. Primeira área privada do Brasil a ganhar o título de Sítio Ramsar, é o segundo local a obter o título em Mato Grosso, depois do Parque Nacional do Pantanal. O tratado de cooperação visa a conservação e o uso racional das Zonas Úmidas, reconhecendo as funções ecológicas e o valor econômico,

cultural, científico e recreativo dessas áreas. Ser considerada zona úmida de relevância internacional é muito importante porque estas áreas, segundo a lista Ramsar, estão entre os ambientes mais produtivos do mundo, considerados armazéns naturais de diversidade biológica. As zonas têm o objetivo de chamar especial atenção à sua conservação e ao seu uso sustentável. No caso da RPPN Sesc-Pantanal serão conservados rios permanentes, lagos, baías, planícies de campos cerrados e florestas inundáveis sazonalmente. Como RPPN, tem sua perpetuidade averbada aos registros da propriedade e é reconhecida como Unidade de Conservação pelo governo federal. Abriga flora e fauna exuberantes, tornando-se um reforço à conservação do ecossistema pantaneiro. A RPPN também se encontra na região nuclear da distribuição oeste da onça-pintada, dentro de uma área classificada como unidade de conservação da espécie (JCU), com alta probabilidade de sobrevivência populacional em longo prazo, e com segundo grau de prioridade para investimentos de conservação (Sanderson *et al.*, 2002).

CERRADO

Trinta e quatro Unidades de Conservação no Cerrado possuem área superior a 10.000 ha, sendo três delas em região de ecótono com o ecossistema da Caatinga e uma com o ecossistema amazônico. Entre essas Unidades, a onça-pintada pode ser encontrada em 15, sendo que em três sua presença é esporádica. Já a onça-parda é encontrada em 26 UC's. Numa escala ecossistêmica, as onças-pintadas e onças-pardas ainda podem ser encontradas no eixo sudoeste – nordeste do bioma Cerrado, coincidindo com a região nordeste do Estado do Mato Grosso, norte de Goiás, centro do Tocantins e sul do Maranhão. A região norte do Tocantins ainda é desconhecida quanto a presença atual dessas espécies (Sanderson *et al.*, 2002). Entre as 34 Unidades de Conservação de extensões significativas, nove merecem destaque para a conservação de onças-pintadas e onças-pardas, tanto por suas extensões como por suas posições geográficas. Isto não significa que UC's de pequeno porte não sejam importantes para a conservação dessas espécies. Para a onça-parda, por exemplo, pequenas reservas (entre 2.000 – 3.000 hectares) podem servir de refúgios temporários para indivíduos em dispersão (Beier, 1995; Swenar *et al.*, 2000). Ou ainda, um conjunto de fragmentos de remanescentes nativos podem formar a área de vida permanente de vários indivíduos. Por exemplo, quatro indivíduos monitorados por radio-telemetria no entorno do Parque Nacional das Emas englobavam em suas áreas de vida grande porções de áreas naturais convertidas

em lavouras e pastagens. A espécie parece ser mais tolerante a áreas convertidas, podendo se deslocar e dispersar por matrizes antropizadas (pastagens e lavouras) durante períodos do dia (Mazolli, 1993; Sweanor *et al.*, 2000). Já a onça-pintada aparenta ser muito mais sensível à alteração humana de seus habitats, não sendo encontrada em ambientes muito alterados. No entanto, animais em dispersão podem refugiar-se em fragmentos pequenos temporariamente, utilizando os como “trampolins ecológico”.

Abaixo segue uma caracterização das nove Unidades de Conservação consideradas como as mais importantes para a conservação da onça-pintada e onça-parda no Cerrado.

PARQUE NACIONAL DA SERRA DA BODOQUENA

O Parque Nacional da Serra da Bodoquena possui 76.400 hectares e está localizado nos municípios de Bonito, Bodoquena, Jardim e Porto Murtinho. Decretado em setembro de 2000, a área ainda se encontra sobre forte pressão madeireira. A Serra da Bodoquena abriga uma das maiores extensões de florestas naturais do Estado do Mato Grosso do Sul, na borda do Pantanal. É considerada um divisor de águas responsável por todas as nascentes dos rios cristalinos daquela região, como o Salobra, o Prata, o Formoso, o Perdido e o Sucuri, composto por áreas rochosas em meio à mata. Diferentemente da região do Pantanal, há escassez de água na área, estando esta restrita às áreas de influência dos dois principais rios que cortam a área, o Rio Salobra e o Rio Perdido. Apesar de se encontrar dentro da Reserva da Biosfera do Pantanal, o Parque não possui fisionomias deste ecossistemas, sendo composto por cerrado e floresta. Todavia, o Parque envolve a área de distribuição oeste da onça-pintada, uma unidade de conservação da espécie (JCU), considerada ainda, como área de alta probabilidade de sobrevivência da espécie em longo prazo (Sanderson *et al.*, 2002). Certamente, pela posição geográfica, esta UC é de extrema importância como refúgio de ligação para onças do Pantanal e áreas adjacentes da Bolívia e Paraguai onde ainda há habitats para as espécies.

PARQUE NACIONAL DAS EMAS

O Parque Nacional das Emas é um dos Parques mais representativos quanto à composição de flora e fauna típicas de habitat de campo, sendo a riqueza e abundância faunística de médios e grandes mamíferos, uma de suas principais características (Erize, 1977; Redford, 1985). Seus 132.000 hectares estão localizados no sudoeste do Estado de Goiás,

divisa com os Estados do Mato Grosso e Mato Grosso do Sul, representa um importante refúgio para a fauna do Cerrado na região central do país, onde pelo menos 17 espécies de carnívoros são protegidas. Populações de importantes espécies de presas, típicas dos campos, como o veado-campeiro, o tamanduá-bandeira, o queixada, a anta e a ema são protegidas no Parque (Silveira, 1999). Atualmente a região do Parque é uma das maiores produtoras de grãos do centro-oeste brasileiro. Conseqüentemente, a vegetação nativa do entorno do Parque deu lugar a extensas lavouras de grãos, como a soja e o milho, isolando praticamente o Parque do contato direto com outras áreas nativas. Portanto, as maiores ameaças atuais às populações do Parque são: o isolamento pelas extensas lavouras, interrupção de corredores naturais de dispersão através da construção de hidrelétricas em importantes pontos de drenagem da região, incêndios, caça ilegal de presas para as onças, dentro e no entorno da UC. Com base em estudo utilizando armadilhas fotográficas e radio-telemetria (Capítulo 1), estima-se que pelo menos 20 onças-pintadas e 40 onças-pardas utilizem o Parque e seu entorno. Por estar num divisor de águas de três grandes bacias hidrográficas (Tocantins, Paraguai e Prata) indivíduos das populações de onças do PNE podem dispersar para os três distintos ecossistemas dessas bacias.

PARQUE ESTADUAL DO CANTÃO

Localizado na região oeste do Estado do Tocantins, divisa com os Estados do Pará e Mato Grosso, os 90.000 hectares do Parque Estadual do Cantão (PEC) situam-se numa região de transição entre os biomas Cerrado e Amazônia. O bom estado de preservação de seus 90.000 hectares, vizinhos a duas outras Unidades de Conservação, faz do Parque um dos mais importantes refúgios faunísticos do Brasil Central. Sua localização geográfica consiste num ecótono de fundamental importância para manutenção da biodiversidade dos ecossistemas envolvidos. O Parque Estadual do Cantão abrange uma grande área contínua de planície aluvial situada entre os rios Côco, Araguaia e Javaés (braço menor do Araguaia), que em continuidade com o Parque Nacional do Araguaia forma um conjunto de áreas protegidas de mais de 700.000 hectares de extensão. A leste do rio, no Estado do Tocantins, a vegetação é típica dos cerrados do Brasil central: um mosaico de campos naturais e pastagens plantadas, com florestas de galeria e buritizais, e manchas de cerradão. A oeste do Araguaia, no Estado do Pará, a floresta amazônica de terra firme chega até as margens do rio. O Javaés forma aqui um delta interior, uma vasta planície aluvial repleta de meandros, lagos e canais naturais, uma região de floresta tropical tipicamente amazônica, mas com características únicas. Localizado próximo ao centro de distribuição geográfica da onça-

pintada o Parque do Cantão faz parte de uma unidade de conservação da espécie (JCU), considerada como área de alta probabilidade de sobrevivência da espécie em longo prazo e alta prioridade de investimentos para a conservação (Sanderson *et al.*, 2002). A população de onças do PEC tem possibilidade de conectividade natural, ao sul, com o Parque Nacional das Emas, e ao noroeste, com o Parque Indígena do Xingu, ou seja, devido a sua posição geográfica o PEC é um dos refúgios de onças mais importantes do centro-oeste brasileiro.

PARQUE NACIONAL NASCENTES DO RIO PARNAÍBA

Criado em julho de 2002, o Parque Nacional das Nascentes do Rio Parnaíba, protege 722.000 hectares de Cerrado. Localizado na Chapada das Mangabeiras, nas divisas dos Estados do Piauí, Maranhão, Bahia e Tocantins, é uma das mais novas e uma das maiores e mais conservadas extensões de Cerrado do país. Na divisa com o Piauí, no sopé das Mangabeiras, nasce o Rio Parnaíba que se forma a partir de inúmeras nascentes, que formam os rios Água Quente, Curriola, Lontras e outros que consolidam o Parnaíba. Já do lado da Bahia, nas bordas da grande chapada estão os brejos Sapão e Sassafráz que correm até formarem o Rio Preto, importante afluente do Rio São Francisco. Na parte de Tocantins os brejos Galhão, Come-Assado e o Formiga, por sua vez, formam o rio do Sono, importante afluente do Rio Tocantins. Para o lado do Maranhão brejos e rios alimentam o rio Parnaíba. O Parque das Nascentes abriga o “Berço das Águas”, a fonte de alimentação das bacias dos rios Parnaíba, São Francisco e Tocantins, servindo como refúgio para espécies de vários ecossistemas. O Rio Parnaíba é um dos mais importantes rios do Nordeste, com 143 tributários do lado do Piauí e 74 do lado do Maranhão e uma bacia hidrográfica de 342 mil quilômetros. Em decorrência de sua extensão e localização geográfica o PNNP é um importante refúgio para as onças-pintadas e onças-pardas na região nordeste do país. Apesar de ainda não haverem estudos sobre essas espécies na área, a presença local das duas espécies é confirmada (Tadeu Gomes de Oliveira, com. pess.).

APA MEANDROS DO ARAGUAIA

Com 357.126 hectares, a Área de Proteção Ambiental (APA) Meandros do Araguaia está localizada nos estados de Goiás, Mato Grosso e Tocantins, nos municípios de Nova Crixás, São Miguel do Araguaia, Cocalinho e Araguaçu, em torno de uma região central do peculiar ecossistema do rio Araguaia. Criada como unidade de conservação em 1998, esta

APA tem características especiais. Como em todas APAs, em seu interior podem existir populações e atividades produtivas, mas sujeitas ao licenciamento prévio de qualquer obra ou ação que cause impacto ambiental, sob fiscalização direta do Ibama. Esta APA visa proteger a fauna e flora, e garantir a conservação dos remanescentes da Floresta Estacional Semidecidual Aluvial-e Sub-montana, Cerrado Típico, Cerradão e Campos de Inundação, dos ecossistemas fluviais, lagunares e lacustres e dos recursos hídricos. Próximo do centro de distribuição geográfica da onça-pintada, esta APA engloba uma Unidade de Conservação da espécie (JCU). A APA Meandros do Araguaia engloba o Parque Estadual do Cantão, e está incluída numa região considerada como área de média probabilidade de sobrevivência da espécie em longo prazo, com população estável e de média prioridade de investimentos para a conservação (Sanderson *et al.*, 2002). Indivíduos das populações de onças desta APA podem se dispersar ao sul, para a região do Parque Nacional do Araguaia e Parque Nacional das Emas. Portanto, a conectividade natural com outras populações de onças faz com que este também seja um refúgio importante para as onças no centro-oeste brasileiro.

PARQUE NACIONAL DO ARAGUAIA

Localizado no Estado do Tocantins, no médio Araguaia, no extremo norte da Ilha do Bananal, confluência do rio Araguaia com seu braço menor, o rio Javaés, o Parque Nacional do Araguaia protege uma área de 131.868 hectares de vegetação de campos de várzea inundáveis e uma zona de transição entre os cerrados e a floresta amazônica. O Parque faz parte da maior ilha fluvial do mundo, com aproximadamente 2 milhões de hectares, e tem como principal característica sua ampla rede de drenagem, formada por rios de médio e grande porte. Nessa área ocorre a formação de ipucas, ou seja, furos no igapó, que na época das cheias fazem a ligação entre os vários rios e córregos. Formado pela deposição de sedimentos trazidos pelos rios, o relevo da ilha do Bananal é baixo e plano, com altitudes entre 171 e 239 metros. Refúgio ideal para a onça-pintada e onça-parda, o Parque está localizado ao sul da APA Meandros do Araguaia e é vizinho da reserva indígena dos Karajás, que soma 1.358 milhões de ha. Desta forma, o Parque envolve um extenso complexo de Unidades de Conservação que somam mais de 2 milhões de hectares, sendo um importante e estratégico refúgio regional para as onças na região central do Brasil. O Parque envolve uma Unidade de Conservação da espécie (JCU), com uma população estável, média possibilidade de sobrevivência da espécie em médio-prazo, mas com alta possibilidade de dispersão de indivíduos, conforme Sanderson *et al.* (2002).

PARQUE ESTADUAL DO MIRADOR

Criado em junho de 1980, está localizado no município de Mirador, a cerca de 490km de São Luís, entre os rios Itapecuru e Alpercatas. Coração da Pré-Amazônia Maranhense, o Parque é uma área de cerrado com inúmeras chapadas, veredas e penhascos. Por toda a sua extensão encontram-se florestas de babaçus, tucum, macaúba, buritizais e outras palmeiras típicas. A área foi escolhida como forma de proteção da Bacia Hidrográfica do Alto Itapecuru, uma das mais importantes do Estado. Localizado na região leste da distribuição original da onça-pintada, o Parque ainda abriga a espécie em baixas densidades (Swank & Teer, 1989; Oliveira, 1996). Segundo Oliveira (1996), indivíduos de onças-pintadas da região de florestas do município de Barra do Corda se dispersariam para o Parque. No entanto, com a recente criação do Parque Nacional das Nascentes do Rio Parnaíba, somado aos chapadões da Serra das Mangabeiras, o Parque do Mirador poderá ser um importante e estratégico refúgio regional para as espécies como num modelo de metapopulação. A região da Serra das Mangabeiras, localizada ao sudoeste do Parque do Mirador, foi classificada por Sanderson *et al.* (2002) como uma Unidade de Conservação da espécie (JCU), com uma população estável, com média possibilidade de sobrevivência da espécie em médio-prazo, no entanto, mas com alta possibilidade de dispersão de indivíduos.

PARQUE NACIONAL DA SERRA DAS CONFUSÕES

Criado em 1998, com área de 502.411 hectares, o Parque Nacional da Serra das Confusões (PNSC) ainda encontra-se em estado primitivo de conservação. O Parque foi criado com o objetivo proteger uma amostra significativa do ecossistema de caatinga numa região ainda bastante preservada no estado do Piauí. Está localizado no estado do Piauí, nos municípios de Caracol, Guaribas, Santa Luz e Cristino Castro. O clima da região é tropical mega-térmico e semi-árido. Apresenta relevo bastante dissecado com formações rochosas peculiares, fazendo parte da zona interfluvial entre as bacias hidrográficas dos Rios Parnaíba e São Francisco. A região envolve o limite nordeste da distribuição da onça-pintada. Somado ao vizinho Parque Nacional da Serra da Capivara, o PNSC torna-se um importante refúgio para as onças-pardas e onças-pintadas na borda do Cerrado/Caatinga (Tadeu G. Oliveira, com. pess.).

O complexo de UC's que envolve a região do PNSC e Parque da Serra da Capivara é considerado uma Unidade de Conservação da espécie (JCU), classificada com média

probabilidade de conservação da onça-pintada e com populações em decréscimo (Sanderson *et al.*, 2002).

CORREDORES DE DISPERSÃO PARA AS ONÇAS NA REGIÃO CENTRO-OESTE DO BRASIL

Dependendo da espécie, o termo “corredor ecológico” descreve uma faixa de vegetação natural preservada, que difere da de seus arredores e que conecta pelo menos duas manchas que já foram unidas em um passado histórico; ou é definido como habitats envoltos em uma matriz dissimilar, que conectam duas ou mais áreas de vegetação nativa (Hobbs, 1992; Lindenmayer & Nix, 1992; Newmark, 1993; Spackman & Hughes 1995; Naiman & Rogers, 1997; Skagen *et al.*, 1998). Vários estudos discutem a eficiência dos corredores como áreas de conservação, sugerindo que atuam aumentando ou mantendo a viabilidade de populações nativas permitindo um fluxo de indivíduos entre populações anteriormente conectadas (Rosenberg *et al.*, 1997; Beier & Noss, 1998). Sendo assim, corredores seriam fundamentais na manutenção do fluxo gênico entre populações isoladas.

Neste estudo, foi utilizado o termo *corredor de dispersão* ao invés de corredor ecológico por melhor caracterizar sua funcionalidade para as onças-pintadas e onças-pardas. Ou seja, para estas espécies essas conexões são eficientes, basicamente para a dispersão ou movimentação de indivíduos e que, por questões de baixa extensão de área, raramente poderão hospedar populações (ou sub-populações) residentes. Os rios Jacuba e Formoso, antes de se unirem para a formação do Rio Corrente, por exemplo, percorrem individualmente uma extensão aproximada de 40 quilômetros lineares fora dos limites do PNE, formando os únicos corredores naturais contínuos caracterizados por habitat ribeirinho, que ligam o Parque a outras áreas ao sudeste. Em alguns trechos a largura desses corredores ultrapassa a 5.000 metros e, após se unirem, formam um corredor de vegetação com uma média de 2.500 metros de largura. Dados de movimentação de indivíduos de onças-pintadas, analisados neste estudo, mostraram que a vegetação nativa às margens do rio Jacuba foi a única rota utilizada pelos animais monitorados ao saírem dos limites do Parque. Ou seja, de fato, essa conectividade natural foi selecionada para a movimentação de indivíduos na paisagem antropizada, funcionando como um corredor de dispersão e não como área de residência.

Como observado também em outros estudos, as onças-pintadas na região do Parque Nacional das Emas e Pantanal do Rio Negro, concentraram seus deslocamentos às margens

dos rios (Rabinowitz, 1986; Quigley & Crawshaw, 1992; Nunez *et al.*, 2002). Esta preferência de hábitat, relacionada também com as espécies de presas consumidas, revela a importância destes corredores naturais (vegetação nativa ao longo de rios) para a dispersão desta espécie. Quigley e Crawshaw (1992) propuseram a manutenção de corredores naturais entre áreas conservadas do Pantanal para a preservação local da espécie e, mais recentemente, Nunez *et al.* (2002) observaram as mesmas necessidades para a conservação da onça-pintada e onça-parda no México.

Beier (1995) estudando a dispersão de nove onças-pardas na Califórnia (EUA), observou que cinco utilizaram corredores. O autor verificou que a largura e o nível de preservação da vegetação nativa formando o corredor tiveram forte influência no sucesso da dispersão dos indivíduos. O autor registrou que as onças utilizaram corredores com larguras médias de 400 metros e afunilamentos de até 3 metros, e que o estresse ambiental (ruídos e movimentação humana), provocado pelo uso antrópico do ambiente ao redor, inibiu o uso de corredores estreitos. O autor recomenda que para onças-pardas, corredores devam ter larguras de 100 a 400 metros para distâncias de até sete quilômetros a serem percorridas.

No entanto, ao contrário do que observado por Beier na Califórnia (1995), nos resultados de monitoramento por radio-telemetria de cinco onças-pardas na região do Parque Nacional das Emas (Capítulo 1) não foi observada preferência de hábitat ribeirinho por esta espécie. Ao contrário da onça-pintada, indivíduos se deslocaram também por habitats abertos e distantes de cursos d'água. Swenor *et al.* (2002) observaram que machos de onças-pardas em dispersão toleravam atravessar curtos trechos antropizados. Desta forma, como observado na região do Parque Nacional das Emas, as onças-pintadas, aparentemente, são muito mais dependentes de habitats ribeirinhos (conexões naturais) para se dispersarem do que as onças-pardas.

A análise de potenciais corredores de dispersão de onças-pintadas e onças-pardas entre Unidades de Conservação, por bacias hidrográficas, pode ser uma das melhores formas de se avaliar a situação de conectividade entre populações. Considerando que a rede drenagem é o meio preferencial de deslocamento das espécies (pelo menos para a onça-pintada), então os corredores podem ser identificados, esforços de conservação podem ser planejados e mais recursos direcionados para estas áreas. Apesar de apresentar uma das menores proporções de cobertura protegidas com o uso indireto (0.21%), Entre as cinco bacias hidrográficas avaliadas, a do Paraguai (Pantanal) é a que permite melhores condições de dispersão entre suas sete Unidades de Conservação com área superior a 10.000 hectares.

As 110 combinações de corredores entre as UC's desta bacia e UC's adjacentes da bacia do Rio Tocantins, variaram entre 61 e 710 km de extensão (média de 288 km, \pm 210 km). Esta bacia apresentou a menor variação entre as extensões de potenciais corredores, indicando que as UC's se encontram distribuídas de forma, relativamente, uniforme. Ainda, a movimentação de indivíduos nesta bacia pode ser facilitada em decorrência do relevo plano e à baixa densidade humana, o que corresponde a um menor estresse ambiental.

A bacia do Rio Tocantins é a que apresenta maior proporção de áreas protegidas (UC's de uso indireto) entre as bacias hidrográficas analisadas. No entanto, a média de extensão dos seus potenciais corredores (534 km) é relativamente alta. A variação das extensões dos corredores (*Desvio padrão* = 392) demonstra que as UC's nessa bacia estão distribuídas de forma não uniforme. No entanto, depois da bacia do Paraguai (Pantanal), a bacia do rio Tocantins apresenta as melhores condições de conservação dos seus potenciais corredores dispersão, dispostos entre suas oito unidades de conservação. Na análise para esta bacia, também foram incluídos o Parque Nacional e APA Chapada dos Guimarães, já que estas UC's estão localizadas nos limites da Bacia do Rio Tocantins. Os potenciais corredores de dispersão analisados variaram entre 194 a 1205 km de extensão. Nesta bacia, os rios das Mortes e Araguaia são fundamentais para a dispersão de indivíduos para a maior parte das UC's.

A região da bacia do Alto Paraná engloba a porção mais ao sul da distribuição das onças-pintadas e onças-pardas do Cerrado. Apesar de 90 combinações de potenciais corredores serem possíveis, essa bacia apresenta as menores viabilidades de dispersão natural de onças. O alto adensamento humano, usinas e hidrelétricas e a distribuição geográfica das UC's não favorecem a movimentação de indivíduos. Entre as cinco bacias analisadas, a do Alto Paraná apresenta a menor proporção de cobertura vegetal protegida (0,11%) na categoria de uso indireto.

A bacia do Rio São Francisco apresenta 30 combinações de potenciais corredores naturais. No entanto, a extensão dessas conexões é relativamente grande, apresentando a maior média (média = 611; desvio padrão = 460 km) entre todas as bacias analisadas, com corredores variando de 112 a 1.354 km. Já na bacia do Rio Parnaíba são possíveis 64 combinações de potenciais corredores, variando entre 32 a 1084 km de extensão (média = 370; desvio padrão = 338 km). Essa bacia apresentou a segunda menor média e variação de extensão de corredores de dispersão. A distribuição geográfica relativamente uniforme das UC's nessa bacia favorece a dispersão de indivíduos, uma vez que a maioria das distâncias a

serem percorridas são menores. Em comparação às outras bacias hidrográficas, a do rio Parnaíba, representa uma das maiores proporções de cobertura protegidas através de UC's de uso indireto. As maiores UC's (em área) são encontradas nessa bacia e estão representadas pelo Parque Estadual do Mirador e Parques Nacionais da Serra da Capivara, das Nascentes do Parnaíba e Serra das Confusões.

É importante ressaltar que mesmo havendo diversas ligações físicas (ex. rios e serras) entre as UC's não significa atual potencialidade de dispersão de indivíduos. Por exemplo, como citado abaixo, a interrupção de rios por hidrelétricas pode inviabilizar a dispersão de indivíduos em curto espaços que separam UC's. Ainda, as margens de rios são localizações preferidas de assentamentos humanos, desde sedes de fazendas a cidades. Sendo assim, a análise de possíveis combinações de corredores em potencial entre UC's é importante para identificar e avaliar a quantidade de alternativas e, à partir disso, investir nas que ainda se encontram em estado mais conservado.

USINAS HIDRELÉTRICAS E A INTERRUPÇÃO DE CORREDORES DE DISPERSÃO PARA ONÇAS

Usinas hidrelétricas (UHE) são obras cujos impactos ambientais negativos são irreversíveis e permitem medidas mitigatórias locais. Em escala de paisagem, o maior impacto causado pela formação dos reservatórios de UHE é a interrupção de corredores naturais de movimentação, tanto da fauna (Carothers & Dolan, 1982; Knopf, 1989; Detenbeck *et al.*, 1992), como da flora (Johnson, 1991; Jansson *et al.*, 2000), fragmentando populações e impedindo o fluxo gênico. Este é um problema especial no Brasil, onde se pretende explorar ao máximo o potencial hidrelétrico do país. Somente para o Estado de Goiás existem quatro hidrelétricas de grande porte em operação e mais 80 hidrelétricas de médio e grande porte projetadas. Se todas as obras projetadas forem concluídas serão inundados uma somatória de 10.391,67 km² (SMET, 1998; CELG, 1998).

Para a região do Parque Nacional das Emas existem projetadas sete hidrelétricas para o Rio Corrente e uma para o rio Araguaia (Couto Magalhães). Se o projeto da hidrelétrica de Itumirim, no Rio Corrente, cujo lago do reservatório ficaria a menos de 60 quilômetros do PNE, for executado, provocaria danos irreversíveis à fauna do Parque, principalmente àquelas espécies cujos habitats são restritos às margens dos rios como o macaco guariba, cervo-do-pantanal, capivara e onças-pintadas. A importância dos corredores de dispersão, formados anteriormente pelos rios Formoso e Jacuba, e posteriormente unificados formando o rio Corrente, para a manutenção do fluxo gênico dessas espécies é ainda maior quando se considera que esta é a última conexão natural ao longo de cursos d'água entre o Parque e áreas adjacentes.

Sana e Crawshaw (1999) avaliaram o impacto da Usina Hidrelétrica de Porto Primavera sobre a população remanescente local de onças-pintadas. O reservatório formado desta usina eliminou a última planície de inundação em estado primitivo do Rio Paraná, nos limites do Mato Grosso do Sul e São Paulo. Com a perda de seus habitats típicos, em decorrência da inundação, as onças dessa região se deslocaram para áreas antropizadas e terminaram abatidas, em retaliação à predação sobre rebanhos domésticos, ou tiveram que ser removidas para zoológicos, por não terem habitats nem presas naturais que permitissem sua sobrevivência. Portanto, como previu Crawshaw (1995), a população local de onça-pintada foi localmente extinta, sem possibilidades de recolonização devido à perda irreversível de seus habitats naturais. Atualmente, o potencial corredor natural de dispersão que existia entre a população de onças do Parque Estadual do Morro do Diabo e do Parque Nacional de Ilha Grande é interrompido pelo reservatório da Usina de Porto Primavera, tornando irreversível a extinção em médio prazo da espécie naquela região, caso o manejo de indivíduos não seja realizado artificialmente.

CONSERVAÇÃO DAS ONÇAS-PINTADAS E ONÇAS-PARDAS

Swank e Teer (1989) estimaram que até 1987 as onças-pintadas já teriam sido eliminadas em 38% de suas áreas de distribuição geográfica original na América do Sul. Mais recentemente, Sanderson *et al.* (2002) compilaram informações mais atualizadas e diagnosticaram que a espécie já sofreu um decréscimo de 46% em sua área de distribuição total.

Se considerarmos que o Pantanal e o Cerrado juntos possuem menos de 3% de suas áreas protegidas em Unidades de Conservação, isso pode significar que, se estratégias em escalas regionais não forem estudadas e aplicadas, as onças-pintadas e onças-pardas nestes

biomas terão poucas alternativas de sobrevivência em longo prazo (>200 anos). Provavelmente, apenas a região nuclear do Pantanal, mais especificamente os grandes brejos onde a dificuldade de execução de atividades antrópicas ainda é um fator limitante à conversão de habitats, e no Cerrado a região do Parque Estadual do Cantão, uma ilha de 90.000 hectares conectados ao Parque Nacional do Araguaia e a uma reserva indígena, acumulando aproximadamente 1.000.000 de hectares protegidos, poderão garantir a sobrevivência, em longo prazo, para essas espécies.

Eizirik *et al.* (2002) simularam através de programa computacional a viabilidade de populações de onças-pintadas sobre diferentes cenários e dinâmicas populacionais. Esses autores concluíram que para a viabilidade da espécie, em longo prazo (200 anos), é necessário uma população efetiva de pelo menos 650 indivíduos. Isso implica que, refúgios para a espécie como o Parque Nacional das Emas, apesar de atualmente proteger a última população reprodutiva de onças-pintadas e onças-pardas das chapadas do Brasil central, sempre dependerão do sucesso dos corredores de dispersão, para permitir a viabilidade genética da população, através do fluxo gênico. Estes autores verificaram também que a dispersão e o sucesso reprodutivo das fêmeas são aspectos demográficos determinantes na viabilidade de uma população.

Há várias formas de se planejar e priorizar estratégias de conservação para uma espécie, enfocando na preservação de subespécies, em seu grau de ameaça, ou mesmo interesse de políticas locais. No entanto, ultimamente, estratégias de conservação de grandes predadores tem sido enfocadas na conservação de populações em eco-regiões distintas, onde se usa como unidade de análise, as populações em cada ecossistemas (Sanderson *et al.*, 2002). Esta metodologia assume que preservar uma espécie implica em preservar as populações em todos os sistemas ecológicos significativos onde ela é encontrada. Desta forma, passa-se a preservar populações com dinâmicas ecológicas e históricos evolutivos distintos.

Portanto, os princípios básicos para um plano de conservação de uma espécie devem ter como alicerce o conhecimento de sua distribuição atual. É através desta informação que se pode analisar a viabilidade populacional, conectividade entre populações e, priorizar ações de manejo e conservação para diferentes escalas de tempo e espaço (Sanderson *et al.*, 2002; Wikramanayake *et al.*, 1998). Este enfoque foi inicialmente utilizado para um plano de conservação do tigre (*Pantera tigris*; Dinerstein *et al.*, 1997; Wikramanayake *et al.*, 1998) e mais recentemente sugerido para a onça-pintada (Medellín *et al.*, 2002; Sanderson *et*

al., 2002). Através desta estratégia se poderá priorizar áreas para o investimento dos escassos recursos disponíveis para a conservação.

Considerando a distribuição atual das onças-pintadas e onças-pardas no Cerrado e Pantanal, é necessário que um modelo eco-regional de manejo e conservação para essas espécies sejam implementados o quanto antes possível. Vários corredores naturais entre UC's ainda estão em relativo bom estado de preservação. Mantê-los protegidos para preservar as populações será muito menos dispendioso do que restaurá-los no futuro (Smith, 1999).

Preservar grandes predadores, como as onças, fora de áreas protegidas não implica apenas em manter habitats e presas naturais, mas também resolver conflitos entre esses predadores e pecuaristas. Woodroffe (2000) encontrou uma relação positiva entre declínio de populações de grandes predadores e densidade humana no mundo, prevendo um futuro pessimista para muitas espécies. No entanto, Linnell *et al.* (2001) reavalia a situação com dados mais atualizados para a América do Norte e Europa e observa que onde houve a execução efetiva de programas de manejo e conservação para os predadores as suas populações se recuperaram.

Portanto, considerando que 98% das áreas de distribuição da onça-pintada e onça-parda no Cerrado e Pantanal estão em terras privadas, é necessário que as estratégias de conservação e manejo para estas espécies sejam desenvolvidas em conjunto e em comum acordo com proprietários rurais. Seja através de compensações tributárias por não converter ambientes estratégicos para as espécies (como corredores naturais), de compensação por perdas de rebanhos domésticos provenientes da predação, ou mesmo de incentivos fiscais e de financiamentos a juros subsidiados para aqueles que se dispõem a manejar suas propriedades de forma sustentável e ecologicamente correta. Por mais que essas ações pareçam “obrigações”, aos olhos de quem não é proprietário de terras, elas não as são necessariamente pois o direito de propriedade e de seu usufruto não obrigatoriamente contemplam as necessidades de conservação, na escala espacial necessária para predadores do porte de uma onça-pintada ou uma onça-parda. Portanto, se esses predadores dependem das terras privadas para manter populações geneticamente viáveis sem a interferência de manejo humano, é necessário que estratégias de conservação do sistema de Unidades de Conservação do governo brasileiro também envolvam o entorno e as conexões naturais entre as UC's, extrapolando suas atuações para uma escala regional ou ecossistêmica.

CONCLUSÕES

- Das 37 Unidades de Conservação no Cerrado, 18 (49%) protegem a onça-pintada e 29 (78%) protegem a onça-parda, sendo que não há informação para sete UC's;
- No Pantanal, todas as sete Unidades de Conservação (>10.000 hectares), atualmente protegem a onça-pintada e a onça-parda;
- A onça-pintada é mais sensível a alterações antrópicas de seus habitats do que a onça-parda e depende de áreas maiores para viver, o que explicaria a diferença de 25% a menos de representatividade, nas Unidades de Conservação do Cerrado e Pantanal;
- Nenhuma Unidade de Conservação no Cerrado ou Pantanal tem extensão de área suficiente para manter populações de onças-pintadas e onças-pardas residentes e geneticamente viáveis (com uma população efetiva de 650 indivíduos e considerando uma densidade média de 1 indivíduo/km²);
- Sem corredores naturais de dispersão entre as Unidades de Conservação, a onça-pintada não apresenta chances de sobrevivência em longo prazo (+ 200 anos).
- A bacia do Paraguai (Pantanal) apresenta as melhores condições de dispersão de indivíduos entre populações de onças protegidas em suas UC's, possuindo em contrapartida, as menores extensões de corredores;
- As onças-pintadas são mais dependentes de corredores de dispersão do que as onças-pardas;
- Usinas hidrelétricas são as obras de maior impacto negativo direto para a dispersão de indivíduos entre populações de onças. Desta forma, a viabilidade ambiental de usinas hidrelétricas em locais estrategicamente importantes para populações regionais deverá ser cuidadosamente avaliada, antes de sua implantação;
- Se o manejo da paisagem ou de indivíduos não forem implementados junto ao sistema atual de distribuição de UC's, pelo menos a onça-pintada estará fadada à extinção nos próximos 200 anos em grande parte de sua distribuição no Cerrado e Pantanal.

LITERATURA CITADA

- Ab'Saber, A. N. 1983. O domínio dos cerrados: Introdução ao conhecimento. *Revista do Serviço Público*. Brasília 111: 41-55.
- Beier, P. e Noss, R. F. 1998. Do hábitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology* 12:1241-1252.
- Beier, P. 1995. Dispersal of Juvenile Cougars in Fragmented Hábitat. *Journal of Wildlife Management* 59(2):228-237.
- Berger, J. e Wehausen, J. D. 1991. Consequences of a mammalian predator-prey disequilibrium in the Great Basin Desert. *Conservation Biology*, 5(2):244-248.
- Carothers, S. W. e Dolan, R. 1982. Dam changes on the Colorado River. *Natural History*, 91: 74-84.
- Carroll, C.; Noss, R. F. e Paquet. P. C. 2001. Carnivores as focal species for conservation planning in the Rocky Mountain Region. *Ecological Applications*, 11(4):961-980.
- CELG. 1998. Usinas hidrelétricas inventariadas no Estado de Goiás. Centrais Elétricas de Goiás. (Relatório Técnico).
- Clark, T. W.; Curlee, A.P.e Reading, R. P. 1996. Crafting effective solutions to the large carnivore conservation problem. *Conservation Biology*, 10(4):940-948.
- Conforti, V. e Azevedo, F. C. C. 2003. Local perceptions of jaguars (*Panthera onca*) and pumas (*Puma concolor*) in the Iguaçu National Park area, south Brazil. *Biological Conservation*.
- Crawshaw Jr., P. G. e Quigley, H. B. 1991. Jaguar spacing, activity and hábitat use in a seasonally flooded environment in Brazil. *J. Zool. (Lond.)* 223:357-370.
- Crawshaw Jr., P. G. 1995. Relatório sobre o monitoramento de grandes felinos na área de influência da futura UHE de Porto Primavera, SP e MS. Themag/CESP, Janeiro de 1995: 9 pp.
- Detenbeck, N. E.; DeVore, P. W.; Niemi, G. J. e Lima, A. 1992. Recovery of temperate-stream fish communities from disturbance: A review of case studies and synthesis of theory. *Environmental Management* 16: 33-53.

- Dias, B. F. S. 1996. Cerrados: uma caracterização. Pages 11-25 *Em: Alternativas de desenvolvimento dos Cerrados: Manejo e conservação dos recursos naturais renováveis*. FUNATURA, Brasília, DF.
- Dinerstein, E.; Wikramanayake, E.; Robinson, J.; Karanth U., Rabinowitz, A.; Olson, D.; Mathew, T., Hedao P. e Connor M. 1997. A framework for identifying high priority areas and actions for the conservation of tigers in the wild. World Wildlife Fund – US and Wildlife Conservation Society. Washington, D. C.
- Eizirik, E.; Indrusiak, C. B. e Johnson W. E. 2002. Análisis de la viabilidad de las poblaciones de jaguar: evaluación de parámetros y estudios de caso en tres poblaciones remanentes del sur de Sudamérica *In: Medellin, R. A., Chetkiewicz, C.; Rabinowitz, A.; Redford, K. H.; Robinson, J. G.; Sanderson, E.; Taber, A. (eds.). Jaguars in the new millennium. A status assessment, priority detection, and recommendations for the conservation of jaguars in the Americas*. Mexico D. F., UNAM/WCS.
- Erize, F. 1977. Brazil's finest National Park. *Oryx*, (13): 457-462.
- Jansson R.; Nilsson, C. e Renofalt, B. 2000. Fragmentation of riparian floras in rivers with multiple dams. *Ecology*, 81(4):899-903.
- Johnson, R. R. 1991. Historic changes in vegetation along the Colorado River in the Grand Canyon. *Pp. 178-206 In: Marzolf, G. R., editor. Colorado River ecology and dam management*. National Academy Press, Washington, D.C.
- Jorgenson, J. P. e Redford, K. H. 1993. Humans and big cats as predators in the Neotropics. *Symposium of the Zoological Society of London (65):367-390*.
- Knopf, F. L. 1989. Riparian wildlife habitats: more, worth less, and under invasion. *Pp. 20-22 Em: Mutz, K., Cooper, D., Scott, M. and Miller, L., editors. Restoration, creation, and management of wetland and riparian ecosystems in the American West*. Society of Wetland Scientists, Rocky Mountain Chapter, Boulder, CO.
- Lindenmayer, D. B. e Nix, H. A. 1992. Ecological principles for the design of wildlife corridors. *Conservation Biology*, 7(3):627-630.
- Maehr, D. S. 1990. The Florida panther and private lands. *Conservation Biology*, 4(2):167-170.
- Mantovani, J. E. e Pereira, A. 1998. Estimativa da integridade da cobertura vegetal de cerrado através de dados TM/Landsat. VIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Santos, São Paulo.

- Mazzolli, M. 1993. Ocorrência de *Puma Concolor* (LINNAEUS) (FELIDAE, CARNIVORA) em áreas de vegetação remanescente de Santa Catarina, Brasil. *Revta Bras. Zool.* 10(4): 581-587.
- Medellin, R. A.; Chetkiewicz, C.; Rabinowitz, A.; Redford, K. H. ; Robinson, J. G. ; Sanderson, E. e Taber, A. (eds.). *Jaguars in the new millennium. A status assessment, priority detection, and recommendations for the conservation of jaguars in the Americas.* Mexico D. F., UNAM/WCS.
- Meffe, G. K. e Carroll, C. R. 1997. *Principles of conservation biology.* 2nd ed. Sunderland, Mass.:Sinauer.
- Miller, B. e Rabinowitz, A. 2002. Por que conservar al jaguar? Medellin, R. A.; Chetkiewicz, C.; Rabinowitz, A.; Redford, K. H. ; Robinson, J. G. ; Sanderson, E.; Taber, A. (eds.). (eds.). *Jaguars in the new millennium. A status assessment, priority detection, and recommendations for the conservation of jaguars in the Americas.* Mexico D. F., UNAM/WCS.
- Mittermeier, R. A.; Mittermeier, C. G. ; Gil, P. R. ; Pilgrim, J. ; Fonseca, G.; Brooks, T. e Konstant, W. R. 2003. *Wilderness: Earth's Last Wild Places.* Conservation International, 576p.
- Mittermeier, R. A.; Câmara, I. G.; Pádua, M. T. J. e Blanck, J. 1990. Conservation in the Pantanal of Brazil. *Oryx*, 24(2):103-112.
- Mittermeier, R.; Myers, N. e Mittermeier, C. G. 1999 *Hotspots: Earth's Biologically Richest and Most Threatened Ecoregions* (CEMEX, Mexico City and Washington DC,).
- Mourão, G. M.; Coutinho M.; Mauro R.; Campos, Z.; Romãs e W.; Magnusson, W. 2000. Aerial surveys of caiman, marsh deer and pampas deer in the Pantanal wetland of Brazil. *Biological Conservation*, 92:175-183
- Mueller, C. C. 1995. A Sustentabilidade da expansão agrícola nos Cerrados. Instituto Sociedade, População e Natureza, Documento de Trabalho n^o.36, pp.21.
- Naiman, R. J. e Rogers, K. H. 1997. Large animals and system-level characteristics in river corridors. *Bioscience*, 47(8): 521-529.
- Newmark, W. D. 1993. The role and design of wildlife corridors with examples from Tanzania. *AMBIO*, 22(8):500-504.
- Nunez, R.; Miller, B. e Lindzey, F. 2002. Ecology of jaguars and pumas in Jalisco, Mexico. Relatório Preliminar, 21pp.

- Oliveira, T. G. 1996. A situação dos mamíferos brasileiros ameaçados de extinção do Parque Estadual de Mirador, Maranhão: proplemas e perspectivas. *Pesquisa em Foco*, São Luis, 4(4):62-70.
- Quigley, H. B. e Crawshaw Jr., P. G. 1992. A Conservation Plan for The Jaguar *Panthera Onca* In The Pantanal Region Of Brazil. *Biological Conservation*, 61(3):149-157.
- Rabinowitz, A. R. 1986. Jaguar predation on domestic livestock in Belize. *Wildlife Society Bulletin*; 14:170-174.
- Redford, K. H. e Robinson, J. G. 2002. Introducción. *In*: Medellín, R. A.; Chetkiewicz, C.; Rabinowitz, A.; Redford, K. H. ; Robinson, J. G. ; Sanderson, E.; Taber, A. (eds.). *Jaguars in the new millennium. A status assessment, priority detection, and recommendations for the conservation of jaguars in the Americas*. Mexico D. F., UNAM/WCS.
- Redford, K. H. 1985. Emas National Park and the plight of the Brazilian cerrado. *Oryx* 19(4):210-214.
- Redford, K. H. 1992. The empty forest. *Bioscience* 42(6):412-423.
- Revista Veja. 2000. Está sobrando onça. Edição 1667, 20 de setembro de 2000 (Ricardo Vilella).
- Rosenberg, D. K.; Noon, B. R. e Maeslow, C. 1997. Biological corridors: form, function and efficacy. *BioScience* 47:677-687.
- Sana, D. e Crawshaw Jr., P. G. 1999. Monitoramento de felinos de grande porte na UHE de Porto Primavera. Relatório Técnico para o CENAP/IBAMA, 45 pp.
- Sanderson, E.; Redford, K. H.; Chetkiewicz, C.; Medellín, R. A.; Rabinowitz, A.; Robinson, J. G. e Taber, A. 2002. Planning to save a species: the jaguar as a model. *Conservation Biology*, 16(1):58-72.
- Schaller, G. B. 1980. Epitafio for a Jaguar. *Animal Kingdom*, April/May:4-11.
- Schaller, G. B. 1996. Introduction: carnivores and conservation biology *Em*: Carnivore behavior, ecology, and evolution, vol. 2 (J. L. Gittleman, editor). Cornell University Press, pp 643.
- Schaller, G. B e Crawshaw Jr., P. G. 1980. Movement Patterns of Jaguar. *Biotropica*; 12(3):161-168.
- Schonewald-Cox, C.; Azari, R. e Blume, S. 1991. Scale, variable density and conservation planning for mammalian carnivores. *Conservation Biology*, 5(4):491-495.

- Silva, J. S.V.; Abdon, M. M.; Boock, A. e Silva, M. P. 1998. Fitofisionomias dominantes em parte das sub-regiões do Nabileque e Miranda, sul do Pantanal. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v. 33, p. 1713-1719, out. Número Especial.
- Silveira, L. 1999. Ecologia e conservação dos mamíferos carnívoros do Parque Nacional das Emas, Goiás. Dissertação de Mestrado. UFG. Goiânia-GO. 99 pp.
- Silveira, L. e Jácomo, A. T. A. 2002. Jaguar conservation in the Cerrado of central Brazil. *In: Medellin, R. A.; Chetkiewicz, C.; Rabinowitz, A.; Redford, K. H. ; Robinson, J. G. ; Sanderson, E.; Taber, A. (eds.). jaguars in the new millennium. A status assessment, priority detection, and recommendations for the conservation of jaguars in the Americas.* Mexico D. F., UNAM/WCS.
- Skagen, S. K.; Melcher, C. P. ; Howe, W. H. e Knopf, F. L. Comparative use of riparian corridors and oases by migrating birds in Southeast Arizona. *Conservation Biology*, 12(4):896-909.
- SMET. 1998. Potencial hidrelétrico. Secretaria de Minas, Energia e Telecomunicações do Estado de Goiás. Relatório Técnico. Goiânia-Goiás.
- Smith, D. W.; Brewster, W. G. e Bangs, E. E. 1999. Wolves in the Greater Yellowstone Ecosystem: restoration of a top carnivore in a complex management environment. *In: Vlack, T. W.; Curlee, A. P.; Minta, S. C. e Kareiva, P. M. eds. Carnivores in Ecosystems: the Yellowstone experience*, Yale University Press.
- Soulé, M. E. e Kohm, K. A. 1989. *Research priorities for conservation biology*. Island Press.
- Spackman S. C. e Hughes, J. W. 1995. Assessment of minimum stream corridor width for biological conservation: species richness and distribution along mid-order streams in Vermont, USA. *Biological Conservation*, 71:325-332.
- Swank, W. G. e Teer, J. G. 1989. Status of The Jaguar-1987. *Oryx*; 23(1):14-21.
- Sweaner, L. L.; Logan, K. A. e Hornocker, M. G. 2000. Cougar dispersal patterns, metapopulation dynamics, and conservation. *Conservation Biology*, 14(3):798-808.
- Terborgh, J. 1988. The big things that run the world – a sequel to E. O. Wilson. *Conservation Biology*, 2:402-403.
- Terborgh, J.; Estes, J. A.; Paquet, P.; Ralls, K.; Boyd-Herger, D.; Miller, B. J. e Noss, R. F. 1999. The role of top carnivores in regulating terrestrial ecosystems *In: Soulé, M. E.; Terborgh, J. (editors). Continental Conservation-scientific foundations of regional reserve networks*, Island Press, 227 pp.

- Weber, W. e Rabinowitz, A. R. 1986. A global perspective on large carnivore conservation. *Conservation Biology*, 10(4):1016-1054.
- Wikramanayake, E. D.; Dinerstein, E.; Robinson, J. G. ; Karanth, K. U.; Rabinowitz, A.; Olson, D.; Mathew, T.; Hedao, P. ; Connor, M.; Hemley, G. e Bolze, D. 1998. Where can tigers live in the future? A framework for identifying high priority areas for the conservation of tigers in the wild *In*: Seidensticker, J, S. Christie; Jackson, P. Riding the tiger. Cambridge University Press.
- Wilcox, B. A. e Murphy, D. D. 1985. Conservation strategy: The effects of fragmentation on extinction. *Am. Nat.* 125:879-887.
- Woodroffe, R. 2000. Predators and people: using human densities to interpret declines of large carnivores. *Animal Conservation*. 3:165–173.
- Workshop 1998. Workshop sobre Ações Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade do Cerrado e Pantanal. Brasília, DF.
- WWF. 1995. De grão em grão o Cerrado perde espaço. Fundo Mundial para a Natureza, Brasília, D.F., 66pp.