



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL  
Instituto de Biociências  
Programa de Pós-Graduação em Ecologia



## **Dissertação de Mestrado**

**"Efeitos de barragem de hidrelétrica sobre áreas de uso e adequabilidade de habitat de onças-pintadas (*Panthera onca*) (Carnivora: Felidae) nas várzeas do Alto Rio Paraná, Mata Atlântica".**

DÊNIS ALÉSSIO SANA

Porto Alegre, novembro de 2013.

**"Efeitos de barragem de hidrelétrica sobre áreas de uso e adequabilidade de habitat de onças-pintadas (*Panthera onca*) (Carnivora: Felidae) nas várzeas do Alto Rio Paraná, Mata Atlântica".**

**Dênis Aléssio Sana**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, do Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências com ênfase em Ecologia.

***Orientador:* Prof. Dr. Luiz Flamarion Barbosa de Oliveira**

*Comissão Examinadora:*

Prof. Dr. Fernando Gertum Becker

Prof. Dr. Andreas Kindel

Prof. Dr. Márcio Borges Martins

Apresentação pública: 10 de dezembro de 2013.

## **AGRADECIMENTOS**

### **Da vida**

Em primeiro lugar para toda minha família, por tudo e sempre, mesmo quando longe. Meus pais Álvaro e Cidi e meu irmão Alan, por todo apoio. À minha cunhada Micheline e aos meus sobrinhos Artur e Luiza pela renovação da vida e das alegrias.

### **Do trabalho**

Aos Platero, uma segunda família que me acolheu, tornando meus 12 anos de trabalho e de vida no Mato Grosso do Sul bem mais fácil e agradável. Dona Iraci, Minhoca, Aline, Chorão e em especial à Juliana pelo apoio e convívio e ao Carlos, parceiro também nas capturas e trabalho com as onças, com imenso conhecimento dos bichos e do mato, com o qual muito aprendi longe da sala de aula. A todos os amigos do município de Anaurilândia, Mato Grosso do Sul.

Ao pesquisador Peter Crawshaw, pioneiro nas pesquisas com onça-pintada, idealizador do projeto inicial de Porto Primavera e quem me indicou para trabalhar no Alto Rio Paraná.

Aos parceiros do projeto e de trabalho do Instituto Pró-Carnívoros, pelo qual realizei o trabalho com as onças, Rose e Ronaldo Morato, Eduardo Eizirik, Taiana Haag e demais integrantes do instituto.

Aos parceiros de trabalho no Alto Paraná do Instituto de Pesquisas Ecológicas (IPÊ), Laury Cullen, Fernando Lima e Alexandre Uezu, pela amizade, orientações, inspirações e exemplos na vida e no trabalho. Por mostrarem também que é possível a colaboração, um tanto rara neste meio, entre pesquisadores e instituições na busca de um bem maior que é a conservação das espécies e do ambiente. A todos os amigos do IPÊ, com os quais muito convivi nos anos de trabalho no Alto Rio Paraná.

Aos veterinários, biólogos e demais funcionários da CESP (Companhia Energética de São Paulo) que auxiliaram e apoiaram os trabalhos na região de Porto Primavera, em especial, Thiago, João Henrique, Lúcio e Cátia, César e Celso.

À CESP pelo aporte financeiro aos projetos com onça no Alto Rio Paraná.

### **Da volta à UFRGS**

Ao meu orientador Luiz Flamarion B. de Oliveira, pela antiga parceria e que após anos sem contato aceitou prontamente me orientar, mesmo sem saber o que eu iria fazer e estando longe. Pela orientação, transmissão de conhecimento e por tornar possível esta dissertação.

À Professora Sandra M. Hartz que me "adotou" entre seus orientandos, pela amizade e disponibilização da estrutura do Laboratório de Ecologia de Populações e Comunidades - LEPEC. Aos colegas de laboratório, aos velhos e novos amigos da UFRGS com quem convivi neste tempo.

A todos os professores e colegas pelos ensinamentos e parcerias, em especial aos amigos Vinícius Baztazini pela ajuda nas análises e no inglês, Taís Guimarães na apresentação da dissertação, Larissa Gonçalves no seminário e André Luza nas dúvidas e trocas de idéias diárias.

E claro, a "Melhor Turma de Mestrado" de todos os tempos, ao menos na parceria: Ana Laura Almeida, André Luza, Diógenes Machado, Felícia Fisher, Felipe Garcias, Isadora Pagel, Larissa Gonçalves, Laura Cappelatti, Lucas de Fries, Paula Fagundes, Taís Guimarães, que tornaram o mestrado indiscutivelmente bem mais amigável.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e a secretária Silvana Barzotto pelo apoio e presteza.

À CAPES pela bolsa de mestrado.

### **Da fauna**

Aos cães rastreadores, Diana, Baleia, Corumbá, Mateiro, Maiada, Paloma, Jato, Guáira e muitos outros inteligentes e valentes, puros ou nem tanto, que deram o sangue literalmente, para auxiliar nas capturas das onças tornando possível o monitoramento destas.

Aos animais que me levaram ao curso de Biologia e às onças-pintadas, espécie com a qual trabalhei nesta dissertação, nem mais nem menos importante que outras, mas simplesmente magníficas, tanto quanto ameaçadas, pelo desenvolvimento econômico, por nós.

Enfim, todos que participaram e tornaram possível esta trajetória considerem minha profunda gratidão, mesmo os que aqui não são citados.

*... "Trago lembranças das grandes matarias  
Das águas puras e das sangas sossegadas  
Dos vales férteis das serras e dos campos  
Da natureza que era ainda respeitada"...*  
**Cria Enjeitada**  
**João Chagas Leite**

*... "Oncinha pintada,  
zebrinha listrada, coelhinho peludo  
Vão se xxxxx!  
Porque aqui na face da terra  
Só bicho escroto é que vai ter"...*  
**Bichos Escrotos**  
**Titãs**

## SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS, TABELAS E ANEXOS.....	2
RESUMO.....	6
ABSTRACT.....	8
INTRODUÇÃO.....	10
Alto Rio Paraná .....	12
Onça-pintada ( <i>Panthera onca</i> ).....	15
Áreas de uso ("home-range") e deslocamentos.....	18
Adequabilidade e seleção de habitat.....	18
Objetivos.....	20
MÉTODOS.....	21
Área de estudo.....	21
Capturas e monitoramento.....	21
Áreas de uso, deslocamentos e densidade.....	23
Adequabilidade e seleção de habitat.....	24
RESULTADOS.....	29
Áreas de uso.....	29
Deslocamentos.....	41
Sobreposição das áreas de uso.....	44
Densidade.....	45
Mapeamento do uso e ocupação do solo.....	45
Seleção de habitat.....	49
Adequabilidade do habitat.....	50
DISCUSSÃO.....	58
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	65
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	68

## FIGURAS

- Figura 1. Ecorregiões do Domínio Mata Atlântica (Di Bitetti *et al.* 2003).....12
- Figura 2. Áreas protegidas na Ecorregião Florestas do Alto Paraná incluindo Parque Estadual Morro do Diabo, São Paulo (25), Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema, Mato Grosso do Sul (24), Parque Nacional Ilha Grande, Paraná (29) e Parque Nacional do Iguaçu, Paraná-Brasil e Misiones-Argentina (30). Quadro preto indicando a área do Rio Paraná afetada pelo enchimento da UHE Sérgio Mota (Porto Primavera) (Di Bitetti *et al.* 2003).....13
- Figura 3. Evolução no desmatamento da Ecorregião Florestas do Alto Paraná. No quadro preto está a área do Rio Paraná afetada pelo enchimento da UHE Sérgio Mota (Porto Primavera) em 1998 (Di Bitetti *et al.* 2003).....14
- Figura 4. *Unidades de Conservação da Onça-pintada (Jaguar Conservation Units (JCU))* na América Latina. No quadro preto estão duas importantes *Unidades de Conservação da Onça-pintada (JCU)*, na região do Alto Rio Paraná (JCU 250 -The Upper Paraná River) e na região próxima das divisas entre Brasil, Argentina e Paraguai (JCU 257 - Misiones – Argentina, Brasil; Sanderson *et al.*2002).....15
- Figura 5. Onça-pintada da região do Alto Rio Paraná, Mato Grosso do Sul.....16
- Figura 6. Cães rastreadores guiados por caçador prático e equipe de captura (Foto: Adriano Gambarini).....22
- Figura 7. Onça-pintada acuada em uma árvore (Foto: Adriano Gambarini).....22
- Figura 8. Onça-pintada anestesiada sendo aparelhada com colar transmissor VHF (Foto: Adriano Gambarini).....23
- Figura 9 A e B. Áreas de uso (50, 85, 95% - *Fixed Kernel*) e localizações totais das onças-pintadas fêmeas JF1 (A); JF6 (B) monitoradas entre 1992 e 1995 na área posteriormente afetada pelo enchimento do reservatório da Usina Hidrelétrica Porto Primavera, Alto Rio Paraná.....32.
- Figura 9 C e D. Áreas de uso (50, 85, 95% - *Fixed Kernel*) e localizações totais das onças-pintadas fêmeas JF7 (C); JF8 (D) monitoradas entre 1992 e 1995 na área posteriormente afetada pelo enchimento do reservatório da Usina Hidrelétrica Porto Primavera, Alto Rio Paraná.....33
- Figura 9 E. Áreas de uso (50, 85, 95% - *Fixed Kernel*) e localizações totais da onça-pintada fêmea JF10 monitorada entre 1992 e 1995 na área posteriormente afetada pelo

enchimento do reservatório da Usina Hidrelétrica Porto Primavera, Alto Rio Paraná.....	34
Figura 10. Áreas de uso (50, 85, 95% - <i>Fixed Kernel</i> ) e localizações totais (C), pré (A) e pós (B) início do enchimento do reservatório da Usina Hidrelétrica Porto Primavera, Alto Rio Paraná, da onça-pintada fêmea JF13.....	35
Figura 11. Áreas de uso (50, 85, 95% - <i>Fixed Kernel</i> ) e localizações totais (C), pré (A) e pós (B) início do enchimento do reservatório da Usina Hidrelétrica Porto Primavera, Alto Rio Paraná, da onça-pintada fêmea JF14.....	36
Figura 12. Áreas de uso (50, 85, 95% - <i>Fixed Kernel</i> ) e localizações totais (C), pré (A) e pós (B) início do enchimento do reservatório da Usina Hidrelétrica Porto Primavera, Alto Rio Paraná, da onça-pintada fêmea JF16.....	37
Figura 13. Áreas de uso (50, 85, 95% - <i>Fixed Kernel</i> ) e localizações totais (C), pré (A) e pós (B) início do enchimento do reservatório da Usina Hidrelétrica Porto Primavera, Alto Rio Paraná, da onça-pintada macho JM9.....	38
Figura 14. Áreas de uso (50, 85, 95% - <i>Fixed Kernel</i> ) e localizações totais das onças-pintadas fêmeas Po10 (A) e Po14 (B) monitoradas somente após o início do enchimento do reservatório da Usina Hidrelétrica Porto Primavera, Alto Rio Paraná.....	39
Figura 15. Comparação do tamanho das áreas de uso pré e pós enchimento do reservatório da Usina Hidrelétrica Porto Primavera para todos indivíduos (n=11; 421 e 327 localizações, respectivamente) monitorados de 1992 a 2002. (ANOVA com aleatorização; P<0,05).....	40
Figura 16. Comparação do tamanho das áreas de uso pré e pós enchimento do reservatório da Usina Hidrelétrica Porto Primavera para os mesmos indivíduos (n=4; 80 e 281 localizações, respectivamente) monitorados de 1998 a 2002. (ANOVA com aleatorização; P<0,05).....	40
Figura 17. Comparação das distâncias lineares máximas percorridas entre localizações (Km) de quatro indivíduos de onça-pintada ( <i>Panthera onca</i> ) monitorados pré e pós enchimento do reservatório da Usina Hidrelétrica Porto Primavera. (ANOVA com aleatorização; P<0,05).....	44
Figura 18 – Mapas de uso e ocupação do solo pré (cenário 1; 1994) e pós (cenário 2; 2008) enchimento na área sob influência direta do enchimento do reservatório da Usina Hidrelétrica Porto Primavera.....	47

Figura 19 – Mapa de uso e ocupação do solo pós enchimento (2008) do reservatório da Usina Hidrelétrica Porto Primavera incluindo toda a várzea do Rio Paraná livre de barragens no Brasil à jusante da usina e a área florestal do Parque Estadual do Morro do Diabo.....48

Figura 20. Índice de seleção de habitat de Manly (*Design I*), para onças pintadas na área sob influência direta do reservatório da Usina Hidrelétrica Porto Primavera, pré enchimento (cenário 1).....49

Figura 21. Índice de seleção de habitat de Manly (*Design I*), para onças pintadas na área estendida pós enchimento incluindo à jusante da Usina Hidrelétrica Porto Primavera (cenário 3).....50

Figura 22. Mapas de adequabilidade de habitat no pré (cenário 1) e pós (cenário 2) enchimento da área sob influência direta do reservatório da Usina Hidrelétrica Porto Primavera. Valores de adequabilidade do habitat variam entre 1.2829 (vermelho: mais adequado) e -1.052 (verde escuro: menos adequado).....52

Figura 23. Mapas de adequabilidade de habitat reclassificados em duas classes (não adequado: -1,0520 a 0,42 (preto) e adequado: 0,42 a 1,28289 (vermelho)) baseando-se no limiar de adequabilidade (0,42), no pré (cenário 1) e pós (cenário 2) enchimento da área sob influência direta do reservatório da Usina Hidrelétrica Porto Primavera.....53

Figura 24. Número de fragmentos e seus respectivos tamanhos (km<sup>2</sup>) pré (cenário 1) e pós (cenário 2) enchimento na área alagada pelo reservatório da Usina Hidrelétrica Porto Primavera.....54

Figura 25. Cenário 3: A - reclassificação em duas classes de toda a área (não adequado: -10 a 1,808 (preto) e adequado: 1,808 a 6,198 (vermelho)) baseando-se no limiar de adequabilidade 1,808; B - adequabilidade de habitat para toda área (-10 a 6,198) com reclassificação em duas classes apenas para as Unidades de Conservação (não adequado: -10 a 1,808 (preto) e adequado: 1,808 a 6,198 (vermelho)) (Parques Estaduais Aguapeí, Rio do Peixe e Morro do Diabo em São Paulo; P. E. Várzeas do Rio Ivinhema no Mato Grosso do Sul e Parque Nacional Ilha Grande no Paraná).....57

## TABELAS

Tabela 01. Áreas de uso (Km<sup>2</sup>) (estimador *Fixed Kernel*), de 5 onças-pintadas fêmeas adultas monitoradas entre 1992 e 1995 na área posteriormente afetada pelo enchimento do reservatório da Usina Hidrelétrica Porto Primavera, Alto Rio Paraná.....29

Tabela 02. Áreas de uso (Km <sup>2</sup> ) de 5 fêmeas (JF e Po) e 1 macho (JM) de onça-pintada adultas na área de influência do enchimento do reservatório da Usina Hidrelétrica Porto Primavera (1998-2002), usando o estimador <i>Fixed-Kernel</i> .....	31
Tabela 03. Distâncias lineares médias e máximas percorridas entre localizações consecutivas por onças (fêmeas) monitoradas na estação seca e de chuvas, nas várzeas do Rio Paraná, entre 1992 e 1995, antes do enchimento do reservatório da UHE de Porto Primavera.....	42
Tabela 04. Distâncias lineares médias e máximas percorridas entre localizações consecutivas por onças fêmeas (JF e Po) e um macho (JM) monitoradas pré e pós enchimento do reservatório da UHE de Porto Primavera, nas várzeas do Rio Paraná, entre 1992 e 2002.....	43
Tabela 5. Classes de cobertura terrestre pré e pós enchimento na área de influência do reservatório da UHE Porto Primavera e pós enchimento incluindo a última área do Rio Paraná livre de barragens no Brasil.....	46
Tabela 6. Disponibilidade e uso do habitat pelas onças-pintadas monitoradas antes do enchimento (1992/95) na área de influência do reservatório da UHE Porto Primavera.....	51
Tabela 7. Somatório das áreas com habitats favoráveis para onça-pintada, pré e pós enchimento nos três cenários avaliados e nas Unidades de Conservação do Alto Paraná, com o número de indivíduos (média (min - máx) que a área comporta de acordo com as densidades (média:1,13 - mín: 0,84 - máx: 1,41) estimadas na região.....	55
Tabela 08. Tamanho das áreas de uso de onça-pintada estimadas por <i>Mínimo Polígono Convexo</i> (100%) e <i>Fixed Kernel</i> em diferentes locais de estudo ao longo de sua distribuição geográfica.....	59

## ANEXOS

Anexo I A. Resultados das comparações entre disponibilidade e uso (seleção de habitat) das classes de cobertura da região de estudo, considerando o <i>design I</i> de Manly <i>et al.</i> (1972) no cenário 1, antes do enchimento do reservatório da UHPP.....	82
Anexo I B. Resultados das comparações entre disponibilidade e uso (seleção) de habitats das classes de cobertura da região de estudo, considerando o <i>design I</i> de Manly <i>et al.</i> (1972) no cenário 3, pós enchimento e incluindo à jusante da Usina Hidrelétrica Porto Primavera.....	82

## RESUMO

Praticamente todos os ecossistemas naturais têm sido afetados pelas atividades humanas. A construção de usinas hidrelétricas produz grandes impactos ambientais causando problemas notáveis como a fragmentação e perdas de habitats. No Brasil aproximadamente 70% da matriz energética é formada por hidrelétricas e há previsão de expansão nos próximos anos. A degradação ambiental é apontada como a principal ameaça à conservação da biodiversidade e a maior causa do declínio das populações de espécies ameaçadas, especialmente de grandes mamíferos e, particularmente, de grandes carnívoros. Apesar da ampla distribuição no continente, as populações de onça-pintada (*Panthera onca*) têm sido reduzidas ou extintas pela pressão antrópica, tendo sua área de distribuição reduzida aproximadamente à metade. No Brasil é considerada uma espécie Vulnerável e está Criticamente Ameaçada de extinção na Mata Atlântica. Na Ecorregião Florestas do Alto Paraná está distribuída na forma de metapopulação, possivelmente em processo de isolamento de suas subpopulações. No Alto Rio Paraná a Usina Hidrelétrica de Porto Primavera (UHEPP) alagou em 1998 uma área de cerca de 2.250 km<sup>2</sup>. A dissertação aborda este impacto ambiental e tem por objetivo avaliar como o enchimento do reservatório da UHEPP afetou a população de onças-pintadas na região, em relação à distribuição espacial e adequabilidade de habitat. Foram monitorados 11 indivíduos por radiotelemetria em dois períodos (1992 a 1995 e 1998 a 2002), investigando-se o tamanho de área de uso e movimentação. Com estes dados mais a cobertura de solo foram avaliadas adequabilidade ambiental e seleção de habitat. A distribuição espacial e a adequabilidade do habitat foram avaliadas em dois cenários, anterior e posterior ao enchimento, relacionando as mudanças ocorridas com o impacto na área sob o efeito direto do enchimento. Um terceiro cenário foi também avaliado, englobando toda a área de várzea remanescente no Alto Rio Paraná e incluindo as Unidades de Conservação (UCs), quanto à adequabilidade e seleção de habitat. Para este cenário foram utilizadas localizações de outros 10 indivíduos monitorados no Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema, Mato Grosso do Sul e no Parque Estadual Morro do Diabo, São Paulo, entre 1998 e 2005. Após o enchimento houve um aumento significativo nas dimensões das áreas de uso das onças-pintadas (fêmeas: anterior, 78 km<sup>2</sup> [n=8]; posterior, 197 km<sup>2</sup> [n=5];

macho [n=1]: anterior, 111 km<sup>2</sup>; posterior, 149 km<sup>2</sup>) bem como em seus deslocamentos máximos, pois passaram a ocupar áreas mais degradadas de fazendas, com poucos refúgios e presas naturais. Porém não foram observadas diferenças nos deslocamentos médios e sobreposição de áreas, assim como as áreas de uso não diferiram sazonalmente. A modelagem de habitat demonstrou que o enchimento atingiu principalmente as áreas mais favoráveis para a espécie suprimindo cerca de metade dessas. As onças selecionaram várzeas e florestas enquanto que a paisagem altamente modificada pelo homem foi evitada. Com as áreas mais degradadas ocupadas e o conflito com o homem, grande parte dos animais foram mortos em retaliação à predação de animais domésticos, levando praticamente a extinção local da espécie na área sob o efeito direto do enchimento. A área remanescente do Alto Rio Paraná comporta ainda cerca de 50 onças-pintadas adultas, sendo um terço em UCs. Portanto áreas adjacentes às UCs, na sua maioria com várzeas, devem ser preservadas e áreas florestais devem ser restauradas para a conservação da espécie em longo prazo na região. As informações geradas nesta dissertação podem auxiliar nas ações de conservação e manejo da onça-pintada no Alto Rio Paraná e mostra que a modelagem de habitat pode ser uma importante ferramenta para avaliação de impactos ambientais.

**Palavras-chave:** grandes felinos, barragens, radiotelemetria, distribuição espacial, modelagem de habitat, conservação.

## ABSTRACT

Virtually all natural ecosystems have been affected by human activities. The construction of hydroelectric power plants is the cause of major environmental impacts, such as habitat destruction and fragmentation. Brazil's energy matrix is mostly based on hydroelectricity, which comprises approximately 70% of all produced energy in the country, and the national government plans to expand it in the coming years. Habitat destruction is considered the main threat to biodiversity conservation and the major cause of the decline of endangered species, especially large mammals and large carnivores. Despite their wide distribution in the Americas, jaguar (*Panthera onca*) populations have been reduced or extinguished by human pressure, and the species current distribution represents half of its past distribution. In Brazil, the jaguar is considered a vulnerable species and it is critically endangered in the Atlantic Rain Forest. In the Upper Paraná Forest Ecoregion the species is distributed as a metapopulation, possibly in an isolation process of its subpopulations. In the Upper Paraná River (UPR), the reservoir filling of the Porto Primavera Hydroelectric plant (PPHE) began in 1998, and flooded an area of approximately 2250 km<sup>2</sup>. I evaluated the effects of the PPHE reservoir filling on the local jaguar population, its effects on the species spatial distribution and habitat suitability. I monitored a total of 11 jaguars using radio telemetry in two periods (1992-1995 and 1998-2002). I investigated jaguar home range size and movements, and evaluated habitat selection and suitability combining spatial and land cover data (Geographic Information System). These two metrics were measured before and after reservoir filling, linking the impact with changes in the species spatial patterns between these two phases. I evaluated three scenarios: the area affected directly by the PPHE filling, before and after, and all the remaining wetlands in the UPR, including protected areas. Jaguars' home ranges increased significantly after reservoir filling (females: 78 km<sup>2</sup> before [n = 8], 197 km<sup>2</sup> after [n = 5]; male [n = 1]: 111 km<sup>2</sup> before, 149 km<sup>2</sup> after). Maximum movement of the four jaguars (3 females and 1 male) also increased from one phase to the other (10.75 km before; 25.05 km after). The increase in movement patterns results from jaguars using new and

more degraded areas in farms, where there are few refuges and natural preys. Home ranges did not differ seasonally on the first period; neither did the mean movements and overlapping areas. The PPHE filling mainly affected jaguars by suppressing approximately half of their suitable area. Jaguars selected wetlands and forests and avoided landscapes heavily modified by Man. Most jaguars were killed in retaliation to cattle predation as they commenced to occupy the most degraded areas, nearly driving the population to extinction. The remaining area of the UPR still holds approximately 50 adult jaguars and one third of them are in protected areas. Therefore, the long-term species conservation depends on the preservation of the adjacent wetlands and on the restoration of forest patches. My results can subsidize jaguar conservation and management plans in the UPR and show that *habitat suitability modeling* can be a useful tool for assessing environmental impacts.

**Keywords:** big cats, dams, spatial distribution, habitat model, radio telemetry, conservation.

## INTRODUÇÃO

Praticamente todos os ecossistemas têm sido afetados pelas atividades antrópicas, sendo que mais de 75% das terras livres de gelo mostram evidências de alteração pela ocupação humana ou uso da terra, restando menos de um quarto de áreas selvagens no planeta (Ellis & Ramankutty 2008). Nos últimos 200 anos os principais ecossistemas, especialmente os florestais, tem sido fragmentados por estas atividades (Harris 1984). Esta fragmentação é apontada como a principal ameaça à conservação da biodiversidade (e.g. Czech & Krausman 1997; Cerqueira *et al.* 2003; Fahrig 2003; Kerr & Chilar 2004; Watling & Donnelly 2006), deixando grande parte das paisagens do mundo profundamente alteradas (Ellis & Ramankutty 2008). A redução e modificação dos habitats pode ser a maior causa de declínio das populações de espécies ameaçadas, seguidas do pequeno tamanho destas populações, da introdução de espécies exóticas e da sobre-exploração (Foin *et al.* 1998). A resposta das populações naturais à fragmentação não é bem conhecida (Koprowski 2005), mas efeitos importantes de impactos antrópicos tem sido observados em larga escala no mundo, diminuindo a persistência de populações, especialmente de grandes mamíferos (Yackulic *et al.* 2011) e, particularmente, de grandes carnívoros (Woodroffe 2000; Dobrovolski *et al.* 2013). Por outro lado as áreas protegidas podem aumentar a persistência destas populações (Yackulic *et al.* 2011).

A construção de usinas hidrelétricas (UHEs) e o enchimento de seus reservatórios com as conseqüentes alterações hidrológicas geram grandes impactos ambientais de origem antrópica, causando problemas notáveis como a fragmentação, mudanças e perdas de habitats e outros não tão visíveis, mas ainda assim bastante significativos na diversidade genética, nos ecossistemas locais e mesmo no nível global (Rosenberg 2000)

A crescente necessidade energética para o desenvolvimento econômico no Brasil é um dos fatores que contribui para a destruição e fragmentação dos habitats no país, gerando impactos ambientais proporcionais à magnitude das obras realizadas para suprir esta demanda, como na construção de UHEs (Fearnside 2001). O Brasil possui 176 grandes UHEs e 402 pequenas UHEs em operação e há previsão de

implantação de 71 novas usinas até 2017; 28 na Amazônia, 18 na bacia do Rio Paraná e 8 no Rio Uruguai, entre outras (Von Sperling 2012). Apesar de controversas são consideradas pelos empreendedores e governos como fontes de "energia limpa". Porém reservatórios de grandes UHEs podem causar inúmeros problemas sociais, econômicos e ambientais (Fearnside 1999, 2001; Rosenberg 2000; McCully 2000; McCully 2001). Não somente a ictiofauna é afetada pelo represamento dos rios, ameaçando 20% das espécies de peixes de água doce do mundo (McCully 2001), mas a supressão de áreas preservadas associadas, tais como várzeas, matas ciliares e florestas aluviais (Rosenberg 2000) ameaçam populações da fauna terrestre que as utilizam como refúgio ou corredores (Mourão 1995; Piovezan 2001).

Tais fatos são de extrema importância particularmente no Brasil, onde aproximadamente 82% da matriz de oferta da eletricidade é proveniente de UHEs, enquanto que a média mundial é de 16% (MME, 2013). A disponibilidade de energia elétrica é considerada como fator crítico no desenvolvimento urbano além do crescente incremento da eletrificação rural. Os mecanismos de mitigação dos impactos são ainda incipientes e estão baseados em remoção de uma porção de indivíduos de populações de determinadas espécies mais notáveis, sendo que as consequências disso são pobremente avaliadas (Fearnside 1989). Na Mata Atlântica, centenas de represas foram construídas nos últimos 50 anos (Fahey & Langhammer 2005) e 57 grandes reservatórios estão na bacia do Rio Paraná. Dois deles estão entre as maiores UHEs do mundo: Itaipu e Engenheiro Sérgio Motta ou Porto Primavera (UHEPP), área enfocada nesta dissertação. Os reservatórios de ambas inundaram áreas de 1350 km<sup>2</sup> (ITAIPU Binacional, 2013) e 2250 km<sup>2</sup> (CESP, 2013), respectivamente. Com o enchimento, populações de espécies da fauna como o jacaré-de-papo-amarelo (*Caiman latirostris*), capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) e o cervo-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*) foram severamente afetadas (Mourão & Campos 1995; Piovezan *et al.* 2001; Fahey & Langhammer 2005), bem como a onça-pintada (*Panthera onca*), espécie abordada no presente trabalho. Como medida compensatória, à jusante da barragem, foi criado o Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema, no Mato Grosso do Sul, com 733 km<sup>2</sup> de área.

## Alto Rio Paraná

O Alto Rio Paraná situa-se no domínio da Mata Atlântica (Fig.1), porém em uma área de transição com o Cerrado (IBGE, 2004). Sua planície de inundação está na divisa do estado do Mato Grosso do Sul com os estados de São Paulo e Paraná. A região estende-se desde a formação do Rio Paraná, com a junção do Rio Grande e do Paranaíba (coordenadas: S 20° 5.21334'; W 50° 59.9121') e é delimitada ao sul pelas Sete Quedas (coordenadas S 24° 4.06926'; W 54° 17.04288'). Essas foram suprimidas pelo enchimento do reservatório da UHE Itaipu, unindo o Alto e Médio Rio Paraná. Após o enchimento do reservatório da UHEPP em novembro de 1998, na divisa dos estados de Mato Grosso do Sul e São Paulo, a planície de inundação do Rio Paraná ainda preservada foi reduzida pela metade, ficando com apenas 30% (230 km) de sua extensão livre de barragens no Brasil (Agostinho & Zalewsky 1996), onde estão localizadas várias Unidades de Conservação (Fig. 2). Esta região de várzeas e florestas aluviais encontra-se inserida na Ecorregião Florestas do Alto Paraná (EFAP), (Di Bitetti *et al.* 2003) (Fig.1).

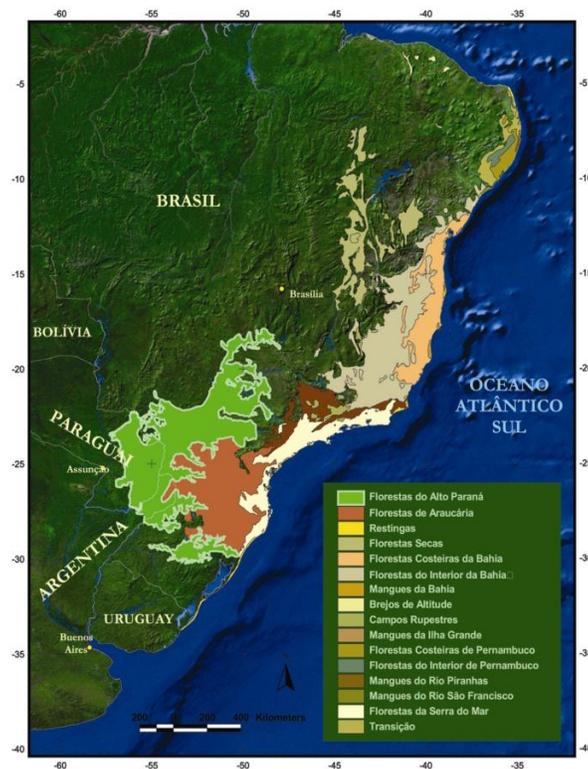


Figura 1. Ecorregiões do Domínio Mata Atlântica (Di Bitetti *et al.* 2003).

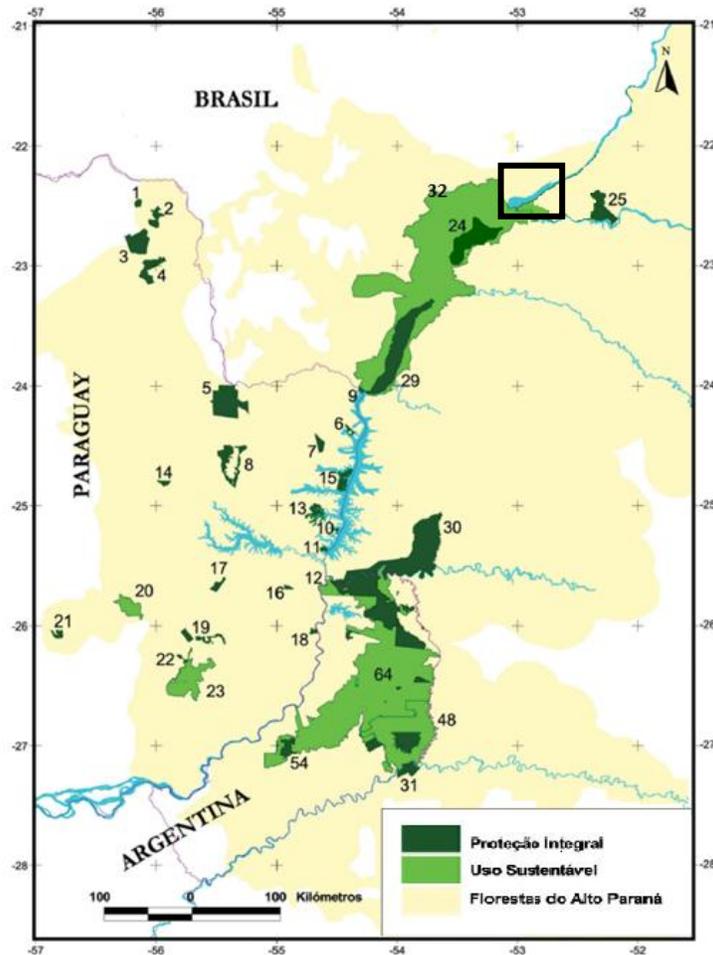


Figura 2. Áreas protegidas na Ecorregião Florestas do Alto Paraná no Brasil dentro da área de estudo: Parque Estadual Morro do Diabo São Paulo, (25); P. E. das Várzeas do Rio Ivinhema, Mato Grosso do Sul (24), Parque Nacional Ilha Grande, Paraná (29) e Área de Proteção Ambiental Ilhas e Várzeas do Rio Paraná, (MS,PR,SP). Além do P. N. do Iguaçu, Paraná (30) e P. E. do Turvo, Rio Grande do Sul (31) no Brasil os demais números são referentes às áreas protegidas no Paraguai e Argentina, na mesma ecorregião, porém estão fora da área de estudo. O quadro preto indica a região do Rio Paraná afetada pelo enchimento da UHE Sérgio Mota (Porto Primavera) (Adaptado de Di Bitetti *et al.* 2003).

O histórico de degradação ambiental na Ecorregião Florestas do Alto Paraná intensificou-se em meados do século passado, sendo que entre 1940 e 2000 teve sua área florestal reduzida para 7,8% da original, sendo que no Brasil restaram 2,7 % apenas (Di Bitetti *et al.* 2003) (Fig.3). A partir da década de 70 os impactos estenderam-se para as áreas adjacentes ao Rio Paraná e seus tributários com a construção de grandes UHEs.

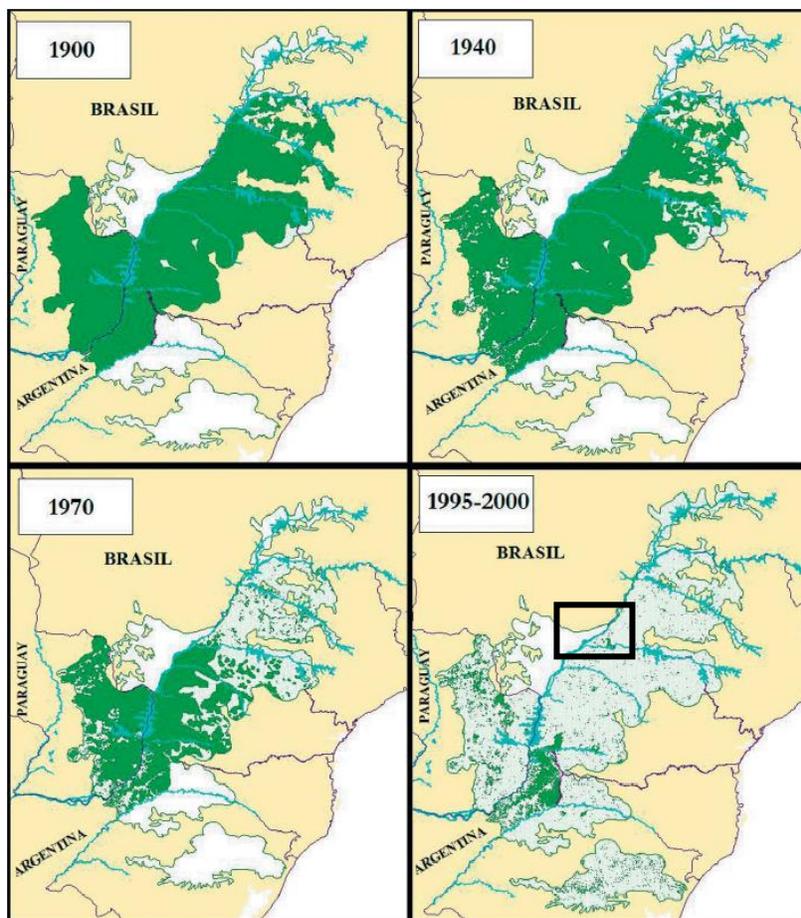


Figura 3. Evolução no desmatamento da Ecorregião Florestas do Alto Paraná. O quadro preto demarca a área do Rio Paraná afetada pelo enchimento da UHE Sérgio Mota (Porto Primavera) em 1998 (Di Bitetti *et al.* 2003).

Apesar da degradação ambiental, foram identificadas nesta região duas áreas críticas para a conservação da onça-pintada durante o workshop “*Jaguars of the New Millennium*” (Sanderson *et al.* 2002) realizado no México em 1999. Essas “Unidades de Conservação da Onça-pintada” (*Jaguar Conservation Units – JCU’s*) estão localizadas na região do Alto Rio Paraná (JCU 250 - The Upper Paraná River) e na área tri-nacional de divisas entre Brasil, Argentina e Paraguai (JCU 257 - Misiones – Argentina, Brasil) (Fig. 4). Nessas duas unidades a onça-pintada tem sido considerada como uma *espécie-chave* e *espécie guarda-chuva* para o desenvolvimento de planos de conservação regionais (Cullen 2006).



Figura 4. *Unidades de Conservação da Onça-pintada (Jaguar Conservation Units (JCUs))* na América Latina. O quadro preto demarca duas importantes *Unidades de Conservação da Onça-pintada (JCUs)*, na região do Alto Rio Paraná (JCU 250 -The Upper Paraná River) e na região próxima das divisas entre Brasil, Argentina e Paraguai (JCU 257 - Misiones – Argentina, Brasil) (Sanderson *et al.* 2002).

### **Onça-pintada (*Panthera onca*)**

A onça-pintada (*Panthera onca* [Linnaeus, 1758]), o maior felino das Américas (Fig. 5), tem ampla distribuição no continente. Porém, suas populações têm sido reduzidas ou até extintas em muitas áreas por pressão antrópica (Nowell e Jackson 1996). A espécie ocorria historicamente do sudoeste dos EUA à Patagônia, na Argentina, mas teve sua área de distribuição reduzida aproximadamente à metade; entre 37 e 54% nos últimos 110 anos, em consequência da perda de habitat e perseguição humana (Sanderson *et al.* 2002). A espécie ocorre nos grandes ecossistemas brasileiros exceto no Pampa, no sul do Brasil (Oliveira 1994, Torres *et al.*

2008). Mesmo com grande área de distribuição no Brasil é considerada uma espécie Vulnerável pelo Ministério de Meio Ambiente (MMA, 2003) e está criticamente ameaçada de extinção na região da Caatinga e Mata Atlântica (Beisiegel *et al.* 2012; De Paula *et al.* 2012). Na Mata Atlântica a espécie ocorre em cerca de 44.500 km<sup>2</sup> dos 102.000 km<sup>2</sup> de florestas que restam nesta região (INPE & SOS Mata Atlântica 2008) e em oito áreas independentes, sofrendo ainda com a perda e degradação do habitat, perda da base de presas e com a caça (Beisiegel *et al.* 2012). Na região do alto Rio Paraná a espécie pode estar distribuída como metapopulação, possivelmente em processo de isolamento de suas subpopulações (Cullen *et al.* 2005; Haag *et al.* 2010).



Figura 5. Onça-pintada da região do Alto Rio Paraná, Mato Grosso do Sul.

Predadores de topo podem ser *espécies-chave* na regulação de processos ecológicos (predador/presa), desempenhando importante função nas complexas interações entre os níveis tróficos mantendo a diversidade de espécies e o equilíbrio

dos ecossistemas (Terborgh 1998, Terborgh *et al.* 1999; Soulé e Noss 1998; Miller e Rabinowitz, 1999; Terborgh 2005; Steneck e Sala, 2005; Beschta & Ripple, 2009). Nestes processos "*top-down*" os ecossistemas são regulados por carnívoros de topo que exercem influência no próximo nível trófico, suas presas, e conseqüentemente nos outros níveis tróficos inferiores (Terborgh *et al.* 1999; Steneck e Sala, 2005). Grandes carnívoros como as onças podem atuar como *espécies guarda-chuva* no contexto de planos de conservação, pois usam grandes áreas em seus movimentos diários ou sazonais (Frankel e Soulé 1981) ou por serem espécies generalistas que se distribuem amplamente (Miller *et al.* 1999), favorecendo a conservação de outras formas incluídas nas áreas de uso. Podem, adicionalmente, ser usadas como *espécie focal* no planejamento e manejo de unidades de conservação, pois seus requerimentos de sobrevivência são fatores importantes na manutenção das condições ecológicas (Miller *et al.* 1999) favorecendo outras espécies. A onça-pintada pode ser uma *espécie bandeira* como o tigre (*Panthera tigris*) (Leader-Williams & Dublin 2000), podendo ser utilizada como símbolo para captar fundos e promover a conservação de áreas e das outras espécies que ali habitem. A espécie tem sido utilizada também como um "*detetive ecológico*" da paisagem, na identificação de áreas importantes para a conservação da biodiversidade e no manejo para melhoria de habitats (Cullen *et al.* 2005; Cullen 2006).

A onça-pintada apresenta grande variação nas dimensões das áreas de uso. Essas variam de acordo com o tipo de ambiente, com a disponibilidade de presas, com a sazonalidade, regime de chuvas, além das diferenças associadas ao sexo (Schaller & Crawshaw 1980, Rabinowitz & Nottingham 1986, Crawshaw & Quigley 1991, Cavalcanti & Gese 2009, Cullen *et al.* 2013). Informações sobre o uso dos habitats, dos movimentos e dimensões da área de uso são importantes para o manejo da espécie frente à fragmentação (Cullen *et al.* 2005) e para o desenvolvimento de modelos de adequabilidade de habitat para a conservação em larga escala (Akçakaya, 2004).

## **Áreas de uso ("home-range") e movimentos**

Mamíferos restringem seus movimentos às áreas de vida específicas (White & Garrot 1990). Essas são definidas pelas áreas percorridas por um indivíduo em suas atividades normais de procura e obtenção de alimentos, locais de refúgio, acasalamento e cuidado com a prole (Burt 1943). Esse é um importante parâmetro ecológico que pode estar correlacionado com a massa corporal, nutrição, disponibilidade e uso do alimento, cobertura vegetal e outros recursos; varia em decorrência de interações interespecíficas tais como para evitar predadores e intraespecíficas como acasalamento, condição reprodutiva, sexo e densidade populacional (Anderson *et al.* 2005; Börger *et al.* 2006; Dahle and Swenson 2003a, 2003b; Gehrt and Fritzell 1997; Moyer *et al.* 2007; Mysterud *et al.* 2001). Portanto avaliações dos fatores-chave subjacentes aos padrões de áreas de vida são cruciais para entendermos como o uso do espaço por mamíferos irá responder às alterações ambientais (Moorcroft 2012). O comportamento de uso do espaço restrito a uma área tem consequências nos processos ecológicos como a distribuição e abundância dos organismos, a regulação das populações (Wang & Grimm 2007) e a seleção de habitats (Rhodes *et al.* 2007).

## **Adequabilidade e seleção de habitat**

Modelos de adequabilidade de habitat ou de distribuição de espécies, baseados no conceito de nicho ecológico de Hutchinson (1957), são desenvolvidos por diversos métodos (e.g. Guisan & Thuiller 2005), sendo úteis para prever a distribuição de espécies e compreender melhor as interações espécie - habitat (Guisan & Thuiller 2005; Peterson 2001). Dados avaliados através de Sistema de Informação Geográfica conjugados com ferramentas estatísticas fazem a ligação entre as espécies e seus habitats (Hirzel *et al.* 2002). Todos os modelos compartilham princípios similares: a área de estudo é modelada como um mapa *raster* com N *pixels* isométricos; as variáveis dependentes são os dados de abundância (presença/ausência) da espécie focal; variáveis ecogeográficas independentes descrevem as características de cada *pixel* no mapa e uma função é usada para classificar *pixels* em adequados ou não para a espécie (Hirzel *et al.* 2002).

As variáveis ambientais mais associadas aos dados de ocorrência são projetadas na paisagem identificando de forma preditiva áreas potenciais para a presença da espécie (Elith & Leathwick 2009). Esses modelos podem ser usados como ferramentas de conservação na definição de estratégias de manejo (Guisan & Thuiller 2005; Guisan e Zimmermann 2000), em *Análise de Viabilidade Populacional* (Akçakaya & Atwood 1997), avaliação de risco de perda de biodiversidade (Akçakaya & Raphael 1998), manejo de paisagens utilizadas por espécies em extinção (Livingston *et al.* 1990), restauração de ecossistema (Mladenoff *et al.* 1997) e avaliação de expansão de espécies invasoras (Higgins *et al.* 1999)

Modelos de adequabilidade ambiental tem sido utilizados amplamente para modelar a distribuição potencial de espécies, principalmente espécies ameaçadas como o gato andino (*Leopardus jacobita*) (e.g., Marino *et al.* 2011), tigre (*Panthera tigris*) (e.g., Kanagaraj *et al.* 2011) e onça-pintada (e.g., Rodriguez-Soto *et al.* 2011; Hatten *et al.* 2005; Ferraz *et al.* 2012; Tôrres *et al.* 2012). Na região do Alto Paraná estudos de adequabilidade ambiental para onça-pintada envolveram questões de conservação e *Análise de Viabilidade Populacional* (De Angelo *et al.* 2011, 2013; Cullen 2006). No presente estudo é utilizada a modelagem de habitat para estimar o impacto do enchimento do reservatório da UHPP sobre a população de onças-pintadas na região do Alto Paraná.

Seleção de habitat ocorre quando os componentes da paisagem são usados em proporções diferentes do que a sua disponibilidade relativa (Myerud e Ims 1998). Ou seja, quando os indivíduos usam ou ocupam um conjunto não-aleatório de habitats (Morris,2003). Os habitats selecionados oferecem provavelmente o melhor *trade-off* entre a aquisição de recursos e as restrições sofridas por competição, risco de predação e outras ameaças (Morris 2003). No presente estudo foi utilizado método de avaliação da seleção de habitat de primeira ordem para a onça-pintada. Ou seja, os recursos disponíveis, utilizados ou não, são amostrados para toda a região de estudo, na escala de paisagem, e os dados de todos os indivíduos são analisados indiscriminadamente. A seletividade foi um parâmetro para o modelo, determinando a função de adequabilidade utilizada no *software* RAMAS<sup>®</sup> GIS (Akçakaya 2002).

## **Objetivos**

A presente dissertação aborda um impacto ambiental sobre a população de onças-pintadas na Ecorregião Florestas do Alto Paraná, no domínio da Mata Atlântica. O objetivo geral foi avaliar como o enchimento do reservatório da UHEPP afetou a população de onças-pintadas na região quanto ao uso do espaço e a disponibilidade de habitat favorável.

Por meio de monitoramento por radiotelemetria objetivou-se especificamente conhecer o comportamento espacial da espécie no local de estudo em relação aos requerimentos de tamanho de área de uso e movimentação.

Usando os dados de radiotelemetria em conjunto com os de cobertura do solo foi avaliada a seleção de habitat e adequabilidade ambiental através de modelagem. Esta tem o objetivo específico de identificar e quantificar as áreas favoráveis para a espécie na região, o que foi perdido deste habitat potencial com o enchimento e o quanto está disponível nas áreas remanescentes do Alto Rio Paraná. A modelagem foi realizada objetivando também a avaliação do status da população de onças e das unidades de conservação da região, incluindo o P.E. Várzeas do Rio Ivinhema, criado como medida compensatória pelo alagamento da UHEPP.

Os resultados desses dois enfoques, comportamento espacial e paisagem, foram avaliados na condição de pré e pós-enchimento, relacionando os efeitos do impacto com as mudanças ocorridas entre as duas fases.

Do ponto de vista prático, as informações geradas no presente trabalho podem auxiliar nas ações de conservação e manejo regionais da onça-pintada, e mostram o uso potencial de modelagem de habitat como importante ferramenta para avaliação de impactos ambientais.

## **MÉTODOS**

### **Área de estudo**

O Alto Rio Paraná é uma região de várzeas e florestas aluviais que se encontra inserida na Ecorregião Florestas do Alto Paraná, dentro do domínio da Mata Atlântica (Di Bitetti *et al.* 2003), no centro-sudoeste do Brasil. Após o enchimento do reservatório da UHEPP a planície de inundação do Rio Paraná ficou com apenas 30% (230 km) de sua extensão livre de barragens no Brasil (Agostinho & Zalewsky 1996), à jusante da usina. A vegetação é um mosaico de diferentes formações influenciadas pela sazonalidade do nível das águas, com uma estação seca (abril a outubro) e outra úmida (novembro a março) bem definida. Nas áreas mais altas o predomínio é de pastagens com capins exóticos para a pecuária. Nas áreas mais baixas e mais preservadas predominam os campos de várzea, alternando-se, conforme o gradiente topográfico, com capões de mata semidecídua, cerrado e matas aluviais, sendo uma região de transição entre os domínios da Mata Atlântica e do Cerrado (IBGE, 2004). A região foi identificada como uma das áreas de alta prioridade para a conservação da onça-pintada (*Jaguar Conservation Units (JCU) 250 - The Upper Paraná River*) (Sanderson *et al.* 2002).

### **Capturas e monitoramento**

Como forma de avaliar o impacto do enchimento do reservatório da UHEPP sobre a população de onças-pintadas, foi realizado o monitoramento aéreo e terrestre de 11 indivíduos por radiotelemetria na região de influência deste reservatório, considerando as várzeas do rio Paraná, em dois períodos (de 1992 a 1995 e de 1998 a 2002). Todos os indivíduos foram capturados utilizando-se cães rastreadores conduzidos por um caçador prático (Fig.6). Ao serem encontrados vestígios recentes de onças, os cães eram soltos, seguindo o animal e forçando-o a subir em uma árvore (Fig.7), onde era alvejado com dardos contendo o agente anestésico Zoletil (Virbac®) na proporção de 10mg/kg (Morato *et al.* 1998). As onças capturadas foram aparelhadas com rádio-transmissores convencionais VHF (faixa de 150-152 MHz, Telonics® Inc., Mesa, AR, EUA) e soltas no mesmo local (Fig.8).



Figura 6. Cães rastreadores guiados por caçador prático e equipe de captura.



Figura 7. Onça-pintada acuada em uma árvore.



Figura 8. Casal de onças-pintadas anestesiadas e aparelhadas com radiocolares.

### **Áreas de uso, deslocamentos e densidade.**

As localizações foram plotadas em imagens de satélite Landsat e as áreas de uso, deslocamentos e sobreposição entre os indivíduos foram estimadas usando o programa *Animal Movement Analysis* (Hooge & Eichenlaub 2000), extensão para ArcView® (v. 3.3). As áreas de uso foram calculadas para cada indivíduo utilizando-se o estimador "*Fixed Kernel*" com nível de interpolação ("*smoothing*") selecionado pelo método dos mínimos quadrados de validação cruzada ("*least-squares cross-validation*") (Worton 1987 Worton 1989; Seaman 1993; Seaman & Powell 1996, Seaman *et. al.* 1999) em uma grade com células (*pixels*) de 30 m x 30 m. Foram calculadas áreas de uso com contornos de 50%, 85% e 95% das áreas para onças monitoradas entre 1992 e 1995, comparando-se as estações seca e chuvosa com registros contínuos em cada estação, no intervalo de um ano apenas. Para as onças monitoradas entre 1998 e 2002 foram consideradas as áreas de uso anteriores e posteriores ao enchimento. Para comparações e cálculos de sobreposições foram usadas 85% das áreas de uso,

consideradas de maior importância ecológica para a espécie, enquanto que 50% foram consideradas áreas núcleo (Cullen, 2006). Frequentemente são apresentadas áreas de uso com contornos de 95% da área, porém estas abrangem áreas periféricas de menor importância biológica para o indivíduo e estão baseadas em uma menor quantidade de dados para embasar as estimativas (Seaman *et al.* 1999, Cullen, 2006). Para avaliar se a estimativa do tamanho da área de uso não era dependente do tempo de monitoramento foi utilizada regressão linear simples com base em métodos de aleatorização, utilizando-se  $R^2$  como medida da intensidade da relação (programa MULTIV; Pillar & Orlóci 1996).

As médias e as máximas distâncias lineares percorridas entre localizações foram calculadas para comparações entre o pré e o pós enchimento, com intervalos máximos de 17 dias entre localizações. Para testar a influência dos intervalos entre localizações nas distâncias percorridas foi utilizada regressão linear simples com base em métodos de aleatorização utilizando-se  $R^2$  como critério de teste (programa MULTIV; Pillar & Orlóci 1996). As comparações das áreas de uso e distâncias percorridas antes e depois do enchimento e entre estações foram avaliadas por ANOVAs com aleatorizações (programa MULTIV; Pillar & Orlóci 1996).

As densidades de onça-pintada (indivíduos/100 km<sup>2</sup>) foram estimadas considerando-se as áreas de vida e sobreposição dos indivíduos monitorados por radiotelemetria.

### **Adequabilidade e seleção de habitat**

Para seleção e adequabilidade do habitat a área de estudo foi avaliada em duas escalas no Alto Rio Paraná, mas ambas restritas a um *buffer* de 35 km em torno da extensão do rio. A extensão do *buffer* foi baseada na distância entre os dois extremos das áreas de uso estimadas para as onças-pintadas estudadas na região. A primeira área foi restrita ao local de enchimento do reservatório da UHEPP. A segunda, mais ampla, abrangeu o Parque Estadual do Morro do Diabo (PEMD), com predomínio da floresta estacional semidecidual e áreas de várzea ainda preservadas à jusante da UHEPP, incluindo as unidades de conservação (UCs) Parque Estadual Várzeas do Rio

Ivinhema (PEVRI) e Parque Nacional Ilha Grande (PNIG). Nestas duas áreas foram analisados três cenários. Os cenários 1 e 2 consideram a área de influência direta do reservatório da UHEPP, antes e após seu enchimento, respectivamente. As análises estão baseadas em 371 localizações de cinco onças monitoradas em 1992/1995. Os dados relacionados à cobertura de solo foram obtidos a partir das imagens Landsat 5 TM (órbita/ponto e datas de passagem: p223/r74; p223/r75 e p223/r76 de 30/07/1994).

O cenário 3 abrangeu a segunda área, de tamanho maior, envolvendo as UCs da região e a última área livre de barragens do Rio Paraná, a jusante da UHEPP. As análises foram baseadas nos dados de Cullen *et al.* (2005), utilizando-se 1364 localizações de onças monitoradas entre 1998 e 2005 no PEMD, onde predomina a floresta estacional semidecidual, e no PEVRI com predomínio dos campos de várzea. A cobertura de solo deste cenário foi obtida a partir das imagens Landsat 7 ETM (órbita/ponto e datas de passagem: p223r75 de 24/04/2008, p223r76 de 24/04/2008, p224r75 de 30/03/2008, p224r76 de 30/03/2008, p223r77 de 04/07/2008).

Todas as imagens foram georreferenciadas com o mesmo sistema de projeção e datum (UTM-Zona22/South American Datum 1969 – SAD69), usando reconhecimento em campo e classificação supervisionada pelo método de Máxima Verossimilhança via a extensão Feature Analyst® (v.5.0) para ArcGIS® (Arc Map™ v.10.0). Foram identificadas 12 classes de habitats considerando diferentes tipos de vegetação, uso do solo e corpos d'água em um raio de 35 km do eixo do Rio Paraná nos três cenários. O termo habitat representa as proporções de cada classe utilizada ou disponível para um animal. Essas foram separadas em camadas (*layers*), assumindo que as onças usaram as categorias dentro dos *pixels* (30m x 30m) onde estava cada ponto de localização.

As relações entre a oferta de classes (proporção de ocorrência de classes de cobertura) e o uso das manchas do mosaico pelas onças-pintadas foram avaliadas para os cenários 1 e 3 através da “função de uso de recursos” (RSF; Resource Selection Function; Manly *et al.* 2002), considerando que os recursos - unidades discretas - são as classes de cobertura identificadas para a região. Dessa forma os valores expressam as relações da população estudada com a totalidade das amostras consideradas de acordo com *design 1* de Manly *et al.* (2002), onde os recursos

utilizados, não utilizados e a disponibilidade são amostrados para a totalidade da região de estudo, sendo que os indivíduos não são identificados no processo de análise. Os dados considerados como oferta de uso são as proporções de cobertura das classes de vegetação, identificadas a partir das imagens classificadas. O índice de seleção  $w_i$  (Krebs, 1998) foi empregado para avaliação das preferências de habitats, tendo como base as manchas de vegetação da região, considerando  $w_i = o_i/p_i$ , sendo  $o_i$  a proporção de registros da espécie no habitat  $i$  e  $p_i$  a representatividade do habitat no sistema amostrado (importância relativa das classes de cobertura). O índice foi estandardizado ( $IS_i$ ) onde  $IS_i = w_i / \sum w_i$ , sendo  $\sum w_i$  o somatório dos índices obtidos para cada classe, individualmente. As análises foram desenvolvidas via o pacote *adehabitatHS* (Calenge 2011) no programa R (v.2.15.2). Os níveis de significância foram avaliados segundo a correção de Bonferroni (Calenge 2011; Manly *et al.* 2002). Os resultados foram comparados com o *índice de seletividade de Ivlev* (Ivlev 1961), utilizado na função da modelagem de adequabilidade de habitat.

A adequabilidade do habitat para onça-pintada na área de estudo foi avaliada utilizando-se o *software* RAMAS<sup>®</sup> GIS (Akçakaya 2002). Dados espaciais, como os mapas de cobertura gerados pelo GIS, foram relacionados com as exigências ou seletividade de habitat da espécie por meio de regressões múltiplas (logísticas). Dados de habitat foram combinados com as localizações da espécie e determinaram uma *função de adequabilidade do habitat (HS)*, onde as variáveis independentes foram representadas em camadas (*layers*) de cobertura e a presença ou não da espécie foi a variável dependente. Exemplos de estudos com métodos para determinar a *função HS* incluem Akçakaya & Atwood (1997), Pearce *et al.* (1994) e Mills *et al.* (1993). A função foi empregada para calcular um valor de adequabilidade para cada unidade (*pixel*) do mapa analisado. O valor representa a probabilidade de ocorrência, e foi empregada na geração de um mapa de adequabilidade do habitat.

A estrutura espacial populacional foi evidenciada, conectando os dados relacionados aos habitats com um modelo de metapopulação, identificando a localização e o tamanho de manchas favoráveis que suportam uma subpopulação. Os *layers*, baseados nas classificações de vegetação e que descrevem as proporções de

cada classe em unidades de nove hectares (300m x 300m), permitiram o uso da *função HS* para avaliação da percepção das onças-pintadas dos diferentes ambientes na paisagem. A função foi definida pelo *índice de seletividade de Ivlev* (Ivlev 1961) ( $ISI = (U-A)/(U+A)$ ) que relaciona as proporções de disponibilidade (A) e de uso (U) dos habitats pela espécie, considerando-se as localizações das onças em todas as classes de cobertura avaliadas. O índice varia de +1 a -1, sendo os valores positivos (proporção de uso é superior à proporção da disponibilidade do habitat) para os habitats selecionados e negativos (proporção de uso é inferior à proporção da disponibilidade do habitat) para os evitados, indicando quais são os requerimentos ambientais da espécie. A Função  $HS = 1 / (e^{-Z} + 1)$  onde  $Z = \beta \cdot X_1 + \beta \cdot X_2 + \dots + \beta \cdot X_n$ , sendo  $\beta$  os índices de IVLEV e X os valores de cobertura das classes identificadas na região, foi empregada para descrever a adequabilidade dos habitats.

Dois parâmetros foram usados via RAMAS para conexão dos mapas de habitat com o modelo de metapopulação: o *limiar de adequabilidade de habitat (threshold habitat suitability)* e a *distância dos vizinhos (neighbourhood distance)*. Este último foi usado para identificar as unidades que pertencem a uma mesma mancha de habitat e está relacionado às distâncias percorridas no forrageio pela espécie. O limiar de adequabilidade é identificado como sendo o valor mínimo de adequabilidade de habitat abaixo do qual este é considerado inadequado para a reprodução e/ou sobrevivência da espécie. Para o cálculo desse limiar foi empregado o valor médio extraído das unidades do mapa de adequabilidade baseado nas localizações de fêmeas de onça-pintada da área de estudo.

Um modelo de habitat baseado nas imagens interpretadas de 1994 foi construído para o cenário 1 (com a área de influência direta do reservatório da UHEPP, antes do enchimento,) gerando um mapa de adequabilidade. O cenário 2 foi definido com a sobreposição da *layer* Água do pós enchimento sobre o mapa de adequabilidade do cenário 1. Este *layer*, que corresponde ao reservatório atual da UHEPP, foi extraído de três das imagens Landsat 7 ETM de 2008 citadas anteriormente.

O limiar de adequabilidade foi empregado para reclassificar os mapas em duas classes de habitat como adequado e não adequado para a onça-pintada. O valor total

da área favorável para a espécie foi obtido pela soma de todos os fragmentos e manchas acima deste limiar, determinado no Arc Map™ v.10.0. O número de fragmentos adequados e seus respectivos tamanhos foram quantificados para comparações da área antes e após o enchimento. Para tal foi utilizando o programa IDRISI Selva® (v.17) módulos GROUP, para individualização das manchas (fragmentos) de uma mesma categoria e AREA para quantificar a área de cada mancha considerada adequada, já individualizada.

Para avaliação das áreas naturais remanescentes, após o enchimento da UHEPP, quanto à disponibilidade de habitat favorável para a onça-pintada no Alto Rio Paraná o cenário 3 (envolvendo as UCs da região e a última área livre de barragens do Rio Paraná) foi reclassificado também em duas classes. O limiar e mapa de adequabilidade foram extraídos de um modelo de habitat construído por Cullen *et al.* (dados não publicados) via RAMAS para todo o Alto Rio Paraná. Foram quantificados os habitats favoráveis para o cenário 3 e o quanto dos mesmos está protegido pelas unidades de conservação na região.

Com o valor das dimensões das áreas favoráveis foi calculado o número de indivíduos que cada cenário e o que as UCs da região poderiam comportar, considerando a densidade da espécie para a região (presente estudo e Sana, dados não publicados), não se levando em consideração a conectividade entre os fragmentos.

## RESULTADOS

### Áreas de uso

Na primeira etapa do monitoramento a média das áreas de uso (para 85% da área) das cinco fêmeas foi de 94,8 km<sup>2</sup> (DP = 67,9 km<sup>2</sup>) (Tab. 1; Fig. 9A, 9B, 9C, 9D, 9E). Na estação seca a média de quatro fêmeas foi de 68 km<sup>2</sup> (DP = 49,9 km<sup>2</sup>), 28% maior do que para as cinco fêmeas na estação chuvosa, que foi de 48,8 km<sup>2</sup> (DP = 46,7 km<sup>2</sup>). Porém comparando-se todas as áreas de uso das estações seca e chuvosa não houve diferença significativa (ANOVA; P>0,05). O tempo de monitoramento não teve influência nas áreas de uso utilizadas, sendo possível a comparação de todas as áreas, independente da extensão do período em que as onças foram monitoradas (R<sup>2</sup> = 0,083; p = 0,303).

Tabela 01. Áreas de uso (estimador *Fixed Kernel*) de 5 onças-pintadas fêmeas adultas monitoradas entre 1992 e 1995 na região posteriormente afetada pelo enchimento do reservatório da Usina Hidrelétrica Porto Primavera, Alto Rio Paraná. (N= número de localizações).

Animal	Meses monit.	Área de uso (km <sup>2</sup> )				Área de uso (km <sup>2</sup> )				Área de uso (km <sup>2</sup> )			
		Total				estação seca				estação chuvosa			
		N	50%	85%	95%	N	50%	85%	95%	N	50%	85%	95%
JF1	18	52	67	190	459	-	-	-	-	32	4	17	37
JF6	16	89	27	102	160	34	55	140	196	29	11	62	114
JF7	12	72	8	27	53	36	7	38	67	31*	2	14	22
JF8	13	79	32	123	186	33	9	63	106	23*	54	125	184
JF10	7	49	8	32	55	24*	7	31	55	26*	4	26	35
Média Fêmeas	13	68	28	<b>95</b>	183	32	19	<b>68</b>	106	28	15	<b>49</b>	78

\* Estas áreas de uso sazonais foram estimadas com 2 a 4 meses de monitoramento enquanto que as demais foram monitoradas na estação inteira, 6 meses contínuos. Não foram calculadas áreas com menos de 20 localizações. Os valores médios foram arredondados.

Na segunda etapa do monitoramento, com a influência do enchimento do reservatório a área de uso (85%) do único macho foi de 149 km<sup>2</sup>. A média da área de uso (85%) das cinco fêmeas foi de 171,4 km<sup>2</sup> (DP = 82,3 km<sup>2</sup>) (Tab. 2; Fig. 10C, 11C, 12C, 13C, 14A e 14B). Incluindo as onças monitoradas anteriormente a média das dez fêmeas foi de 133,1 km<sup>2</sup> (DP = 81,8 km<sup>2</sup>). As áreas de uso, depois do enchimento, mostraram-se significativamente maiores do que as anteriores ao enchimento, tanto para todos os onze indivíduos monitorados de 1992 a 2002 (Fig. 15), quanto para os quatro indivíduos monitorados antes e após o enchimento (Fig. 16) (ANOVA;  $p < 0,05$ ). Para todos os indivíduos a média antes do enchimento foi de 81,7 km<sup>2</sup> (DP = 53,9 km<sup>2</sup>) (Tab. 1 e 2; Fig. 9A, 9B, 9C, 9D, 9E, 10A, 11A, 12A, 13A) e para depois foi de 189,3 km<sup>2</sup> (DP = 84,1 km<sup>2</sup>) (Tab. 2; Fig. 10B, 11B, 12B, 13B, 14A e 14B), sendo 2,3 vezes maior após o enchimento do reservatório. Para os mesmos indivíduos (três fêmeas e um macho) monitorados antes e após, a média das áreas de uso antes do enchimento foi de 65,3 km<sup>2</sup> (DP = 31 km<sup>2</sup>) (Tab. 2; Fig. 10A, 11A, 12A, 13A). Após foi de 189,5 km<sup>2</sup> (DP = 58,4 km<sup>2</sup>) (Tab. 2; Fig. 10B, 11B, 12B, 13B), sendo quase 3 vezes maior.

Tabela 02. Áreas de uso de 5 fêmeas (JF e Po) e 1 macho (JM) de onça-pintada adultas na área de influência do enchimento do reservatório da Usina Hidrelétrica Porto Primavera (1998-2002), usando o estimador *fixed-kernel* (N= número de localizações).

Ident. e sexo	Meses monit.	Área de uso (km <sup>2</sup> )				Área de uso (km <sup>2</sup> )				Área de uso (km <sup>2</sup> )			
		Total				Pré enchimento				Pós enchimento			
		N	50%	85%	95%	N	50%	85%	95%	N	50%	85%	95%
JF13	27	114	19	135	226	22	12	56	104	92	27	172	252
JF14	12	71	35	178	341	23	11	51	103	49	62	276	497
JF16	19	90	36	166	300	20	9	43	67	71	24	161	311
Po10F	13	31	101	301	464	-	-	-	-	31	101	301	464
Po14F	19	15	14	77	123	-	-	-	-	15	14	77	123
Média Fêmeas	18	64	41	<b>171</b>	290	22	11	<b>50</b>	91	52	46	<b>197</b>	329
Média Fêm Tab 1 e 2	17	66	35	<b>133</b>	237	51	22	<b>78</b>	148	52	46	<b>197</b>	329
JM9	16	83	37	<b>149</b>	298	15	25	<b>111</b>	191	69	38	<b>149</b>	254

\*Não foram calculadas áreas com menos de 15 localizações. Os valores médios foram arredondados.

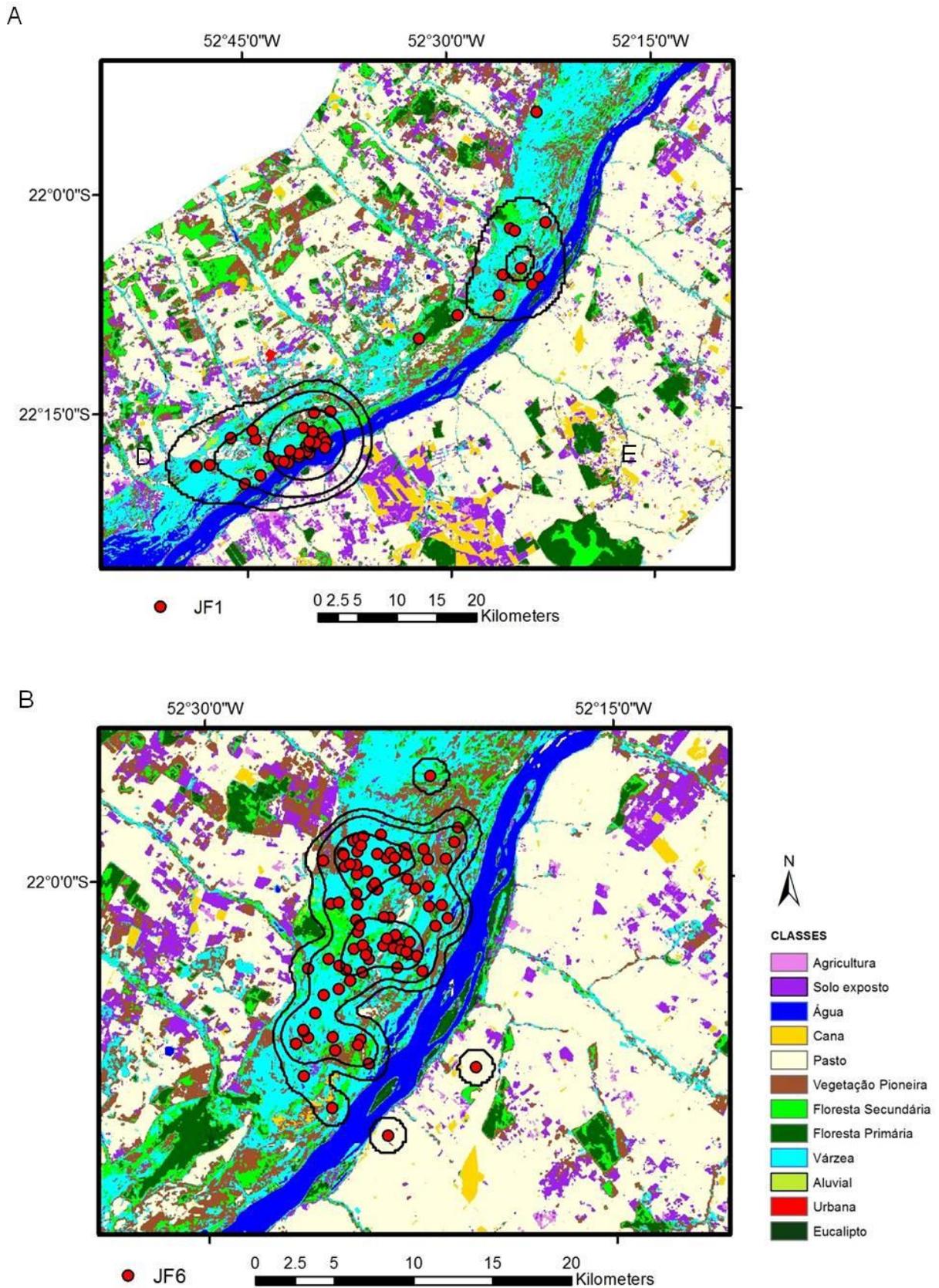


Figura 9. Áreas de uso (50, 85, 95% - *Fixed Kernel*) e localizações totais das onças-pintadas fêmeas JF1 (A); JF6 (B) monitoradas entre 1992 e 1995 na área posteriormente afetada pelo enchimento do reservatório da Usina Hidrelétrica Porto Primavera, Alto Rio Paraná.

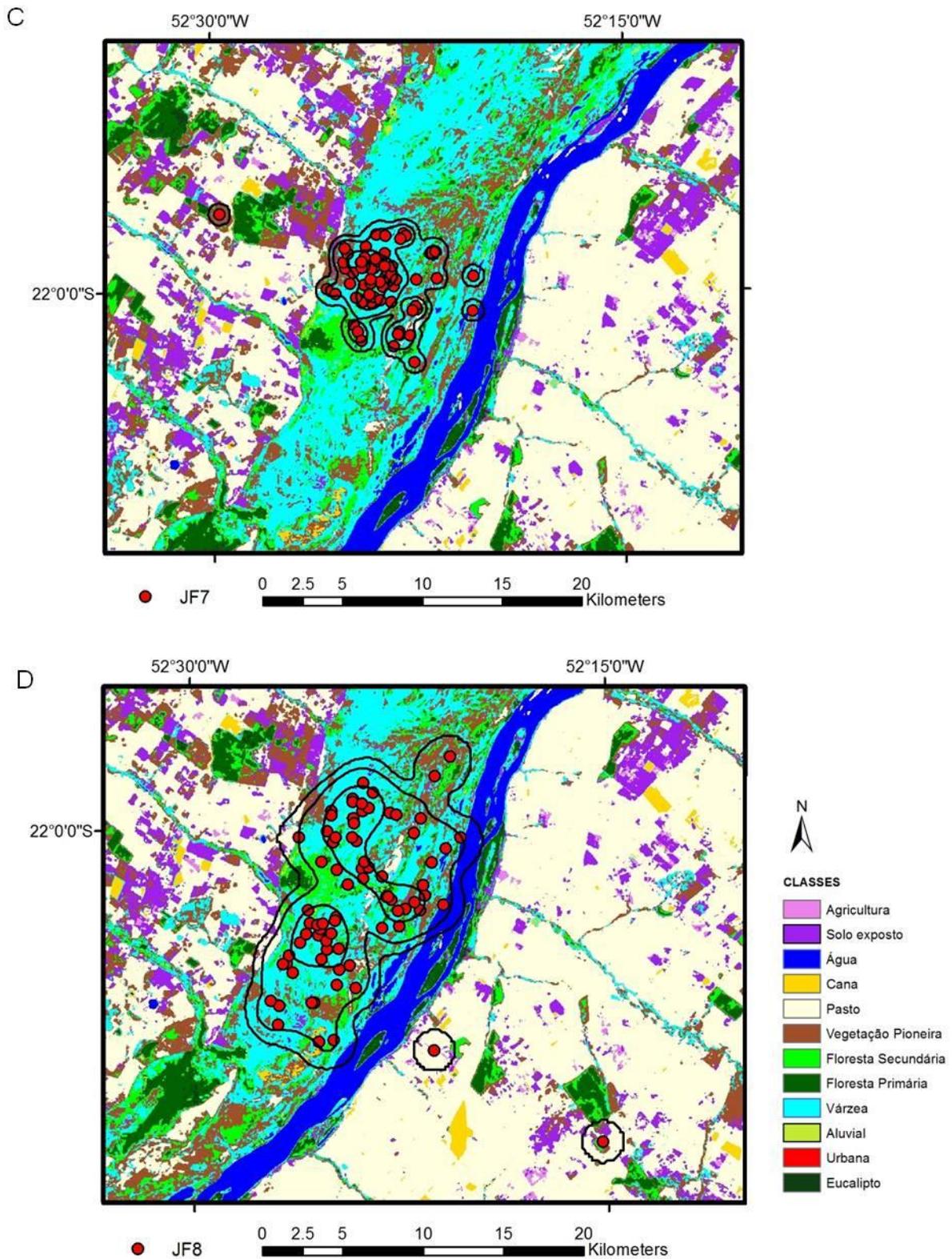


Figura 9. Áreas de uso (50, 85, 95% - *Fixed Kernel*) e localizações totais das onças-pintadas fêmeas JF7 (C); JF8 (D) monitoradas entre 1992 e 1995 na área posteriormente afetada pelo enchimento do reservatório da Usina Hidrelétrica Porto Primavera, Alto Rio Paraná.

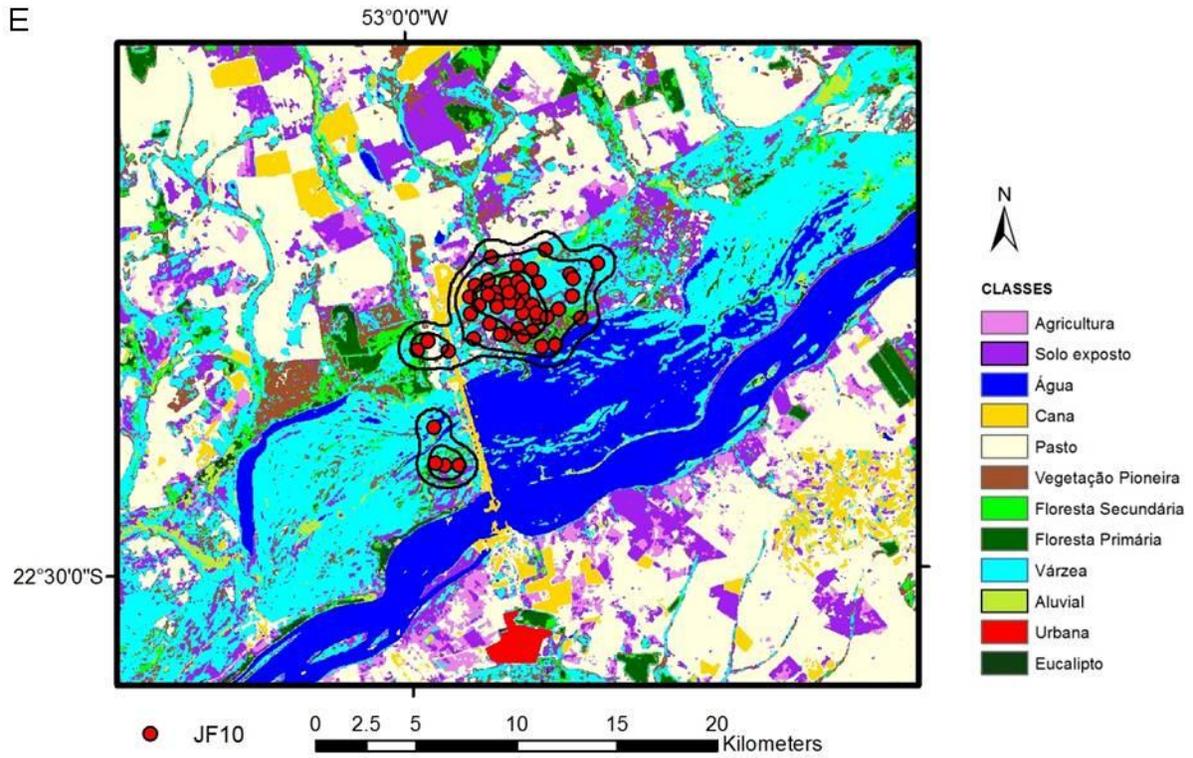


Figura 9. Áreas de uso (50, 85, 95% - *Fixed Kernel*) e localizações totais da onça-pintada fêmea JF10 (E) monitorada entre 1992 e 1995 na área posteriormente afetada pelo enchimento do reservatório da Usina Hidrelétrica Porto Primavera, Alto Rio Paraná.

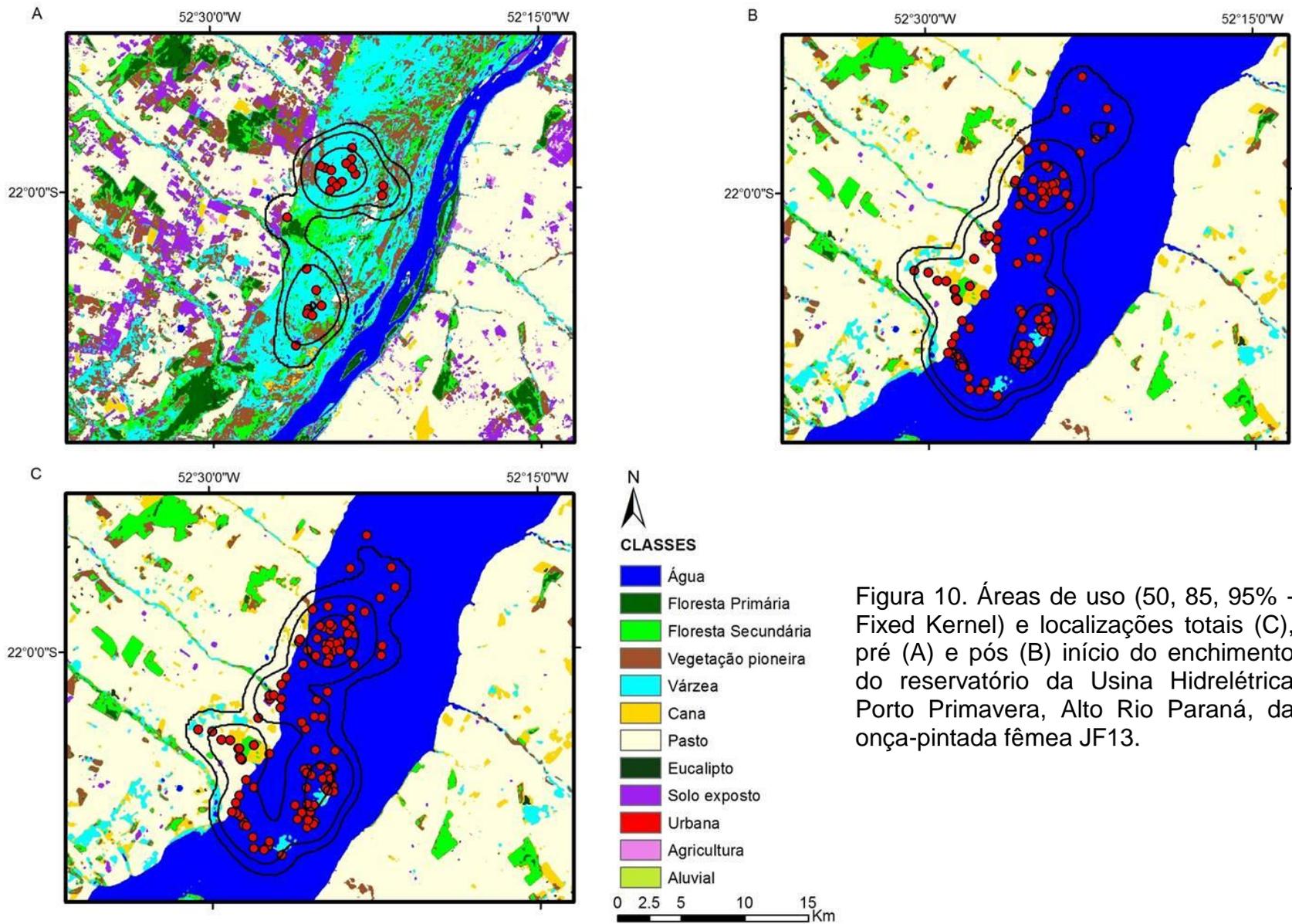


Figura 10. Áreas de uso (50, 85, 95% - Fixed Kernel) e localizações totais (C), pré (A) e pós (B) início do enchimento do reservatório da Usina Hidrelétrica Porto Primavera, Alto Rio Paraná, da onça-pintada fêmea JF13.

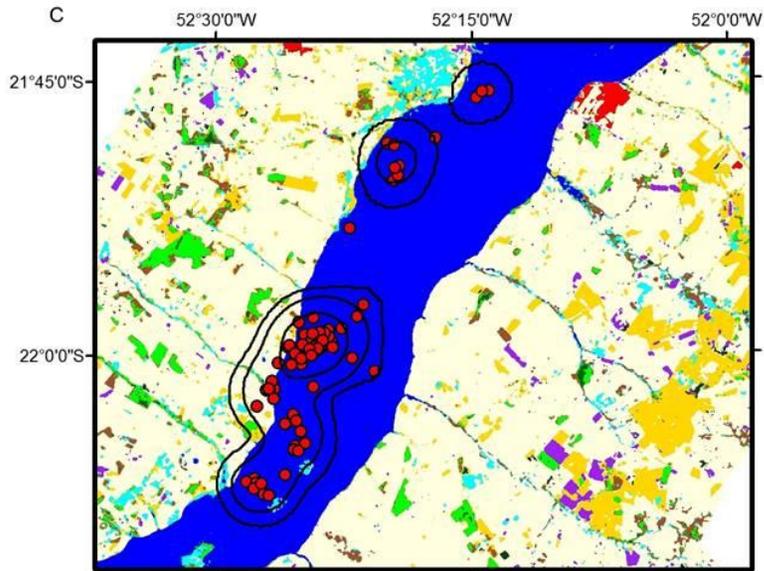
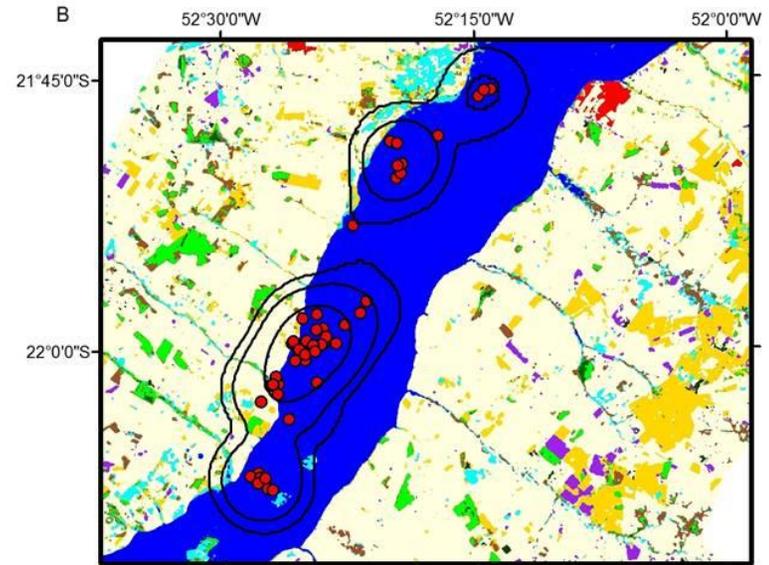
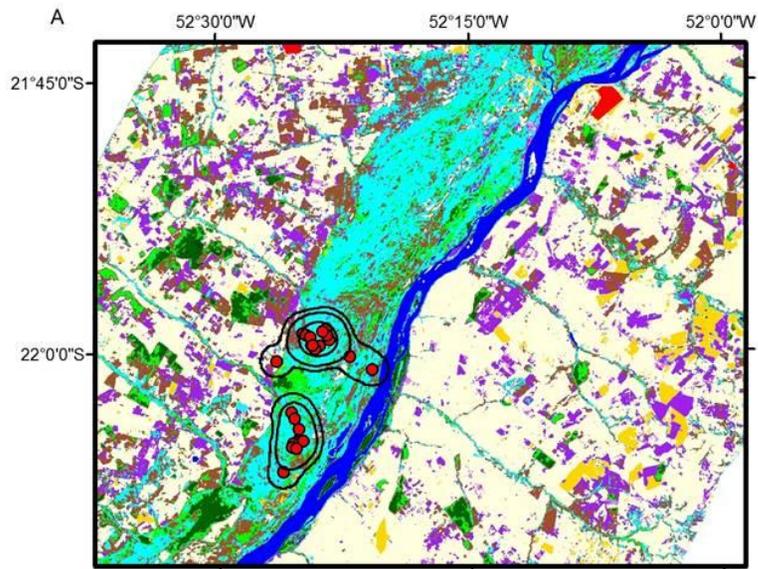


Figura 11. Áreas de uso (50, 85, 95% - Fixed Kernel) e localizações totais (C), pré (A) e pós (B) início do enchimento do reservatório da Usina Hidrelétrica Porto Primavera, Alto Rio Paraná, da onça-pintada fêmea JF14.

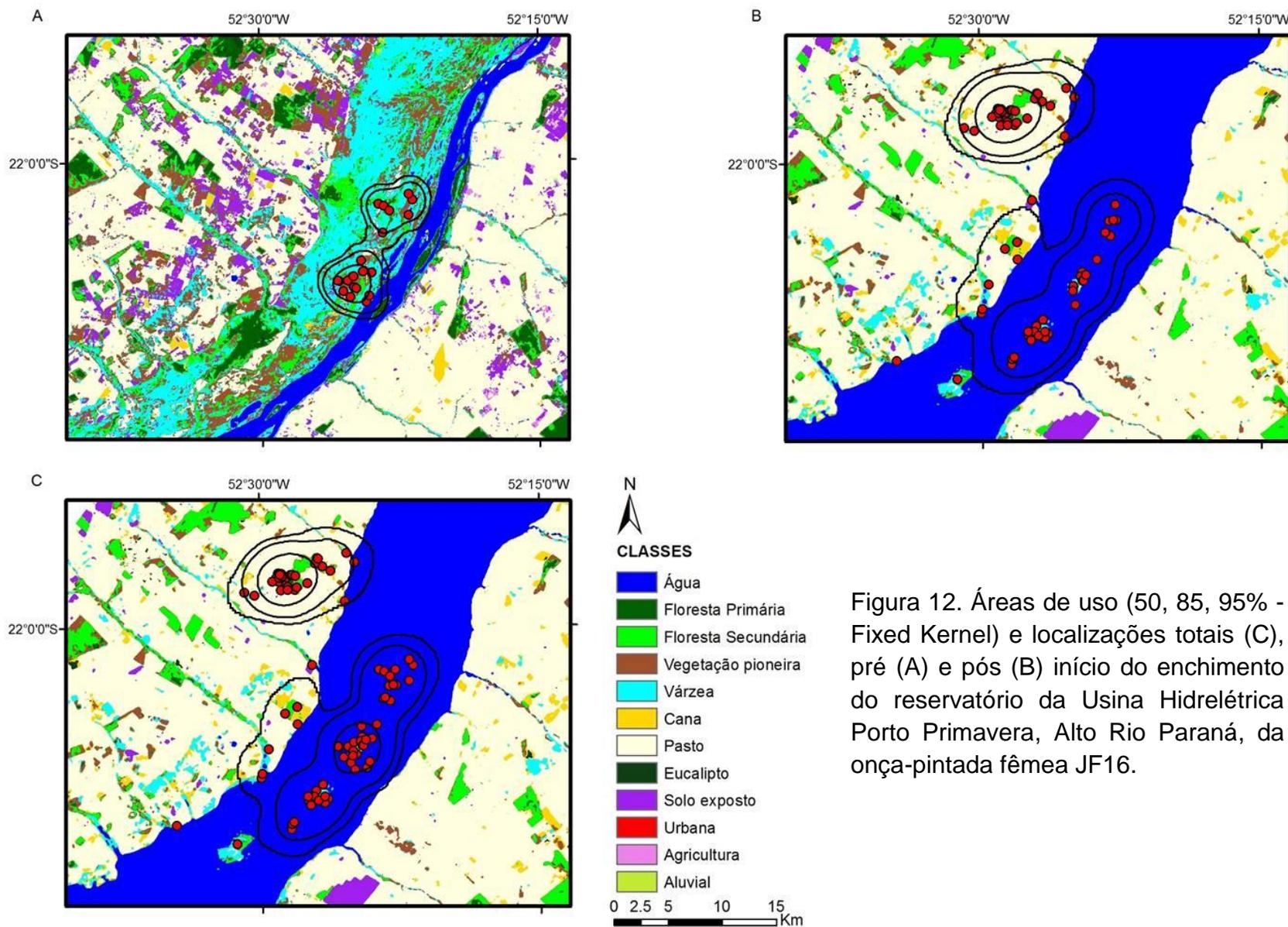


Figura 12. Áreas de uso (50, 85, 95% - Fixed Kernel) e localizações totais (C), pré (A) e pós (B) início do enchimento do reservatório da Usina Hidrelétrica Porto Primavera, Alto Rio Paraná, da onça-pintada fêmea JF16.

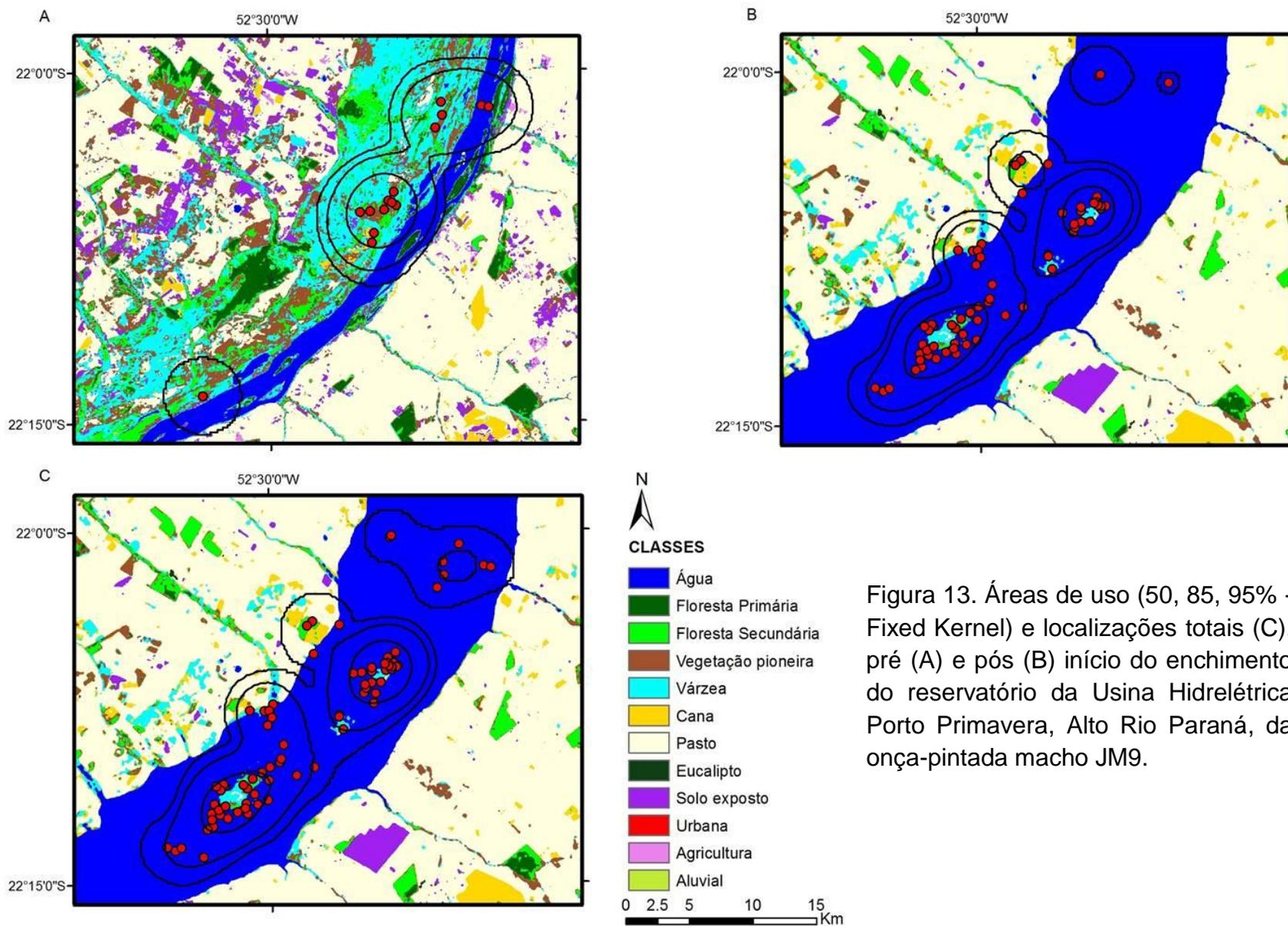


Figura 13. Áreas de uso (50, 85, 95% - Fixed Kernel) e localizações totais (C), pré (A) e pós (B) início do enchimento do reservatório da Usina Hidrelétrica Porto Primavera, Alto Rio Paraná, da onça-pintada macho JM9.

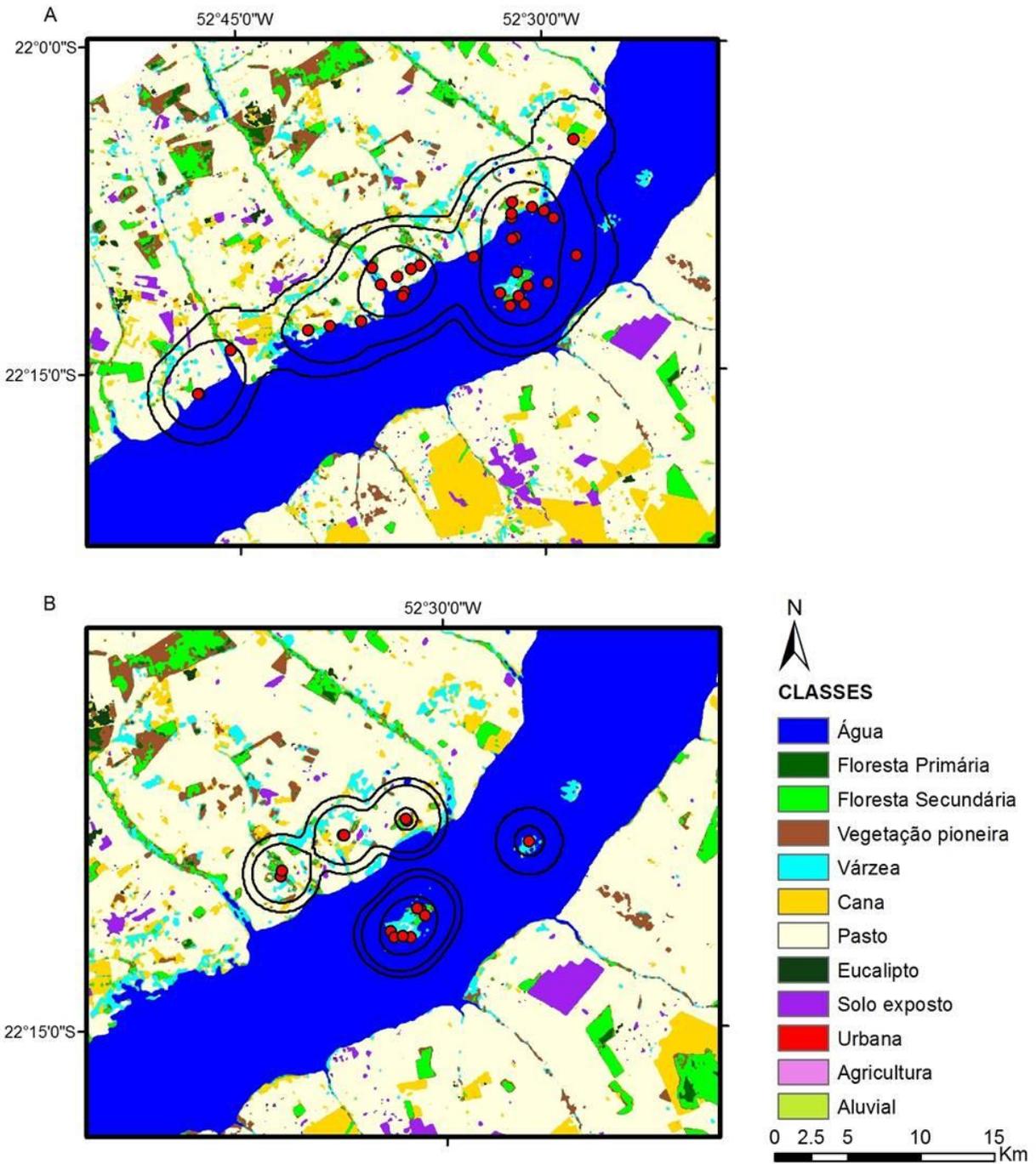


Figura 14. Áreas de uso (50, 85, 95% - Fixed Kernel) e localizações totais das onças-pintadas fêmeas Po10 (A) e Po14 (B) monitoradas somente após o início do enchimento do reservatório da Usina Hidrelétrica Porto Primavera, Alto Rio Paraná.

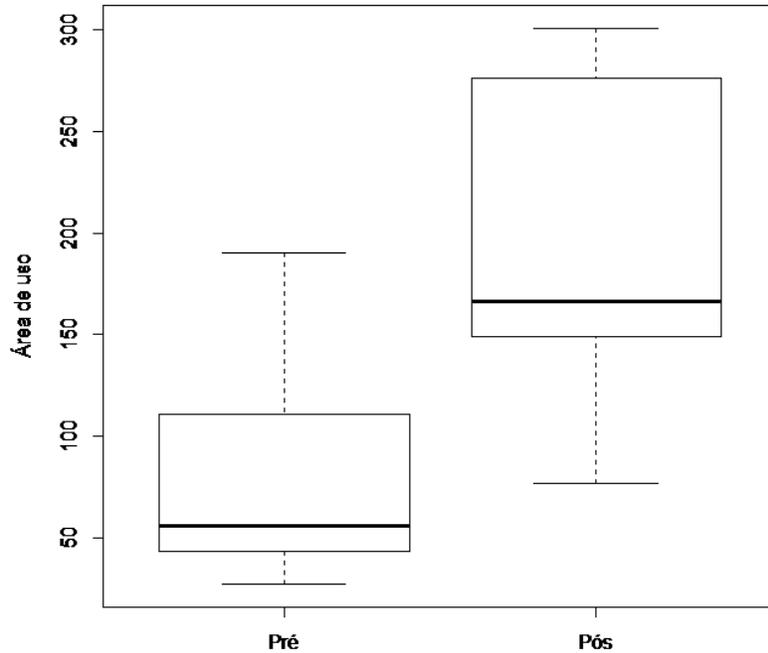


Figura 15. Comparação do tamanho das áreas de uso pré e pós enchimento do reservatório da Usina Hidrelétrica Porto Primavera para todos indivíduos de onça-pintada (n=11; 421 e 327 localizações, respectivamente) monitorados de 1992 a 2002. (ANOVA com aleatorização;  $P < 0,05$ ).

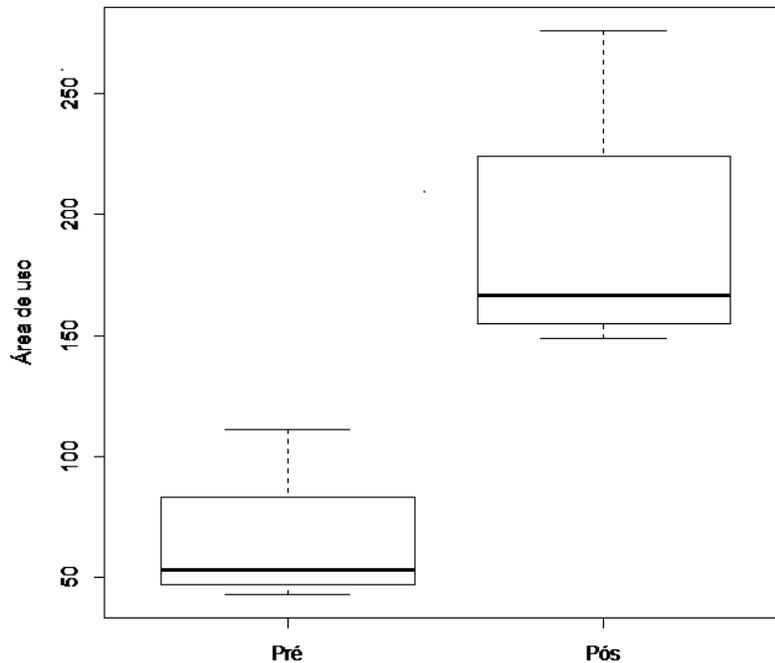


Figura 16. Comparação do tamanho das áreas de uso pré e pós enchimento do reservatório da Usina Hidrelétrica Porto Primavera para os mesmos indivíduos de onça-pintada (n=4; 80 e 281 localizações, respectivamente) monitorados de 1998 a 2002. (ANOVA com aleatorização;  $P < 0,05$ ).

## Deslocamentos

Na primeira fase de monitoramento a média das distâncias lineares entre localizações consecutivas para cinco fêmeas foi 3,6 km (DP= 1,1 km) (Tab. 3). Na estação seca a média destas distâncias foi de 3,8 km (DP=1,2 km). Na estação chuvosa foi de 3,4 km (DP=1,2 km). Nas distâncias lineares máximas entre localizações consecutivas a média foi de 17,2 Km (DP=6,2) para as cinco onças. Na estação seca a média foi de 13 km (DP=3,1 km). Na estação chuvosa foi de 13,6 km (DP=9,5 km). Comparando-se as distâncias lineares médias e máximas percorridas pelas onças entre localizações nas estações seca e chuvosa não houve diferença significativa (ANOVA;  $p > 0,05$ ).

Para avaliar o efeito do enchimento sobre os deslocamentos foram incluídos todos os indivíduos monitorados de 1992 a 2002 para comparações das distâncias lineares médias e máximas percorridas entre localizações consecutivas antes e após o enchimento (Tab. 4). O intervalo de tempo entre as localizações não teve influência significativa ( $R^2 = 0,116$ ;  $p = 0,212$ ) nas distâncias observadas, permitindo comparações. A média para dez fêmeas, considerando os deslocamentos médios antes do enchimento foi de 3,5 km (DP=0,8 km) e de 4,2 km (DP=2 km) após o enchimento; para o macho foi de 4 km e 7,5 km respectivamente. Quanto aos deslocamentos máximos das fêmeas a média foi de 14,7 km (DP=5,9 km) antes do enchimento e 19,3 km (DP=7,9 km) após; para o macho foi de 11,3 km e 32,5 km respectivamente. Comparando-se os deslocamentos médios e máximos do macho e de todas as fêmeas antes e depois do enchimento não houve diferença significativa (ANOVA;  $p > 0,05$ ). Porém comparando-se apenas os quatro indivíduos (três fêmeas e um macho) que foram monitorados nas duas etapas do enchimento as distâncias máximas percorridas após são significativamente maiores do que antes (ANOVA;  $p < 0,05$ ) (Fig. 17).

Tabela 03. Distâncias lineares médias e máximas percorridas entre localizações consecutivas por onças-pintadas (fêmeas) monitoradas na estação seca e de chuvas, nas várzeas do Rio Paraná, entre 1992 e 1995, antes do enchimento do reservatório da Usina Hidrelétrica de Porto Primavera (N= número de localizações).

Identificação	Distâncias Médias Percorridas (Km)						Distâncias Máximas Percorridas (Km)					
	N	Total	N	Seca	N	Chuva	N	Total	N	Seca	N	Chuva
JF1	41	4.1	7	3.3	34	4.2	41	20.9	7	10.1	34	21.1
JF6	83	4.6	40	5.6	43	3.6	83	15.2	40	15.2	43	11.9
JF7	67	2.9	38	3.6	29	2.1	67	15.4	38	15.4	29	5.2
JF8	74	4.4	37	4.1	37	4.7	74	25.5	37	15	37	25.5
JF10	48	2.2	33	2.2	15	2.2	48	9.1	33	9.1	15	4.3
Média		3.6		3.8		3.4		17.2		13		13.6

\*Intervalo máximo de 17 dias entre localizações consecutivas

Tabela 04. Distâncias lineares médias e máximas percorridas entre localizações consecutivas por onças-pintadas fêmeas (JF e Po) e um macho (JM) monitoradas pré e pós enchimento do reservatório da Usina Hidrelétrica de Porto Primavera, nas várzeas do Rio Paraná, entre 1992 e 2002 (N= número de localizações).

Identificação	Distâncias Médias Percorridas (Km)				Distâncias Máximas Percorridas (Km)			
	Pré	N	Pós	N	Pré	N	Pós	N
JF1	4.1	41	-	-	20.9	41	-	-
JF6	4.6	83	-	-	15.2	83	-	-
JF7	2.9	67	-	-	15.4	67	-	-
JF8	4.4	74	-	-	25.5	74	-	-
JF10	2.2	48	-	-	9.1	48	-	-
JF13	3.4	21	3.4	92	11.8	21	14.7	92
JF14	3.6	22	3.6	48	11.8	22	27.5	48
JF16	3.1	19	3.2	68	8.1	19	25.5	68
Po10	-	-	7.7	29	-	-	20.5	29
Po14	-	-	3	6	-	-	8.2	6
Média Fêmeas	3.5		4.2		14.7		19.3	
JM9	4	7	7.5	48	11.3	7	32.5	48

\*Intervalo máximo de 17 dias entre localizações consecutivas

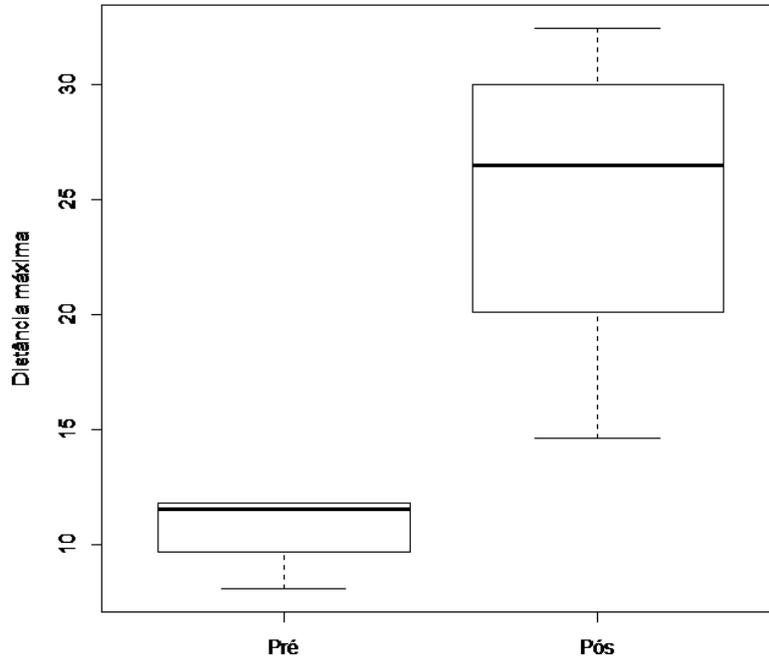


Figura 17. Comparação das distâncias lineares máximas percorridas entre localizações (Km) de quatro indivíduos de onça-pintada monitorados nos períodos pré e pós enchimento do reservatório da Usina Hidrelétrica Porto Primavera (ANOVA com aleatorização;  $P < 0,05$ ).

### Sobreposição das áreas de uso

A sobreposição média das áreas de uso (para 85% da área), avaliada em pares ( $n=5$ ) de fêmeas vizinhas foi de 16,7% na primeira etapa de monitoramento. Na segunda etapa a média total de sobreposição das áreas de uso (85%) dos pares ( $n= 6$ ) para três fêmeas e um macho vizinhos foi de 17%, enquanto que só para fêmeas ( $n=3$ ) foi de 15,9%. Para essas a sobreposição média antes do enchimento foi de 16,4% e após foi de 16,3%, não havendo, portanto, diferenças na sobreposição. Nas duas etapas de monitoramento duas fêmeas compartilharam entre 40 e 45 % de suas áreas. Na segunda etapa mãe e filha estavam juntas e separaram-se durante o monitoramento. Já na primeira etapa as relações de parentesco são desconhecidas, mas as fêmeas foram monitoradas no mesmo período e tiveram áreas de uso com dimensões semelhantes.

## Densidade

Na primeira etapa de monitoramento a média da área de uso (85%) de quatro fêmeas que tiveram sobreposição em suas áreas (16,7%) foi de 110,5 km<sup>2</sup>, a área total ocupada foi de 368 km<sup>2</sup> e a densidade resultante foi de 1,09 fêmeas/100 km<sup>2</sup>. No mesmo local, após quatro anos, na segunda etapa de monitoramento, a média das áreas de uso (85%) de três fêmeas que tiveram sobreposição (15,9%) foi de 160 km<sup>2</sup>, a área total ocupada foi de 402,8 km<sup>2</sup> e a densidade foi de 0,74 fêmeas/100 km<sup>2</sup>. Com apenas um macho monitorado a densidade estimada é de 0,67 machos/100 km<sup>2</sup>, que somado com as fêmeas resulta em 1,41 indivíduos/ 100 km<sup>2</sup>.

## Mapeamento do uso e ocupação do solo

Com a interpretação das imagens Landsat 5 de 1994 e Landsat 7 de 2008 foram identificadas 12 classes de cobertura do solo, na área pré e pós enchimento, sob influência direta do reservatório e na área à jusante da UHE Porto Primavera. Em um raio de cerca de 35 km do eixo do Rio Paraná na área do enchimento, avaliando-se 19.700 km<sup>2</sup>, a cobertura foi de aproximadamente 20% com vegetação nativa, 4% com água e o restante com área antropizada. Após o enchimento a superfície com água aumentou para 12,5% e a vegetação nativa diminuiu para 11,6%, quase a metade do que existia anteriormente, afetando principalmente as áreas baixas de várzea que ainda estavam preservadas. O restante da região foi composto por áreas modificadas, exploradas principalmente pela pecuária. Na área mais abrangente, avaliada após o enchimento, encontram-se o Parque Estadual Morro do Diabo (PEMD), São Paulo, e o Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema (PEVRI), Mato Grosso do Sul. O PEVRI está à jusante da Usina Hidrelétrica de Porto Primavera (UHEPP), na última porção livre de barragens do Rio Paraná no Brasil. Para esta área de aproximadamente 45.200 km<sup>2</sup> as imagens classificadas apresentaram quase 8% de água, 16,3% de vegetação nativa e cerca de 75% de áreas antropizadas. Nas três interpretações a ocupação predominante foi pastagem (pasto), com cerca de 50% da cobertura, demonstrando a forte influência da pecuária na região. (Tab. 5, Fig. 18 e 19).

Tabela 5. Classes de cobertura terrestre pré e pós enchimento na área de influência do reservatório da Usina Hidrelétrica Porto Primavera e pós enchimento incluindo a última área do Rio Paraná livre de barragens no Brasil.

Classes (Habitat)	Área Pré enchimento (km <sup>2</sup> )(1994) cenário 1	Proporção (%)	Área Pós enchimento (km <sup>2</sup> )(2008) cenário 2	Proporção (%)	Área Pós enchimento e área sem barragens (km <sup>2</sup> )(2008) cenário 3	Proporção (%)
Agricultura	324	1.65	88	0.45	1177	2.60
Solo exposto	1463	7.42	607	3.08	3229	7.14
Água	829	4.21	2465	12.51	3566	7.88
Cana	833	4.23	2345	11.90	5442	12.03
Pasto	10118	51.35	10498	53.28	21922	48.47
Vegetação						
Pioneira	2100	10.66	896	4.55	1843	4.07
Floresta Secundária	820	4.16	754	3.82	2201	4.87
Floresta Primária	441	2.24	197	1.00	661	1.46
Várzea	2492	12.65	1332	6.76	4441	9.82
Aluvial	113	0.57	9	0.05	71	0.16
Urbana	74	0.38	84	0.43	177	0.39
Eucalipto	96	0.49	427	2.17	496	1.10
Total	19703	100	19701	100	45224	100.00

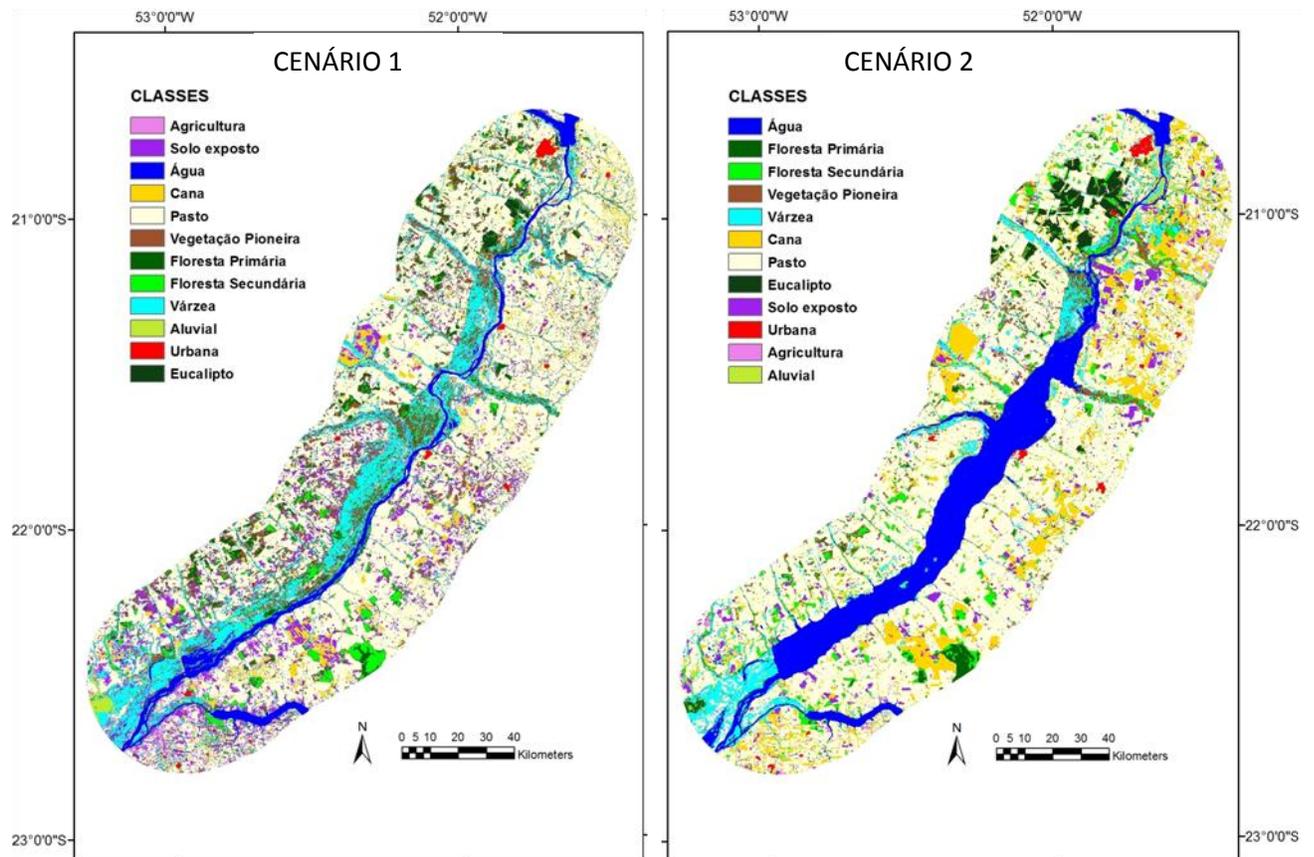


Figura 18 – Mapas de uso e ocupação do solo pré (cenário 1; 1994) e pós (cenário 2; 2008) enchimento na área sob influência direta do reservatório da Usina Hidrelétrica Porto Primavera.

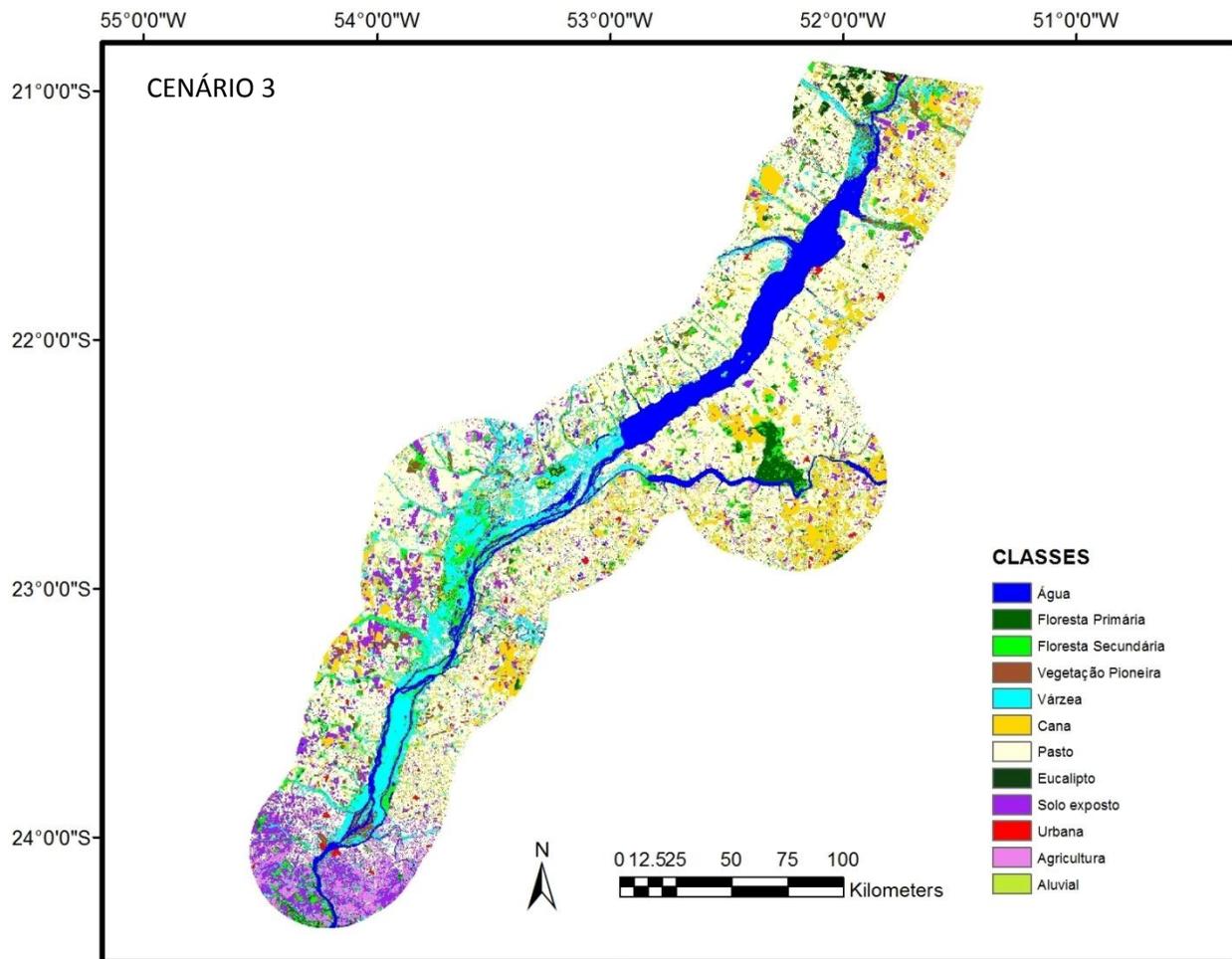


Figura 19 – Mapa de uso e ocupação do solo pós (2008) enchimento do reservatório da Usina Hidrelétrica Porto Primavera incluindo toda a várzea do Rio Paraná livre de barragens no Brasil à jusante da usina e a área florestal do Parque Estadual do Morro do Diabo.

## Seleção de habitat

A seleção de habitat, avaliada com o índice de proporção de Manly (Manly *et al.* 1972), realizada para todos os animais (*design 1*) mostrou que no cenário 1, antes do enchimento, a espécie selecionou significativamente a Várzea e Floresta Secundária, enquanto que para Florestas Aluvial e Primária, apesar de utilizadas, a seleção não foi significativa. As demais classes (Agricultura, Pasto, Cana, Solo exposto e Água) não foram selecionadas, sendo evitadas significativamente (Fig. 20; Anexo IA).

Avaliando-se o cenário 3, com uma área maior e no período pós enchimento, onde foram incluídas mais áreas de várzea à jusante do reservatório e a área florestal do PE do Morro do Diabo, foram selecionadas significativamente as Florestas Primária e Secundária, assim como a Várzea e a Vegetação Pioneira. Os demais habitats foram evitados significativamente ( $P < 0,001$ ), exceto Floresta Aluvial, em que a seleção não foi significativa (Fig. 21; Anexo IB). As florestas aluviais parecem ser utilizadas na proporção de sua representatividade regional.

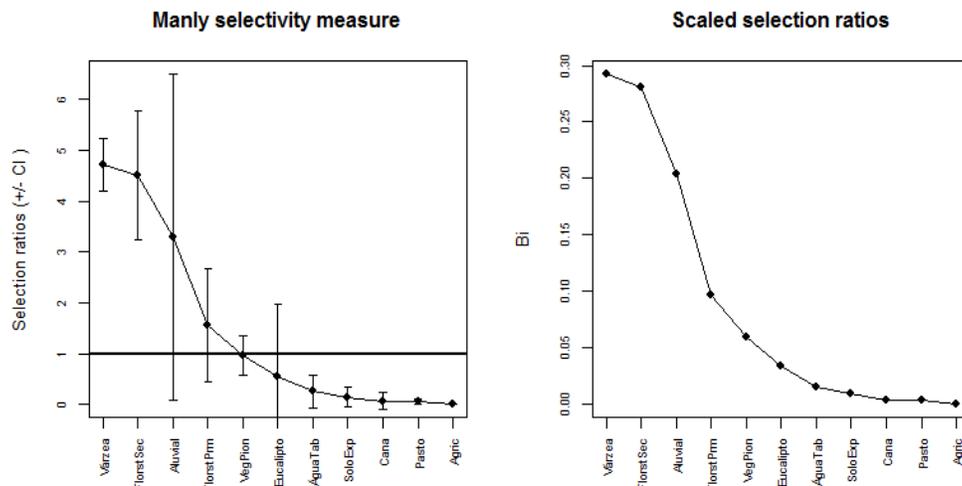


Figura 20. Índice de seleção de habitat de Manly (*Design 1*), para onças-pintadas na área sob influência direta do reservatório da Usina Hidrelétrica Porto Primavera, pré enchimento (cenário 1). (Várzea=Campos de várzea; FlorestSec=Floresta secundária; Aluvial=Floresta aluvial; FlorestPrim=Floresta primária; VegPion=Vegetação pioneira; Eucalipto=Plantação de eucalipto; ÁguaTab= Vegetação flutuante+água; SoloExp=Solo exposto; Cana=Plantação de cana; Pasto=Pastagens; Agric=Agricultura).

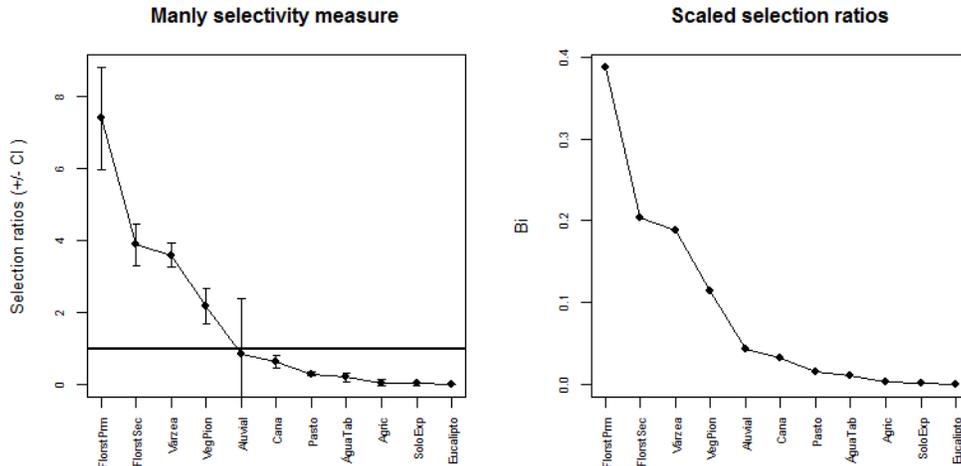


Figura 21. Índice de seleção de habitat de Manly (*Design I*), para onças-pintadas na área estendida pós enchimento incluindo à jusante da Usina Hidrelétrica Porto Primavera (cenário 3). (Várzea=Campos de várzea; FlorestSec=Floresta secundária; Aluvial=Floresta aluvial; FlorestPrim=Floresta primária; VegPion=Vegetação pioneira; Eucalipto=Plantação de eucalipto; ÁguaTab= Vegetação flutuante+água; SoloExp=Solo exposto; Cana=Plantação de cana; Pasto=Pastagens; Agric=Agricultura)

### Adequabilidade do habitat

Os resultados do índice de seletividade de Ivlev (1961), utilizado para determinar a função de adequabilidade (HS), corroboram a seleção de habitat identificada a partir do índice de Manly, selecionando (+) e evitando (-) as mesmas classes para o cenário 1. Os habitats preferenciais da espécie foram Várzea e Floresta Secundária. Pasto, que domina grande parte da paisagem, Agricultura e Solo Exposto, que são categorias antrópicas, são os mais evitados pela espécie (Tab. 6). A classe Urbana foi incluída somente para gerar o mapa de adequabilidade. Abaixo segue a Função HS, utilizada para gerar os mapas de adequabilidade.

Função HS:

$$0.6385*[florstsec]+0.2204*[florstprm]-0.0198*[vegpion]+0.6509*[varzea]-0.5919*[aguatab]-0.8801*[cana]-0.8908*[pasto]-0.7464*[soloexp]+0.5351*[aluvial]-0.2896*[eucalipto]-1*[urbana]-1*[agric]$$

O modelo de habitat resultou em um mapa de adequabilidade para o cenário 1. O cenário 2 é o mesmo mapa com a sobreposição da *layer* da área alagada,

assumindo-se que a única interferência na paisagem foi resultante do enchimento, alterando a disponibilidade dos habitats, suprimindo quase totalmente a Várzea, área mais favorável para a espécie nestes cenários (Fig. 22).

Tabela 6. Disponibilidade e uso do habitat pelas onças-pintadas monitoradas antes do enchimento (1992/95) na área de influência do reservatório da Usina Hidrelétrica Porto Primavera.

Classes (Habitat)	Número de localizações das onças	Área km <sup>2</sup>	Disponibilidade. Proporção na área de estudo (%)	Uso. Proporção das localizações (%)	Índice de seletividade de Ivlev
Agricultura	0	324	1.65	0.00	-1
Solo exposto	4	1463	7.42	1.08	-0.74639
Água	4	829	4.21	1.08	-0.59188
Cana	1	833	4.23	0.27	-0.88014
Pasto	11	10118	51.35	2.96	-0.89083
Vegetação Pioneira	38	2100	10.66	10.24	-0.01982
Floresta Secundária	70	820	4.16	18.87	0.63851
Floresta Primária	13	441	2.24	3.50	0.22038
Várzea	222	2492	12.65	59.84	0.65099
Aluvial	7	113	0.57	1.89	0.53511
Urbana	0	74	0.38	0.00	-1
Eucalipto	1	96	0.49	0.27	-0.28965
Total	371	19703	100	100	

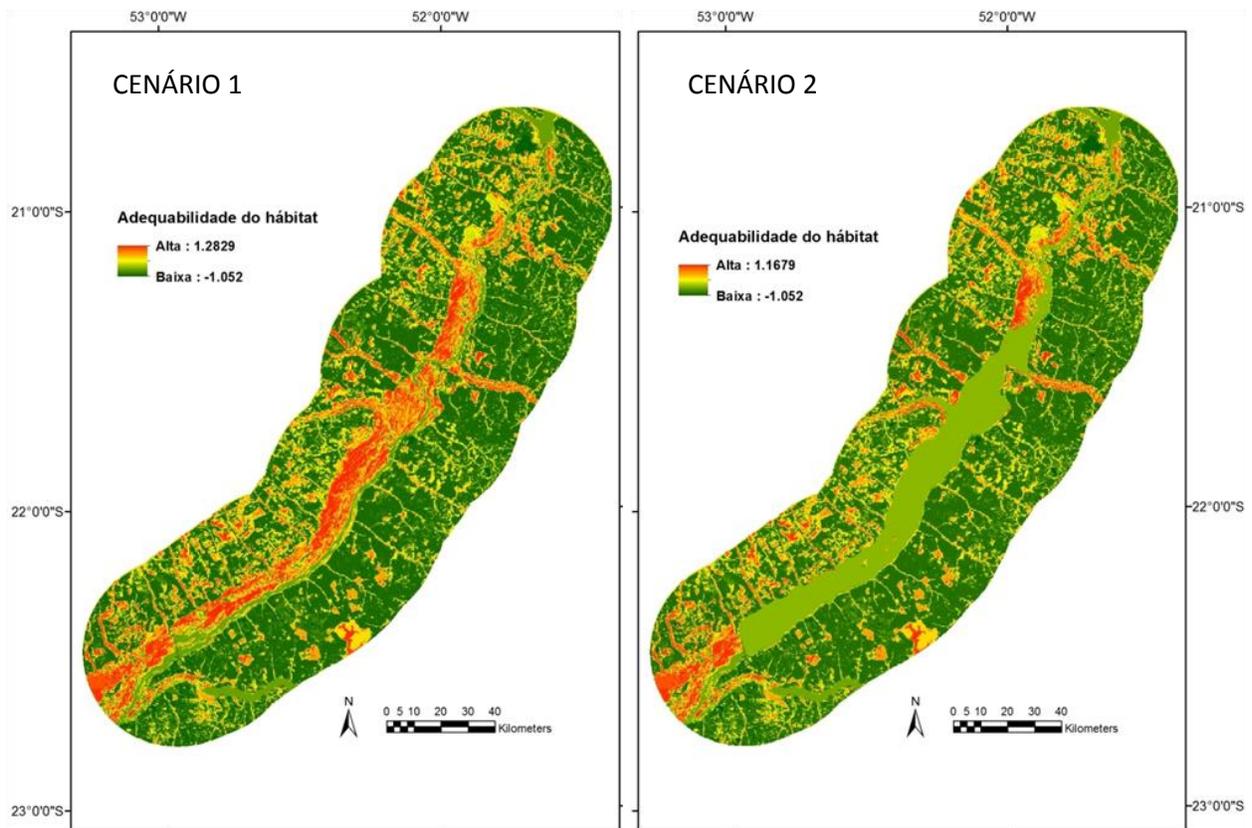


Figura 22. Mapas de adequabilidade de habitat para onça-pintada no pré (cenário 1) e pós (cenário 2) enchimento da área sob influência direta do reservatório da Usina Hidrelétrica Porto Primavera. Valores de adequabilidade do habitat variam entre 1.2829 (vermelho: mais adequado) e -1.052 (verde escuro: menos adequado).

A partir do mapa de adequabilidade para o cenário 1 o valor de limiar gerado foi de 0,42. Considerou-se, portanto, que as áreas acima deste valor nos cenários 1 e 2 são favoráveis para a ocorrência da espécie na região. Os mapas foram reclassificados em duas classes, quantificando-se as zonas favoráveis ou não para a espécie (Fig. 23; Tab. 7). Houve uma grande redução das áreas favoráveis, restando apenas uma área maior contínua à jusante com adequabilidade e uma área isolada ao norte, além de muitas manchas pequenas. Apesar de não ser significativa a diferença entre o número de fragmentos de acordo com seu tamanho, cabe salientar que antes do enchimento havia 15 fragmentos de habitats favoráveis acima de 10 km<sup>2</sup> e 4 acima de 100 km<sup>2</sup>, enquanto que após o alagamento apenas 5 fragmentos têm mais de 10 km<sup>2</sup>. O único com mais de 100 km<sup>2</sup> está à jusante da barragem (Fig. 24).

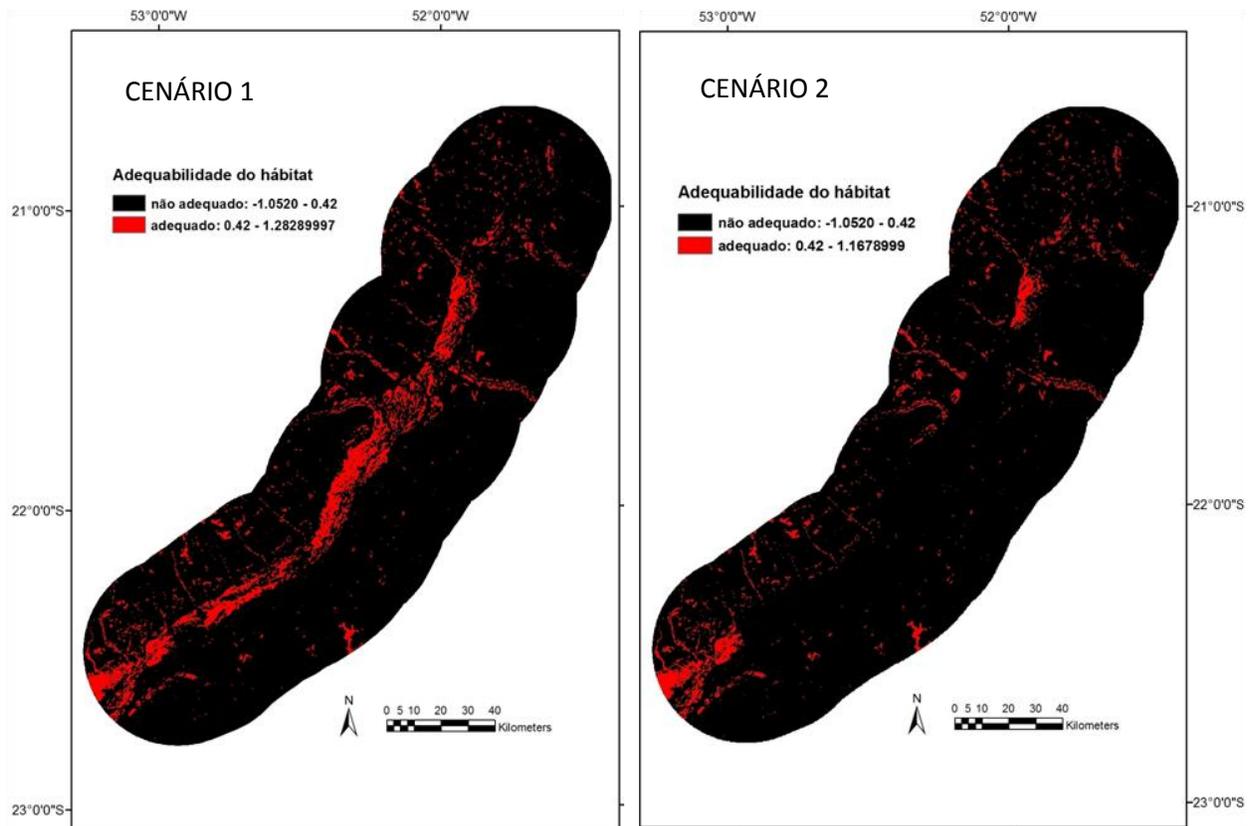


Figura 23. Mapas de adequabilidade de habitat para a onça-pintada reclassificados em duas classes (não adequado: -1,0520 a 0,42 (preto) e adequado: 0,42 a 1,28289 (vermelho)) baseando-se no limiar de adequabilidade (0,42), no pré (cenário 1) e pós (cenário 2) enchimento da área sob influência direta do reservatório da Usina Hidrelétrica Porto Primavera.

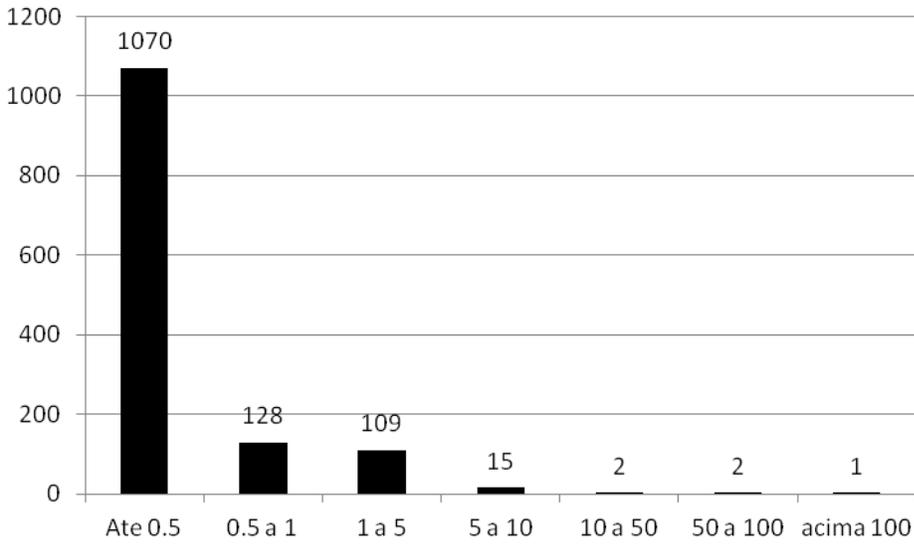
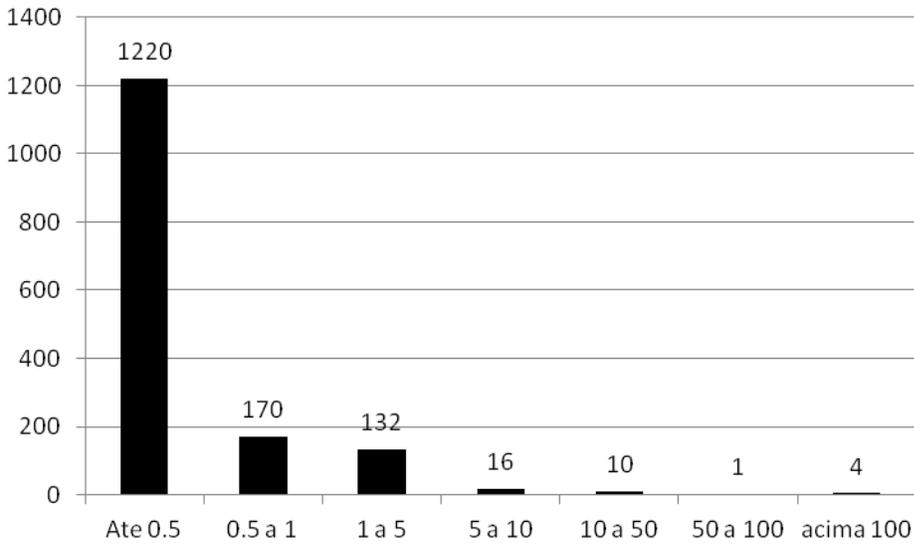


Figura 24. Número de fragmentos favoráveis para onças-pintadas e seus respectivos tamanhos (km<sup>2</sup>) pré (cenário 1) e pós (cenário 2) enchimento na área alagada pelo reservatório da Usina Hidrelétrica Porto Primavera.

Tabela 7. Somatório das áreas com habitat favorável para onça-pintada, nos períodos de pré e pós enchimento do reservatório da Usina Hidrelétrica Porto Primavera nos três cenários avaliados e nas Unidades de Conservação do Alto Paraná, e número estimado de indivíduos (média (min - máx) que a região comporta, de acordo com as densidades (média:1,13 - mín: 0,84 - máx: 1,41) estimadas na região.

Área avaliada	Habitat favorável (km <sup>2</sup> )	Nº de indivíduos
Cenário 1 (Pré)	1618	18 (14 - 23)
Cenário 2 (Pós)	895	10 (7-13)
Cenário 3	4091	46 (34-57)
PE V. do Rio Ivinhema	520	6 (4-7)
UCs *	1272	14 (11-18)

\* Parques Estaduais Várzeas do Rio Ivinhema (MS); Morro do Diabo, Aguapeí e Peixe, (SP); Parque Nacional de Ilha Grande (PR).

Com a diminuição dos habitats potenciais para a espécie os indivíduos passaram a ocupar as áreas de fazendas, com poucos refúgios, e predando animais domésticos. Quinze meses após o início do enchimento do reservatório da UHEPP três dos quatro animais monitorados pré e pós enchimento foram mortos em conflitos com pecuaristas em retaliação à predação de animais domésticos.

Para o cenário 3 o mapa de adequabilidade gerado pelo modelo de habitat de Cullen *et al.* (não publicado) via RAMAS foi reclassificado em duas classes baseado no valor de limiar (1,808), bem como para as Unidades de Conservação (UCs) da região. Na várzea, à jusante da barragem, ainda há grandes áreas com adequabilidade para onça-pintada. A maior parte destas áreas estão em UCs (Fig. 25; Tab. 7).

Com o enchimento do reservatório foi subtraída quase metade da área de habitat favorável para a espécie, comparando-se os cenários 1 (1.618 km<sup>2</sup>) e 2 (895 km<sup>2</sup>), além de 15% de toda área favorável remanescente do Alto Paraná (Tab. 7). Atualmente, 31% desta está em UCs, sendo 13% no PE Várzeas do Rio Ivinhema, que foi criado como medida compensatória pelo enchimento do reservatório (Tab. 7).

Com os valores do tamanho das áreas com adequabilidade ambiental, foi calculado a partir das densidades estimadas para a espécie na região (0,84 indivíduos/100 km<sup>2</sup> (Sana, não publicado) e 1,41 indivíduos/100 km<sup>2</sup> (esta dissertação)), que nas áreas remanescentes do Alto Rio Paraná há ambiente adequado para cerca de 46 indivíduos, 30% desses em UCs (Tab 7).

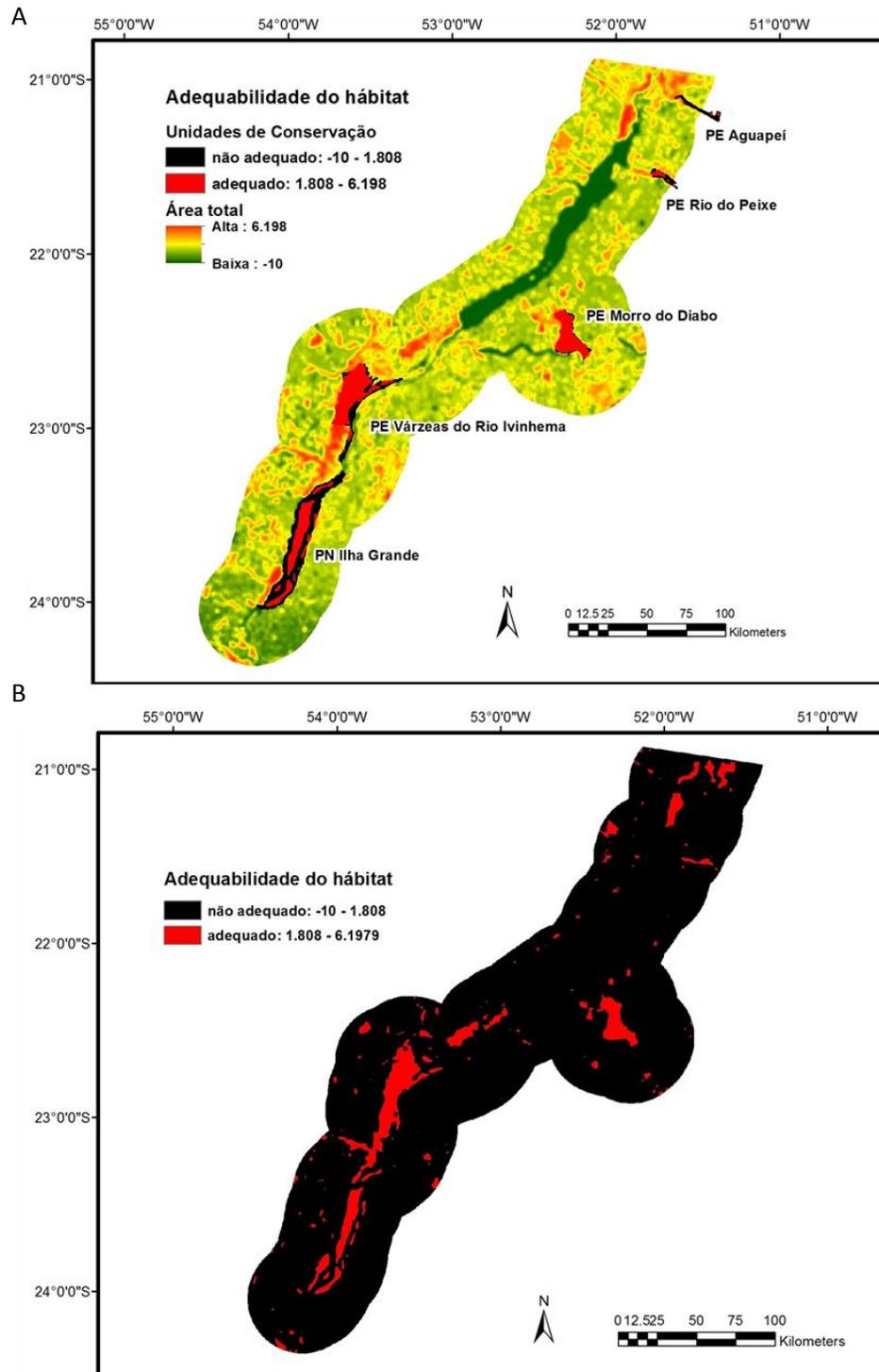


Figura 25. Cenário 3: A - adequabilidade de habitat para a onça-pintada para toda área (-10 a 6,198) com reclassificação em duas classes apenas para as Unidades de Conservação (não adequado: -10 a 1,808 [preto] e adequado: 1,808 a 6,198 [vermelho] - Parques Estaduais Aguapeí, Rio do Peixe e Morro do Diabo em São Paulo; P. E. Várzeas do Rio Ivinhema no Mato Grosso do Sul e Parque Nacional Ilha Grande no Paraná); B - reclassificação em duas classes de toda a área (não adequado: -10 a 1,808 [preto] e adequado: 1,808 a 6,198 [vermelho]) baseando-se no limiar de adequabilidade 1,808.

## DISCUSSÃO

### Tamanho das áreas de uso

As áreas de uso (contornos de 85%) das fêmeas (n=8) não influenciadas pelo enchimento da UHEPP variaram de 27 a 190 km<sup>2</sup>, com média de 78 km<sup>2</sup>. O único macho ocupou uma área de 111 km<sup>2</sup>. Para as fêmeas (n=3) monitoradas no mesmo período em que o macho foi monitorado a média da área de uso foi de 50 km<sup>2</sup>. Grandes variações do tamanho da área de uso foram encontradas também nos diferentes ambientes em que a espécie ocorre ao longo de sua distribuição geográfica (Tabela 8).

O macho apresentou o dobro da média de área de uso das três fêmeas monitoradas no mesmo período (1998-2002), de forma similar ao que é encontrado em outras regiões para a espécie, onde machos cobrem áreas de duas ou três fêmeas devido ao sistema reprodutivo polígino da espécie. Na mesma região, a jusante da barragem, em área similar de várzea, usando-se o mesmo estimador e proporção de área (85%) duas fêmeas usaram em média 130 km<sup>2</sup> e um macho usou 147 km<sup>2</sup> (Cullen 2006). Em área florestal, também no Alto Rio Paraná, a média de uso para cinco fêmeas foi 60 km<sup>2</sup> e 162 km<sup>2</sup> para dois machos (Cullen 2006).

O tamanho das áreas de vida para carnívoros de hábitos solitários geralmente está relacionado à disponibilidade de recursos alimentares para fêmeas e para machos, que também são influenciados pela disponibilidade de fêmeas receptivas (Sandell, 1989). A relação entre área de uso e disponibilidade de presas é também atribuída a outros felinos como o tigre (*Panthera tigris*) (Karanth *et al.* 2004) e o lince canadense (*Lynx canadensis*), que tem sua área de uso ampliada com a diminuição das presas (Ward e Krebs 1985). Nessa perspectiva, comparando-se a média menor das áreas de uso das fêmeas à montante da barragem com a média maior das fêmeas monitoradas à jusante, há uma indicação de que a área afetada pelo enchimento teria maior disponibilidade de presas e conseqüentemente estaria mais preservada do que a área à jusante. Porém as sobreposições médias de áreas de uso, que variaram entre 16 e 17 % foram similares ao encontrado por Cullen (2006) à jusante do reservatório. Já na área florestal Cullen (2006) encontrou uma sobreposição de 25% e 32% para fêmeas e machos respectivamente, indicando maior disponibilidade de presas do que

nas áreas de várzea, além de uma menor disponibilidade de cursos d'água, o que pode influenciar no padrão de distribuição. A sobreposição de 45% na área observada para um par de fêmeas ocorreu por serem mãe e filha e estarem parte do período de monitoramento andando associadas. Outro par também teve grande sobreposição (40%) podendo indicar que também tenham existido relações próximas de parentesco, apesar de não comprovado.

Tabela 08. Tamanho das áreas de uso de onça-pintada estimadas por *Mínimo Polígono Convexo* (100%) e *Fixed Kernel* em diferentes locais de estudo ao longo de sua distribuição geográfica.

Áreas de uso (Km <sup>2</sup> )		Habitat	Fonte	País
Male (n)	Female (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 (2)	32.3 (3)	Pantanal	Schaller & Crawshaw (1980)	Brasil
152.4 (1)	139.6 (4)	Pantanal	Crawshaw & Quigley (1991)	Brasil
130 (1)	49 (2)	Llanos	Scognamillo <i>et al.</i> (2002)	Venezuela
56 (7)	39 (2)	Floresta	Crawshaw <i>et al.</i> (2004)	Brasil/Argentina
265 (2)	228 (1)	Cerrado	Silveira (2004)	Brasil
162 (2)	60 (5)	Floresta	Cullen (2006) <sup>1</sup>	Brasil
147 (1)	130 (2)	Várzea	Cullen (2006) <sup>1</sup>	Brasil
140 (3)	62 (4)	Pantanal	Cavalcanti & Gese (2009) <sup>2a</sup>	Brasil
166 (5)	64 (2)	Pantanal	Cavalcanti & Gese (2009) <sup>2b</sup>	Brasil
111(1)	78 (8)	Várzea	Este estudo <sup>1;3</sup>	Brasil
149(1)	133 (10)	Várzea	Este estudo <sup>1;4</sup>	Brasil

<sup>1</sup>Estimador Fixed Kernel (85%)

<sup>2a</sup>Estimador Fixed Kernel (90%), estação chuvosa; <sup>2b</sup>Estimador Fixed Kernel (90%), estação seca

<sup>3</sup>Média das áreas de uso sem influência do enchimento da UHEPP

<sup>4</sup>Média das áreas de uso sem influência do enchimento da UHEPP

Logan e Sweanor (2001) não encontraram relação significativa entre áreas de uso de onças-pardas (*Puma concolor*) e abundância de sua presa principal, o veado-de-cauda-branca (*Odocoileus virginianus*). Portanto a determinação do tamanho da área de uso, a sobreposição e densidade de predadores podem depender de outras relações intra e interespecíficas como competição, acasalamento, territorialidade, além da influência do tipo de ambiente em que ocorrem e interações com o ser humano, incluindo resposta a impacto ambiental ou à perseguição direta da espécie.

Apesar de não haver diferenças significativas para as áreas de uso entre estação seca e chuvosa para as cinco fêmeas monitoradas entre 1992 e 1995, a área usada na seca foi 28 % maior. Da mesma forma Cullen (2006) encontrou a área de uso média na estação seca 32% maior que na chuvosa em área similar de várzea para duas fêmeas e um macho. Em área florestal esta diferença foi apenas 6% maior. O nível das águas nas várzeas aumenta na estação chuvosa propiciando alagamentos de extensas áreas na planície de inundação do Rio Paraná, tornando as superfícies secas menos disponíveis, podendo haver maior concentração de presas e da onça, diminuindo sua área de uso de maneira semelhante ao que acontece no Pantanal (Crawshaw & Quigley 1991). Para a área de floresta no Alto Paraná não há tantas diferenças, pois quase não é afetada pelas cheias (Cullen 2006). Nas duas áreas de várzea havia possibilidade de uso do gado bovino como recurso para as onças, o que pode aumentar muito a biomassa de presas acessíveis (Schaller & Crawshaw 1980; Polisar *et al.* 2003). Isso pode equilibrar a oferta de recursos não sendo a disponibilidade de presas determinante para as diferenças. Predação sobre o gado foram comprovadas. Porém não foram avaliadas as diferenças sazonais nas densidades de presas naturais para argumentos mais conclusivos.

Em relação à comparação das áreas de uso antes e depois do enchimento do reservatório da UHEPP, as áreas após esse período, consideradas a partir da data do início do enchimento, foram significativamente maiores tanto na análise dos mesmos animais monitorados (n=4) antes e após o enchimento, quanto para todos os indivíduos (n=11) na área do enchimento de 1992 a 2002. A média após o enchimento para as fêmeas foi de 197 km<sup>2</sup> (n=5). Com o enchimento os animais passaram a ocupar novos

locais, fora de suas áreas habituais de ocorrência e da planície de inundação. Primeiramente, com a área de várzea não totalmente suprimida e com a formação de algumas ilhas, ainda ocupavam estes locais, adicionalmente às áreas mais degradadas com maior exploração pela pecuária. Após a conclusão do enchimento a ocupação ficou restrita a áreas degradadas, aumentando o contato com animais domésticos e a proximidade do homem nas áreas das fazendas. Essas tinham pouca disponibilidade de refúgios ou mesmo de presas naturais, que foram também afetadas pelo enchimento (Mourão & Campos 1998; Piovezan *et al.* 2001). Possivelmente a redução das áreas favoráveis para a espécie, a exploração de novas áreas, a falta de refúgios e de presas naturais e até o maior contato com o homem, influenciaram neste aumento significativo das áreas de uso.

A média de deslocamentos lineares entre localizações não apresentou diferença significativa para antes e após o enchimento. Continuaram com o padrão de deslocamento mesmo ocupando novas áreas. Apenas os deslocamentos máximos dos indivíduos foram significativamente maiores após o enchimento, provavelmente em movimentos exploratórios pela busca de áreas novas fora daquelas habitualmente ocupadas.

## **Densidade**

Tanto o tamanho da área de uso como a densidade populacional da onça-pintada é influenciada pela disponibilidade de presas (Crawshaw & Quigley 1991; Aranda 2002; Scognamillo *et al.* 2002). Baseando-se nas áreas de uso dos indivíduos a densidade encontrada na região de estudo foi de 1,4 ind./100 km<sup>2</sup>, estando entre as estimativas mais baixas para a espécie. Porém é quase o dobro do P.E. Várzeas do Rio Ivinhema, área similar à jusante da UHPP, com densidade de 0,84 ind./100 km<sup>2</sup>, estimada com o uso de armadilhas fotográficas e considerando-se os habitats favoráveis disponíveis para a espécie (dados não publicados). Em área florestal a estimativa da densidade foi de 2,2 ind./100 km<sup>2</sup> com uso de armadilhas fotográficas e 2,3 ind./100 km<sup>2</sup> por radiotelemetria (Cullen *et al.* 2005). Também, em ambiente florestal, mais ao sul, ainda na mesma Ecorregião das Florestas do Alto Paraná (Corredor Verde - Brasil/Argentina), as estimativas com armadilhas fotográficas em três

áreas foram expressivamente menores do que em outras regiões, resultando em uma média de 0,54 (EP=0,31) ind./100 km<sup>2</sup> (Paviolo *et al.* 2008), sendo as mais baixas encontradas para a espécie. Crawshaw (1995) estimou 3,7 ind./100 km<sup>2</sup> para o PN de Iguazu e, 20 anos após, a densidade foi estimada de 2 a 7,5 vezes mais baixa para a mesma região (Paviolo *et al.* 2008).

No Pantanal foram estimadas densidades de 2,9 ind./100 km<sup>2</sup> (Schaller & Crawshaw 1983) e 6,5 ind./100 km<sup>2</sup> (Soslai & Cavalcanti 2006). Para o Cerrado Silveira (2004) estimou 2 ind./100 km<sup>2</sup>. Silver *et al.* (2004) obtiveram densidades entre 2,8 e 8,8 ind./100 km<sup>2</sup> utilizando armadilhas fotográficas no Chaco, Amazônia boliviana e floresta tropical em Belize.

Uma boa base de presas é essencial para a manutenção de populações saudáveis de onças-pintadas (Hoogesteijn & Mondolfi 1992; Crawshaw 1995). Portanto a baixa densidade da espécie no Alto Paraná pode estar associada à baixa disponibilidade de presas naturais pela caça e degradação ambiental. Contribuem também a alteração dos habitats favoráveis à espécie e a perseguição direta como retaliação por predação sobre animais domésticos, conforme observado na área de estudo e em grande parte da Ecorregião Florestas do Alto Paraná (Crawshaw 2002 ; Paviolo *et al.* 2008).

### **Seleção de habitat**

Poucos estudos investigaram o uso dos habitats por onça-pintada. Apenas recentemente foi publicada uma análise mais detalhada de seleção de habitat pela espécie (Cullen *et al.* 2013), também na região do Alto Paraná. Nos dois cenários avaliados no presente estudo, tanto para a área mais restrita quanto para toda planície de inundação do Rio Paraná, incluindo a área florestal do Morro do Diabo, a onça-pintada selecionou principalmente áreas de várzea e floresta, evitando os habitats transformados por uso antrópico, corroborando em parte com o trabalho de Cullen *et al.* (2013). Este encontrou que na área predominantemente florestal do Morro do Diabo foram selecionadas preferencialmente várzea e floresta primária, evitando áreas antropizadas. Porém na área do Ivinhema, com predomínio de ambientes não

florestais, foram selecionadas várzeas e pastagens com intensiva presença de gado, enquanto que os fragmentos florestais foram evitados. Maiores comparações não podem ser feitas, pois neste estudo não foram realizadas análises mais detalhadas de segunda ordem (seleção feita pelos animais individualmente, avaliando-se a população em toda área de estudo) e terceira ordem (seleção dentro das áreas de uso avaliando-se cada indivíduo e a disponibilidade de habitat) como avaliado por Cullen *et al.*(2013).

Além da preferência da onça por áreas úmidas, como descrito historicamente (Miller 1930), o uso antrópico mais intensivo dos terrenos mais altos com agropecuária podem influenciar sua ocupação na paisagem, mantendo a espécie restrita às áreas de várzea e florestas próximas. A maior presença de presas naturais nessas áreas ou mesmo o gado criado em áreas mais remotas e de maneira menos controlada podem também favorecer a presença da espécie e influenciar a seleção dos habitats.

Nos dois cenários avaliados na planície de inundação do Rio Paraná, os habitats selecionados e relacionados às áreas úmidas estão de acordo com outros trabalhos que se referem aos utilizados pela espécie (Mandolfi & Hoogesteijn 1986; Crawshaw & Quigley 1991; Sollmann *et al.* 2012), demonstrando a associação da onça-pintada com corpos d'água.

Com a inundação do reservatório da UHPP grande parte do ambiente de várzea positivamente selecionado pela espécie foi suprimido. Portanto, áreas de ambiente similar à jusante da usina devem ser conservados como medidas compensatórias pelo enchimento, visando à conservação da onça-pintada.

### **Adequabilidade de habitat**

O modelo de habitat para a onça-pintada mostrou que as áreas mais próximas ao Rio Paraná e seus tributários têm maior adequabilidade para a espécie. Portanto a planície de inundação deste rio, nos dois cenários, mostrou-se mais adequada para a espécie ressaltando a importância das várzeas para a conservação da onça-pintada, sendo tão importante quanto as áreas florestais na Ecorregião Florestas do Alto Paraná, como descrito por Ferraz *et al.* (2012) na avaliação da adequabilidade da Mata Atlântica. No cenário três (abrangendo a segunda área, de tamanho maior, envolvendo

as UCs da região e a última área livre de barragens do Rio Paraná, a jusante da UHEPP), o PE do Morro do Diabo é o único ambiente florestal. Somado às várzeas estes ambientes possibilitam a manutenção de subpopulações da espécie que está estruturada como metapopulação na região (Cullen 2006; Haag *et al.* 2010) como observado por Cullen *et al.* (2005).

No primeiro cenário a área com maior adequabilidade é justamente aquela mais afetada pelo enchimento do reservatório, suprimindo mais da metade da área potencial para a onça-pintada e reduzindo a capacidade de suporte de 18 para 10 indivíduos, levando-se em consideração o limiar de adequabilidade. Porém mesmo os fragmentos favoráveis que restaram à montante são, na grande maioria pequenos, e estão dispersos na matriz sem a conectividade das várzeas apresentada anteriormente. Tanto as onças quanto suas presas naturais foram afetadas em larga escala com o enchimento (Mourão & Campos 1998; Piovezan *et al.* 2001). Assim as onças afastadas de seu habitat preferencial passaram a ocupar pequenos fragmentos em fazendas com maior proximidade do gado e do homem, aumentando as possibilidades de conflitos. Ao menos quatro das seis onças monitoradas, além de um macho jovem que estava com sua mãe sendo monitorada, foram mortas em retaliação à predação sobre animais domésticos. Outros seis indivíduos foram capturados e retirados da área sob a mesma ameaça. Após quatro anos e dez meses do início do enchimento em novembro de 1998 e após dois anos e seis meses da segunda etapa do enchimento em março de 2001, que praticamente terminou de suprimir as várzeas da montante, a última onça-monitorada na região foi morta. Após setembro de 2003, até 2010, algumas ocorrências esporádicas foram relatadas por moradores locais, cerca de uma por ano. Se verdadeiras estas ocorrências provavelmente são de animais em trânsito, pois não foram mais confirmados registros para a área, evidenciando um processo de extinção local desta subpopulação.

No terceiro cenário, já sem a área suprimida pelo enchimento e que resultou na perda de 18% de toda área favorável remanescente no Alto Paraná, aproximadamente 31% do habitat potencial está protegido em Unidades de Conservação (UCs). Esta área comporta cerca de 50 indivíduos adultos, ou mais se considerarmos a estimativa

de 2,2 ind./ 100 km<sup>2</sup> para áreas florestais como o PE do Morro do Diabo. A criação do PE das Várzeas do Rio Ivinhema como medida compensatória pela construção da UHPP foi de grande importância para a conservação da espécie, protegendo uma área núcleo da população, já que a espécie persiste mais em áreas protegidas e com baixa densidade humana (De Angelo *et al.* 2013). Porém esta UC deve ser ainda efetivada. Para a conservação ao longo prazo as demais áreas de várzeas adjacentes devem ser conservadas, assegurando-se conexões entre as principais UCs, além da coibição da caça, para que um mínimo viável de indivíduos possam ocorrer nesta região (Cullen 2006). Adicionalmente, um grande esforço de manejo da paisagem é necessário para restaurar a conectividade com áreas mais ao sul da Ecorregião Florestas do Alto Paraná (De Angelo *et al.* 2013), reduzindo os efeitos prejudiciais do isolamento de subpopulações (Haag *et al.* 2010).

Diversos fatores relacionados ao habitat devem ser considerados na conservação da onça-pintada como relações intra e interespecíficas além dos impactos antrópicos. O presente trabalho contribui para um maior conhecimento referente ao habitat potencial para a espécie e para estimativas do grande impacto causado pelo homem na região, além da avaliação do status da população visando auxiliar nas decisões de manejo para a conservação na região do Alto Paraná. Porém os estudos devem ser continuados nas avaliações das mudanças de origem antrópica na paisagem, nos conflitos com o homem, predação de animais domésticos e na disponibilidade de presas, com o objetivo de auxiliar nas ações de conservação.

## **CONSIDERAÇÕES FINAIS**

A presente dissertação versa sobre efeitos de um grande impacto ambiental de origem antrópica atingindo não só a onça-pintada, mas todo o ecossistema regional. A conservação da espécie focal, por ser uma espécie "guarda-chuva", propicia teoricamente a conservação de todo o ambiente e das espécies que nele coocorrem. Portanto, da mesma forma se a onça-pintada é atingida por um evento de impacto

ambiental e suas consequências, a ponto de ser extinta localmente, é certo que houve ou haverá repercussão em todo o ambiente que ocupava.

O impacto foi avaliado em relação aos efeitos do enchimento do reservatório da UHPP sobre dois aspectos referentes à onça-pintada: a influência sobre o comportamento espacial da espécie, avaliando-se áreas de uso, deslocamentos e sobre o habitat adequado através de seleção e modelagem seu reflexo no status populacional.

A modelagem de habitat, amplamente utilizada na última década, é uma ferramenta útil mas pouco usada nas avaliações de impactos ambientais. Conforme os resultados obtidos, pode ser de grande valia, inclusive considerando a previsibilidade do dano ainda não ocorrido, já que são modelos preditivos, podendo embasar medidas mitigadoras ou compensatórias.

A baixa densidade de onças-pintadas na região, mesmo antes do impacto, pode ser indicativo de um ambiente já degradado pela ocupação antrópica. Porém, a população mantinham-se na região mesmo com a pressão da agropecuária e conflitos com o homem, pela caça direta em retaliação à predação de animais domésticos ou por esporte, ou ainda de suas presas naturais para consumo e/ou esporte. Mesmo se a população local estivesse fadada à diminuição ou extinção no longo prazo, o enchimento do reservatório foi o fato determinante para que isso acontecesse em curto espaço de tempo, afetando diretamente a área com melhor adequabilidade para a espécie, deixando-a mais exposta em suas novas áreas de uso, fora das regiões mais adequadas.

Com os resultados da seleção de habitat da espécie na região, identificando as preferências pelas várzeas e florestas, evitando a paisagem transformada pelo homem e indicando áreas importantes para a conservação, é possível determinar medidas de conservação e manejo, mantendo as áreas preferenciais e restaurando corredores. Mesmo estando a região de estudo situada dentro da Ecorregião Florestas do Alto Paraná, estando as florestas historicamente degradadas, é nas várzeas que a espécie encontra maior refúgio e essas devem ter prioridade na conservação regional, já que

muitas vezes são negligenciadas e tratadas como categorias menos importantes que as florestas, permitindo-se sua degradação.

A criação do PE das Várzeas do Rio Ivinhema foi uma ótima medida compensatória para a conservação da onça-pintada e de outras espécies que ocupam as várzeas. Essa é uma das maiores compensações de impacto ambiental, se não a maior, que tenho conhecimento, e devem ser exigidas em outros impactos desta monta, se não forem evitados. O PE protege uma área núcleo das várzeas remanescentes do Rio Paraná e é vital para o fluxo de indivíduos na região. Porém o parque deve ser mantido com fiscalização, prevenção ao fogo e o gado deve ser totalmente retirado. Assim poderá haver o restabelecimento das populações de presas naturais na área, que aparentemente apresentam também baixa densidade, considerando os trabalhos preliminares lá realizados.

Apesar de muitos aspectos da onça-pintada na região serem conhecidos, estudos de longo prazo de monitoramento destas populações, de suas presas naturais, dos conflitos com o homem e de impactos ambientais devem ser continuados para que estratégias de conservação e manejo sejam cada vez mais acertadas.

As questões relacionadas com a produção de energia no país estão sempre em voga e a ampliação da matriz energética já prevista é tratada como vital para o crescimento econômico. Este modelo de crescimento com a demanda de energia incentiva a construção de grandes hidrelétricas ou de uma série de pequenas (PCHs), causando danos irreversíveis na paisagem e para as espécies associadas. Quanto a sociedade estaria disposta a pagar econômica e ambientalmente para a obtenção de energia? Apesar de muitas outras histórias que possam ser contadas, a das onças de Porto Primavera, conforme aqui relatado, é parte deste alto custo. Cabe a sociedade optar pela continuidade deste modelo ou exigir que alternativas mais sustentáveis sejam desenvolvidas e aplicadas.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agostinho, A. & Zalewski M. 1996. *A planície alagável do alto rio Paraná: importância e preservação*. EDUEM, Maringá, BR.
- Akçakaya, H.R. 2000. Viability analyses with habitat-based metapopulation models. *Population Ecology* **42**:45-53
- Akçakaya, H.R. 2004. Using models for species conservation and management: an introduction. In *Species Conservation and Management, Case Studies*. (eds Akçakaya, H.R., Burgman, M.A., Kindvall, O., Wood, C.C., Sjogren-Gulve, P., Hatfield, J.S and McCarthy, M.A), pp. 3-14, Oxford University Press, New York.
- Akçakaya, H.R. 2005. *RAMAS GIS: Linking Spatial Data with Population Viability Analysis*. Version 5.0. Applied Biomathematics, Setauket, New York.
- Akçakaya, H. R., & J. L. Atwood. 1997. A habitat-based metapopulation model of the California Gnatcatcher. *Conservation Biology* **11**:422–434.
- Akçakaya, H. R., & M. G. Raphael. 1998. Assessing human impact despite uncertainty viability of the northern spotted owl metapopulation in the northwestern USA. *Biodiversity and Conservation* **7**:875–894.
- Anderson, D.P., Forester, J.D., Turner, M.G., Frair, J.L., Merrill, E.H., Fortin, D., Mao, J.S. & Boyce, M.S. 2005. Factors influencing female home range sizes in elk (*Cervus elaphus*) in North American landscapes. *Landscape Ecology*, **20**, 257–271.
- Aranda, M. 2002. Importancia de los pecarís para la conservación del jaguar en México. In *El jaguar en el nuevo milenio* (eds R.A. Medellín, C. Equihua, Ch.L. Chetkiewicz, P.G. Crawshaw, A. Rabinowitz, K.H. Redford *et al.*), pp. 101-106. Editorial Ediciones Científicas Universitarias, DF, México.
- Beschta, R.L. & Ripple, R.J. 2009. Large predators and trophic cascades in terrestrial ecosystems of the western United States. *Biol. Conserv.* **142**, 2401–2414.
- Biesiegel, B.M.; D.A. Sana & E.A. Moraes Jr. 2012. The jaguar in the Atlantic Forest. *Cat News* Special Issue 7: 14-18.
- Börger, L., Dalziel, B.D. & Fryxell J.M. 2008. Are there general mechanisms of animal home range behaviour? A review and prospects for future research. *Ecology Letters* **11**:637–650.
- Breitenmoser C & U. Breitenmoser (eds.) 2008. The Jaguar in Brazil. *Cat News*, Special Issue N°4. Cat Specialist Group, IUCN, Bern, Switzerland
- Breitenmoser C & U. Breitenmoser (eds). 2012. Jaguar in Brazil. *Cat News*, Special Issue N°7. Cat Specialist Group, IUCN, Bern, Switzerland
- Burt, W. H. 1943. Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *Journal of Mammalogy* **24**:346–352.

- Calenge, C. 2011. Exploratory Analysis of the Habitat Selection by the Wildlife in R: the adehabitat HS Package Disponível em < <https://www.faunalia.it/animove/trac/>>. Auffargis, France.
- Cardillo, M., Purvis, A., Bielby, J., Mace, G.M., Sechrest, W. & Gittleman, J.L., 2004. Human population density and extinction risk in the world's carnivores. *PLoS Biol.* 2, 909–914.
- Cavalcanti, S.M.C. & E.M.Gese. 2009. Spatial ecology and social interactions of jaguars (*Panthera onca*) in the southern Pantanal, Brazil. *Journal of Mammalogy* 90:935-945.
- Ceballos, G.; Chávez, C.; Rivera, A.; Manterota, C. & Wall, B. 2002. Tamaño poblacional y conservación del jaguar en la reserva de la biosfera Calakmul, Campeche, México In *El Jaguar En El Nuevo Milenio* (eds R.A. Medellín, C. Equihua, C.B. Chetkiewicz, P.G. Crawshaw Jr., A. Rabinowitz, K.H. Redford, J.G. Robinson, E.W. Sanderson, and A.B. Taber), pp. 403-411, Fondo de Cultura Económica, Universidad Nacional Autónoma de México, and the Wildlife Conservation Society, México.
- Cerqueira, R.; Brant, A.; Nascimento, M. T. & Pardini, R. 2003. Fragmentação: alguns conceitos. Pp. 23-40. In: D. M. Rambaldi & D. A. S. de Oliveira (orgs.), *Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas*. Ministério do Meio Ambiente: Brasília, DF.
- CESP (Companhia energética de São Paulo), 2009. Usina Hidrelétrica de Porto Primavera. Disponível em <[http://www.cesp.com.br/portalCesp/portal.nsf/V03.02/Empresa\\_UsinaPorto?OpenDocument](http://www.cesp.com.br/portalCesp/portal.nsf/V03.02/Empresa_UsinaPorto?OpenDocument)> Acessado em 4.set.2013
- Crawshaw Jr., P.G. 1995. *Comparative ecology of ocelot (Felis pardalis) and jaguar (Panthera onca) in a protected subtropical forest in Brazil and Argentina*. Ph.D.Thesis, University of Florida, Gainesville, USA.
- Crawshaw Jr., P. G. 1997. Recomendações para um Modelo de Pesquisa em Felídeos Neotropicais. In C. V. Padua e R. E. Bodmer (orgs.), *Manejo e Conservação de Vida Silvestre no Brasil*, pp.70-94. Ed. Littera Maciel Ltda, Contagem. BR
- Crawshaw Jr., P.G. & Quigley, H.B. 1991. Jaguar spacing, activity and habitat use in a seasonally flooded environment in Brazil. *Journal of Zoology* 223:357-370.
- Crawshaw, Jr, P.G. 2002. Mortalidad inducida por humanos y conservación de jaguares: el Pantanal y el Parque Nacional Iguazu en Brasil. In *El jaguar en el nuevo milenio* (eds R.A. Medellín, C. Equihua, Ch.L. Chetkiewicz, P.G. Crawshaw, A. Rabinowitz, K.H. Redford et al.), pp. 451–464. Editorial Ediciones Científicas Universitarias, DF, México.

- Crawshaw P.G., Mahler, J.K., Indrusiak, C., Cavalcanti, S.M.C., Leite, M.R.P.L. & Silvius, K.M. 2004. Ecology and conservation of the jaguar (*Panthera onca*) in Iguacú National Park. In *People in Nature: Wildlife Conservation in South and Central America*. (eds Silvius, K.M., Bodmer, R.B. and Fragoso, J.M.V), pp 271-285, University of Columbia Press, New York.
- Cullen, L. 2006. Jaguars as Landscape Detectives: Their Ecology and Conservation in the Atlantic Forest, Brazil. Ph.D Dissertation, Durrell Institute of Conservation and Ecology (DICE), University of Kent, Canterbury. UK
- Cullen, L., Abreu K. C., Sana D. & Nava, A.F.D. 2005. As onças-pintadas como Detetives da paisagem no corredor do Alto Paraná, Brasil. *Natureza & Conservação* 3: 43-58
- Cullen Jr., L., Sana, D., Lima, F., Abreu, K.C. & Uezu, A. 2013. Selection of habitat by the jaguar, *Panthera onca* (Carnivora: Felidae), in the upper Paraná River, Brazil. *Zoologia* 30 (4): 379-387.
- Czech, B. & Krausman, P. R. 1997. Distribution and causation of species endangerment in the United States. *Science* 277: 1116–1117.
- Dahle, B. & J. E. Swenson. 2003a. Home ranges in adult Scandinavian brown bears (*Ursus arctos*): effect of mass, sex, reproductive category, population density and habitat type. *Journal of Zoology* 260:329–335.
- Dahle, B. & J. E. Swenson. 2003b. Seasonal range size in relation to reproductive strategies in brown bears *Ursus arctos*. *Journal of Animal Ecology* 72:660–667.
- De Angelo, C., Paviolo, A. & Di Bitetti, M., 2011 Differential impact of landscape transformation on pumas (*Puma concolor*) and jaguars (*Panthera onca*) in the Upper Paraná Atlantic Forest. *Divers. Distrib.* 17, 422–436.
- De Angelo, C., Paviolo, A., Wiegand T., Kanagaraj, R. & Di Bitetti, M., 2013. Understanding species persistence for defining conservation actions: A management landscape for jaguars in the Atlantic Forest. *Biological Conservation* 159 (2013) 422–433.
- De Paula R. C., Campos C. B., & Oliveira T. G.. 2012. Red List assessment for the jaguar in the Caatinga Biome The jaguar in the Atlantic Forest. *Cat News Special Issue* 7: 19-24.
- Di Bitetti, M.S., Placci, G. & Dietz, L.A. 2003. *Uma Visão de Biodiversidade para a Ecorregião Florestas do Alto Paraná – Bioma Mata Atlântica: planejando a paisagem de conservação da biodiversidade e estabelecendo prioridades para ações de conservação*. Washington, D.C.: World Wildlife Fund, 2003.
- Dobrovolski, R., Loyola, R.D., Guilhaumon, F., Gouveia, S.F. & Diniz-Filho, J.A.F. 2013. Global agricultural expansion and carnivore conservation biogeography. *Biological Conservation* 165: 162–170

Duarte J.M.B., Torres H.A., Ramos H.G.C. & Lemes, M.R.S. 2003. Efeito de uma usina hidrelétrica sobre a mortalidade de cervos-do-pantanal (*blastocerus dichotomus*). Em Duarte J.M.B. *Projeto cervo-do-pantanal de Porto Primavera. Relatório Final*. CD-Rom UNESP/ Jaboticabal.

Ellis & Ramankutty, 2008 Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world *Front Ecol Environ* 6(8): 439–447.

Elith J. & Leathwick J. R. 2009. Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology and Evolution Systematics* 40, 677-97.

ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE. 2002. *ArcView GIS 3.2*. Redlands, California.

Fahey, C. & Langhammer. P. F. 2003. The effects of dams on biodiversity in the Atlantic Forest. In: Galindo Leal C. y De Gusmao Camara I. (Editores). *The Atlantic Forest of South America: Biodiversity Status, Threats, and Outlook (State of the Hotspots, 1)*. Center for Applied Biodiversity Science at Conservation International. Island Press, Washington D.C.; pp 413-425.

Fahrig, L. 2003. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 34: 487-515.

Ferraz, K.M.P.M.B., Beisiegel B.M., de Paula, R.C., Sana, D.A., de Campos, C.B., Oliveira, T.G. & Desbiez, A.L.J. 2012. How species distribution models can improve cat conservation - jaguars in Brazil. *Cat News Special Issue* 7, 38-42.

Fearnside, P. M. 1989. Brazil's Balbina Dam: environment versus the legacy of the Pharaohs in Amazonia. *Environmental Management* 13(4): 401–423.

Fearnside, P.M. 1999. Social impacts of Brazil's Tucuruí Dam. *Environmental Management* 24(4):483-495.

Fearnside, P. M. 2001. Environmental impacts of Brazil's Tucuruí Dam: unlearned lessons for hydroelectric development in Amazonia. *Environmental Management* 27(3): 377–396.

Foin, T. C., Riley, S. P., Pawley A. L., Ayresm D. R., Carlsen T. M., Hodum P. J. & Switzer, P. V. 1998. Improving recovery planning for threatened and endangered species. *Bioscience* 48(3): 177-184.

Frankel, O.H & Soulé, M.E. 1981. *Conservation and Evolution*. Cambridge University Press. New York, NY. USA.

Gehrt, S. D. & E. K. Fritzell. 1997. Sexual differences in home ranges of raccoons. *Journal of Mammalogy* 78:921–931.

Guisan, A. & Zimmermann, N.E., 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecol. Model.* 135, 147–186.

Guisan, A. & Thuiller, W., 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecol. Lett.* 8, 993–1009.

Haag, T., Santos, A.S., Sana, D.A., Morato, R.G., Cullen Jr, L., Crawshaw Jr, P.G., De Angelo, C., Di Bitetti, M.S., Salzano, F.M. & Eizirik, E. 2010. The effect of habitat fragmentation on the genetic structure of a top predator: loss of diversity and high differentiation among remnant populations of Atlantic Forest jaguars (*Panthera onca*). *Molecular Ecology*, 19, 4906-4921.

Harris, L. D. 1984. *The fragmented forest*. Chicago: University of Chicago Press.

Hatten, J.R., Averill-Murray, A. & van Pelt, W.E., 2005. A spatial model of potential jaguar habitat in Arizona. *J. Wildlife Manage.* 69, 1024–1033.

Higgins, S. I., D. M. Richardson, M. C. Richard, & Trinder-Smith, T. H. 1999. Predicting the landscape-scale distribution of alien plants and their threat to plant diversity. *Conservation Biology* 13:303–313.

Hirzel, A.H., Hausser, J., Chessel, D. & Perrin, N., 2002. Ecological-niche factor analysis: how to compute habitat-suitability maps without absence data? *Ecology* 83,2027–2036.

Home R., Keller C., Nagel P., Bauer N. & Hunziker M. 2009. Selection criteria for flagship species by conservation organizations. *Environmental Conservation* 36, 139-148.

Hooge, P.N & Eichenlaub, B. 2000. *Animal movement extension to Arcview. ver. 2.04*. Alaska Science Center - Biological Science Office, U.S. Geological Survey, Anchorage, AK, USA.

Hoogesteijn, R. & Mondolfi, E. 1992. *El jaguar o Tigre americano*. Armitano, Caracas, Venezuela.

Hutchinson, G. E. 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harbour Symposium on Quantitative Biology* 22:415–427.

IBGE. 2004. Mapa de vegetação do Brasil. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. 3ª edição.

INPE & Fundação SOS Mata Atlântica. 2008. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica. Período 2005-2008

ITAIPU Binacional, 2013. Reservatório <<http://www.itaipu.gov.br/energia/reservatorio>> Acessado em 4.set.2013

Ivlev, V.S. 1961. *Experimental ecology of the feeding of fishes*. New Haven, Yale University Press, 220 p.

Kanagaraj, R., Wiegand, T., Kramer-Schadt, S., Anwar, M. & Goyal, S.P., 2011. Assessing habitat suitability for tiger in the fragmented Terai Arc Landscape of India and Nepal. *Ecography* 34, 970–981.

Karanth, U.K., Nichols, J.D., Kumar, N.S., Link, W.A. & Hines, J.E. 2004. Tigers and their prey: predicting carnivore densities from prey abundance. *PNAS* 1: 4854-4858.

Kerr, J. T. & Cihlar, J. 2004. Patterns and causes of species endangerment in Canada. *Ecol. Applic.* 14: 743–753.

Koprowski, J. L. (2005), The response of tree squirrels to fragmentation: a review and synthesis. *Animal Conservation*, 8: 369–376.

Krebs, C.J. 1998. *Ecological Methodology*. 2nd ed. Addison-Wesley Educational Publishers, Inc.

Leader-Williams, N & Dublin, H.T. 2000. Charismatic megafauna as "flagship species". In *Priorities for the conservation of mammalian diversity: Has the panda had its day?* (eds Entwistle, A. and Dunstone, N), pp. 53-81. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Livingston, S. A., C. S. Todd, W. B. Krohn, & R. B. Owen.1990. Habitat models for nesting bald eagles in Maine. *Journal of Wildlife Management* **54**:644–657.

Logan, K. A & Sweanor, L. L. 2001. Desert puma. Evolutionary ecology and conservation an enduring carnivore. Island Press.

Mandolfi, E. & R. Hoogesteijn. 1986. Notes on the Biology and Status of the Jaguar in Venezuela, p.78-89. In: *Cats of the World: Biology, Conservation, and Management*. Washington, D.C., National Wildlife Federation, 578p.

Manly, B., McDonald, L., Thomas, D., MacDonald, T. & Erickson, W. 2002. Resource selection by animals. *Statistical design and analysis for field studies*. Kluwer Academic Publisher.

Marino, J., Bennett, M., Cossios, D., Iriarte, A., Lucherini, M., Pliscoff, P., Sillero-Zubiri, C., Villalba, L. & Walker, S. 2011. Bioclimatic constraints to Andean cat distribution: a modelling application for rare species. *Diversity and Distributions*, 17: 311–322.

McCully, P. 2000. *Expensive and dirty hydro: why dams are uneconomic and not part of the solution to global warming*. International Rivers Network. Paper prepared for the Bratislava Hearing on Dams. Online: <http://www.nextcity.com/ProbeInternational/worldbank/paper0001.html>

McCully, P. 2001. *Silenced rivers: the ecology and politics of large dams*. London: Zed Books.

Miller, B., Reading, R., Strittholt, J., Carroll, C., Noss, R., Soulé, M., Sanches, O., Terborgh, J., Brightsmith, D., Cheeseman, T. & Foreman, D. 1998/99. Using focal species in the design of nature reserve networks. *Wild Earth*. 8(4):81–92.

Miller, B. & Rabinowitz, A. 1999. Why conserve jaguars? In R.A. Medellin, C. Chetkiewicz, A. Rabinowitz, K.H. Redford, J.G. Robinson, E. Sanderson & A. Taber (eds.), *El Jaguar en el Nuevo Milenio: Detección de Prioridades y Recomendaciones para la Conservación de los Jaguares en América*. Universidad Nacional Autónoma de México/Wildlife Conservation Society, Mexico DF.

Miller, F.W. 1930. Notes on Some Mammals from Southern Mato Grosso. *Journal of Mammalogy* 11: 10-22.

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

Mladenoff, D. J., R. C. Haight, T. A. Sickley, & A. P. Wydeven. 1997. Causes and implications of species restoration in altered ecosystems: a spatial landscape projection of wolf population recovery. *Bioscience* 47:21–31.

MMA 2003. Lista Nacional das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção. <[http://www.mma.gov.br/estruturas/179/arquivos/179\\_05122008034002.pdf](http://www.mma.gov.br/estruturas/179/arquivos/179_05122008034002.pdf)> Acessado em 04.set.2012.

MME 2013. Conselho Nacional de Política Energética - Política Energética Nacional - Memória 2013. Disponível em: <[http://www.mme.gov.br/mme/galerias/arquivos/conselhos\\_comite/CNPE/memoria\\_2013/Polxtica\\_Energxtrica\\_Nacional.pdf](http://www.mme.gov.br/mme/galerias/arquivos/conselhos_comite/CNPE/memoria_2013/Polxtica_Energxtrica_Nacional.pdf)> Acessado em 04/02/2014

Moorcroft, P. R. 2012. Mechanistic approaches to understanding and predicting mammalian space use: recent advances, future directions. *J. of Mamm.* 93:903–916.

Morato, R.G., Guimarães, M.A.B.V., Nunes, A.L.V., Carciofi, A.C., Ferreira, F., Barnabe, V.H. & Barnabe, R.C. 1998. Semen collection and evaluation in the jaguar. *Braz. J. Vet. Res. An. Sci.* v.35,n.4

Mourão, G. M. & Campos, Z. 1995. Survey of broad-snouted caimam *Caiman latirostris*, marsh deer *Blastocerus dichotomus* and capybara *Hydrochoerus hydrochaeris* in the area to be inundated by Porto Primavera Dam, Brasil. *Biological Conservation* 73:27-31.

Morris, D. W. 2003. Toward an ecological synthesis: a case for habitat selection. *Oecologia* 136:1–13.

Moyer, M. A., Mccown J.W. & Oli, M.K. 2007. Factors influencing home-range size of female Florida black bears. *Journal of Mammalogy* 88:468–476.

Mysterud, A. & Ims R.A. 1998. Functional responses in habitat use: availability influences relative use in trade-off situations. *Ecology* 79:1435–1441

Mysterud, A., Perez-Barberia, F.J. & Gordon I.J. 2001. The effect of season, sex and feeding style on home range area versus body mass scaling in temperate ruminants. *Oecologia* 127:30– 39.

- Noss, Reed F., 2003: A Checklist for Wildlands Network Designs. *Conservation Biology* 17(5): 1270-1275
- Nowell K. & Jackson P. 1996. *Wild cats: status survey and conservation action plan* Gland,IUCN (World Conservation Union).
- Núñez-Perez, R. 2011. Estimating jaguar populations density using camera-traps: a comparison with radio-telemetry estimates. *J. Zool.* 284, 1-7
- Oliveira, T.G. 1994. *Neotropical cats ecology and conservation*. São Luís, Edusma.
- Paviolo, A., 2010. Densidad de yaguareté (*Panthera onca*) en la Selva Paranaense: su relación con la abundancia de presas, presión de caza y coexistencia con el puma (*Puma concolor*), Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina, p. 201.
- Paviolo, A., De Angelo, C., Di Blanco, Y. & Di Bitetti, M., 2008. Jaguar population decline in the Upper Paraná Atlantic Forest of Argentina and Brazil. *Oryx* 42, 554–561.
- Pearce, J.L., Burgman, M.A. & Franklin. 1994. Habitat selection by helmeted honeyeaters. *Wildlife Research* 21: 53-63
- Peterson A. T. 2001. Predicting species' geographic distributions based on ecological niche modeling. *Condor* 103, 599-605.
- Pillar, V.D. & L. Orlóci. 1996. On randomization testing in vegetation science: multifactor comparisons of relevé groups. *Journal of Vegetation Science* 7: 585-592.
- Piovezan, U., Jacob, A. A., Andriolo, A., Costa, M.J.R.P. & Duarte, J.M.B. 2001. Estudo preliminar dos efeitos da inundação provocada pela Usina Hidrelétrica Sergio Motta (Porto Primavera) na sobrevivência e na definição de áreas de moradia do cervo-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*) nas proximidades da foz do Rio do Peixe, Estado de SP, Brasil. Em: Duarte J.M.B. *O Cervo-do-pantanal de Porto Primavera: resultado de dois anos de pesquisa*. Cd-Rom, FUNEP, Jaboticabal.
- Polisar, J., Maxit, I., Scognamillo, D., Farrell, L., Sunkist, M.E & Eisenberg, J.F. 2003. Jaguars, pumas, their prey base and cattle ranching: ecological interpretations of a management problem. *Biological Conservation* 109: 297-310.
- Rodríguez-Soto, C., Monroy-Vilchis, O., Maiorano, L., Boitani, L., Faller, J.C., Briones, M.Á., Núñez, R., Rosas-Rosas, O., Ceballos, G. & Falcucci, A., 2011. Predicting potential distribution of the jaguar (*Panthera onca*) in Mexico: identification of priority areas for conservation. *Divers. Distrib.* 17, 350–361.
- Rabinowitz, A. & Nottingham Jr., B.G. 1986. Ecology and behaviour of the jaguar (*Panthera onca*) in Belize, Central America. *Journal of Zoology* 210: 149-159.
- Rhodes, J. R., McAlpine, C. A., Lunney, D. & Possingham, H. P. 2005 A spatially explicit habitat selection model incorporating home range behavior. *Ecology* 86, 1199–1205.

Rosenberg DM, Berkes F, Bodaly RA, Hecky RE, Kelly CA & Rudd JWM. 1997. Large-scale impacts of hydroelectric development. *Environmental Reviews* 5: 27–54.

Rosenberg D.M., Mccully P & Pringle C.M. 2000. Global-Scale Environmental Effects of Hydrological Alterations. *BioScience*, 50(9):746-751.

Sandell, M. 1989. The mating tactics and spacing patterns of solitary carnivores *In: Carnivore behavior, ecology, and evolution* (ed. Gittleman J.L.). Cornell University Press, New York.

Sanderson, E.W., Redford, K.H., Chetkiewicz, C.B., Medellin, R.A., Rabinowitz, A.R., Robinson, J.G & Taber, A.B. 2002. Planning to save a species: the jaguar as a model. *Conservation Biology* 16: 58-71.

Seaman D.E. & Powell, R.A. 1996. An evaluation of the accuracy of kernel density estimators for home range analysis. *Ecology* 77:2075-2085.

Seaman, D.E., Millspaugh, J.J., Kernohan, B.J., Brundidge, G.C., Raedke, K.J. & R. A. Gitzen. 1999. Effects of sample size on kernel home range estimators. *Journal of Wildlife Management* 63:739-747.

Schaller, G. B. & P. G. Crawshaw, Jr. 1980. Movement patterns of jaguar. *Biotropica* 12:161–168.

Scognamillo, D., I. Maxit, M. Sunquist & L. Farrell. 2002. Ecología del jaguar y el problema de la depredación de ganado en un hato de los llanos venezolanos. Pp. 139–150 in *El jaguar en el nuevo milenio* (R. A. Medellín, et al., eds.). Universidad Nacional Autónoma de México and Wildlife Conservation Society, Distrito Federal, México.

Silver, S.C., Ostro, L.E.T., Marsh, L.K., Maffei, L., Noss, A.J. & Kelly, M.J. 2004 The use of camera traps for estimating jaguar *Panthera onca* abundance and density using capture/ recapture analysis. *Oryx*, 38, 148–154

Silveira, L. 2004. *Ecologia comparada e conservação da onça pintada (Panthera onca) e onça parda (Puma concolor), no cerrado e pantanal*. Dissertação de Doutorado. Universidade de Brasília, Brasil.

Soisalo, M.K. & Cavalcanti, S.M.C. 2006. Estimating the density of a jaguar population in the Brazilian Pantanal using camera-traps and capture-recapture sampling in combination with GPS telemetry. *Biological Conservation*, 129, 487–496.

Sollmann, R.; M.M. Furtado; H. Hofer; A.T. Jácomo; N.M. Tôrres & Silveira, L. 2012. Using occupancy models to investigate space partitioning between two sympatric large predators, the jaguar and puma in central Brazil. *Mammalian Biology* 77: 41-46.

Soulé, M.E. & R. Noss. 1998. Rewilding and biodiversity: complementary goals for continental conservation. *Wild Earth* 8: 19-17.

Steneck, R.S. & Sala, E. 2005. Large marine carnivores: trophic cascades and top-down controls in coastal ecosystems past and present. In *Large Carnivores and the*

*Conservation of Biodiversity* (eds Ray, J.C., Redford, K.H. and Steneck, R.S), pp. 9-33, Island Press, Washington, D.C. USA

Terborgh, J. 1998. The big things that run the world-a sequel to E.O. Wilson. *Conservation Biology* **2**: 402-403

Terborgh, J., J. Estes, P. Paquet, K. Ralls, D. Boyd-Heger, B. Miller & R. Noss. 1999. The role of top carnivores in regulating terrestrial ecosystems. Em M. E. Soulé e J. Terborgh (eds.), *Continental conservation. Scientific foundations of regional reserve networks*. Washington, D.C.: Island Press.

Terborgh, J. 2005. The Green world hypothesis revisited. In *Large Carnivores and the Conservation of Biodiversity* (eds Ray, J. C., Redford, K.H. and Steneck, R.S), pp. 82-99, Island Press, Washington, D C. USA

Tôrres N.M., De Marco Jr., P, Diniz Filho, J.A.F. & Silveira, L. 2008. Jaguar Distribution in Brazil: Past, Present and Future. *Cat News Special Issue* 4: 4-8

Tôrres NM, De Marco Junior P, Santos T, Silveira L & de Almeida Jacomo AT. 2012. Can species distribution modelling provide estimates of population densities? A case study with jaguars in the Neotropics. *Divers Distrib* **18**: 615–627.

Von Sperling, E. 2012. Hydropower in Brazil: overview of positive and negative environmental aspects. *Energy Procedia* **18**: 110 – 118

Ward, R.M.P. & Krebs, C. J. 1985. Behavioural responses of lynx to declining snowshoe hare abundance. *Canadian Journal of Zoology*, **63**:2817-2824.

Wang, M. & Grimm, V. 2007. Home range dynamics and population regulation: an individual-based model of the common shrew *Sorex ayaneus*. *Ecol. Modell.*, **205**, 397–409.

Watling, J. I. & Donnelly, M. A. 2006. Fragments as Islands: a Synthesis of Faunal Responses to Habitat Patchiness. *Conservation Biology*, **20** (4): 1016-1025.

White, G. C. & Garrott, R.A. 1990. *Analysis of Wildlife Radio-Tracking Data*. San Diego, USA, and London, UK: Academic Press.

Woodroffe, R. 2000 Predators and people: using human densities to interpret declines of large carnivores *Animal Conservation* (2000) **3**, 165–173

Worton, B.J. 1987. A review of some models of home range for animal movement. *Ecological Modeling* **38**:277-298.

Worton, B.J. 1989. Kernel methods for estimating the utilization distribution in home range studies. *Ecology* **70**: 164-168.

Yackulic, C. B., Sanderson, E. W. & Uriarte, M. 2011. Anthropogenic and environmental drivers of modern range loss in large mammals. *PNAS* **108**(10): 4024-4029.

## ANEXO I

A. Resultados das comparações entre disponibilidade e uso (seleção de habitat) das classes de cobertura da região de estudo, considerando o *design I* de Manly *et al.* (1972), no cenário 1, antes do enchimento do reservatório da UHPP.

```

Table of ratios (p-values should be
compared with Bonferroni level= 0.004545455 )
      used avail   wi SE.wi     P   Bi
Agric      0.000 0.017 0.000 0.000 0.000 0.000
SoloExp    0.011 0.075 0.145 0.072 0.000 0.009
ÁguaTab    0.011 0.042 0.255 0.127 0.000 0.016
Cana       0.003 0.042 0.064 0.063 0.000 0.004
Pasto      0.030 0.515 0.058 0.017 0.000 0.004
VegPion    0.102 0.107 0.958 0.147 0.773 0.059
FlorstSec  0.189 0.042 4.516 0.486 0.000 0.280
FlorstPrm  0.035 0.022 1.559 0.425 0.188 0.097
Várzea     0.598 0.127 4.713 0.200 0.000 0.293
Aluvial    0.019 0.006 3.290 1.232 0.063 0.204
Eucalipto  0.003 0.005 0.549 0.548 0.410 0.034
    
```

B. Resultados das comparações entre disponibilidade e uso (seleção) de habitats das classes de cobertura da região de estudo, considerando o *design I* de Manly *et al.* (1972), no cenário 3, pós enchimento e incluindo à jusante da Usina Hidrelétrica Porto Primavera.

```

Table of ratios (p-values should be
compared with Bonferroni level= 0.004545455 )
      used avail   wi SE.wi     P   Bi
ÁguaTab    0.016 0.080 0.201 0.043 0.000 0.011
FlorstPrm  0.120 0.016 7.385 0.543 0.000 0.387
FlorstSec  0.190 0.049 3.878 0.217 0.000 0.203
VegPion    0.087 0.040 2.169 0.190 0.000 0.114
Várzea     0.367 0.103 3.582 0.127 0.000 0.188
Cana       0.073 0.115 0.636 0.061 0.000 0.033
Pasto      0.141 0.485 0.292 0.019 0.000 0.015
Eucalipto  0.000 0.006 0.000 0.000 0.000 0.000
SoloExp    0.002 0.076 0.029 0.017 0.000 0.002
Agric      0.001 0.028 0.052 0.037 0.000 0.003
Aluvial    0.001 0.002 0.840 0.593 0.787 0.044
    
```