



**Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação**



Andre Restel Camilo

**Distribuição Atual de Onça-Parda (*Puma concolor*) e Onça-Pintada (*Panthera onca*) no Pantanal Brasileiro**

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, como parte das exigências para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

Orientador:  
Flavio Henrique Guimarães Rodrigues  
Co-orientador:  
Walfrido Moraes Tomas

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde – CCBS  
Universidade Federal de Mato Grosso do Sul  
Campo Grande/MS  
2011

# **Distribuição Atual de Onça-Pintada (*Panthera onca*) e Onça-Parda (*Puma concolor*) no Pantanal Brasileiro**

André Restel Camilo

Walfrido Moraes Tomas

Flavio Henrique Guimarães Rodrigues

## **Resumo**

### **Objetivo**

Os dois maiores felinos das Américas, a onça-pintada e a onça-parda, estão rapidamente perdendo espaço devido à acelerada ocupação humana. O Pantanal brasileiro representa um importante refúgio silvestre, com fitofisionomias naturais pouco alteradas e baixa densidade populacional. Sabe-se que essas duas espécies ocorrem na planície pantaneira brasileira, mas suas distribuições em escala regional e relações com a cobertura vegetal, e áreas de uso antrópico ainda não são bem conhecidas. Propomos aqui um modelo de distribuição atual para as duas espécies, bem como a identificação das variáveis ambientais relacionadas com esta distribuição, fornecendo informações espacializadas que contribuam para a construção de estratégias de conservação dessas espécies de carnívoros em escala regional.

### **Local**

Pantanal brasileiro

### **Métodos**

Modelos de distribuição potencial foram construídos utilizando somente dados de presença, utilizando um algoritmo de máxima entropia (MaxEnt), para estimar a distribuição atual. A distribuição atual foi baseada em número de registros relevantes e bem distribuídos na planície do Pantanal. Foram utilizadas variáveis descritoras de cobertura vegetal, dos ambientes aquáticos e de alterações antrópicas como base para a modelagem.

### **Resultados**

Nenhuma das duas espécies de onça ocorre de maneira uniforme dentro do Pantanal. A distribuição potencial da onça-parda está relacionada à cobertura vegetal mais heterogênea, incluindo savanas, campos e florestas, bem como regiões onde a intensidade e duração das inundações são menores. A distribuição de onça-pintada está relacionada à cobertura vegetal mais florestal e áreas onde a intensidade e duração das inundações são maiores. Ambas as espécies apresentaram tendência à resposta negativa em sua ocorrência em relação a áreas antropizadas.

### **Conclusões**

Ambos os modelos apresentaram bom desempenho, indicando que a distribuição obtida pode ser considerada uma boa aproximação da ocorrência atual das duas espécies. Desta forma, estes modelos podem ser utilizados como base para esforços de conservação em larga escala, como seleção de áreas protegidas e esquemas de incentivos à conservação em propriedades privadas, voltadas à manutenção de populações contínuas de onça-parda e onça-pintada no Pantanal.

### **Palavras-chave**

Conservação, carnívoros, modelos de máxima entropia, distribuição, Pantanal.

## INTRODUÇÃO

O uso da terra ocasionando perda, degradação e fragmentação de habitats é a principal causa do acentuado declínio da biodiversidade global (Ceballos & Ehrlich, 2002; Fischer e Lindenmayer, 2007; Foley et al., 2005; FAO 2001). Grandes carnívoros estão particularmente em risco, pois requerem grandes áreas conservadas e com uma base estável de espécies-presas, o que gera conflitos com a ocupação humana e o uso da terra, deixando-os susceptíveis à caça furtiva (Enserink & Vogel, 2006). Como consequência, muitas espécies de grandes carnívoros acabaram reduzidas a pequenas populações ou foram extintas localmente. Contudo, essas espécies desempenham importantes papéis nos ecossistemas em que ocorrem, podendo sua ausência ser o ponto inicial para o desencadeamento de colapsos ecológicos (Dobson et al., 2006). Garantir a persistência em longo prazo dessas espécies em áreas naturais ou restabelecer seus papéis ecológicos em áreas degradadas é uma das maiores prioridades, como também um grande desafio, para a conservação (Ceballos et al., 2005).

Além de requerer grandes espaços, muitas espécies de grandes carnívoros ocorrem naturalmente em baixas densidades e, ainda assim, são vítimas de conflitos diretos com a população humana e suas atividades econômicas, principalmente devido à predação de rebanhos domésticos (Noss et al., 1996; Woodroffe & Ginsberg, 1998, Cavalcanti & Gese, 2010). O conhecimento sobre a presença de grandes carnívoros em determinados habitats e sua relação com a ocupação humana é um fator importante para determinar o estado de conservação dessas espécies (Sanderson et al., 2002). Contudo seus hábitos elusivos e suas baixas densidades tornam as pesquisas e o monitoramento de populações de grandes carnívoros caros e complicados do ponto de vista logístico (Karanth & Chellam, 2009).

Uma alternativa, em nível populacional, é estudar a distribuição das populações e, ao longo do tempo, monitorar alterações na mesma. Além disso, é importante que se conheça as relações espécie-habitat em escala geográfica condizente com as características da espécie em questão. Modelos de distribuição de espécies (MDE's) são ferramentas numéricas que combinam ocorrência observada das espécies com estimativas ou parâmetros ambientais. Esses modelos são usados como ferramentas que nos ajudam a entender ou mesmo prever como as espécies se distribuem através das paisagens, em diversas escalas.

Ao longo dos séculos os seres humanos têm observado e registrado relações consistentes entre as distribuições das espécies e o ambiente físico. Enquanto os primeiros textos

científicos foram em grande parte qualitativos (Grinnell, 1904), modelos numéricos são agora amplamente utilizados, tanto para descrever padrões como para fazer previsões. Os modelos de distribuição de espécies (MDE's) podem ter um bom desempenho na caracterização das distribuições de espécies naturais, particularmente quando existe a preocupação com um bom delineamento amostral e os preditores analisados são funcionalmente relevantes. Neste cenário, os modelos podem fornecer uma visão ecológica útil e capacidade preditiva forte, especialmente quando são desenvolvidos para a elaboração de planos de conservação em escala regional (Fleishman et al., 2001, Ferrier et al., 2002). Um balanço entre a precisão espacial dos dados de ocorrência e a resolução espacial das camadas preditoras escolhidas gera modelos mais concisos e precisos quanto à distribuição das espécies e dos esforços empreendidos para conservá-las (Dungan et al., 2002; Tobalske, 2002; Ferrier & Watson, 1997). A distribuição das espécies responde a diferentes atributos ecológicos e intensidade de uso da terra, bem como os processos de dispersão, os padrões de movimento, a preferência de habitat e os padrões espaciais e temporais na disponibilidade de recursos. Estes fatores precisam ser considerados de modo coerente com a escala de abordagem nos estudos sobre distribuição de espécies de interesse.

Planos de conservação e manejo da vida selvagem recorrem cada vez mais a modelos de relações espécie-habitat derivados de pesquisas regionais de ocorrência das espécies, o que possibilita o melhor entendimento de algumas facetas da ecologia dessas espécies e os fatores que influenciam a sua distribuição. Informações de tais modelos podem também facilitar a proteção e valorização dos habitats, prever a distribuição em áreas não amostradas e ajudar a avaliar a adequação de áreas atualmente desocupadas para reintrodução.

A onça-pintada e a onça-parda são os dois maiores felinos das Américas. Recebem o status de espécies quase ameaçadas pela International Union for Conservation of Nature (IUCN, 2011) e de espécies vulneráveis pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente (IBAMA, 2003). A onça-pintada tem ocorrência atual do México ao norte da Argentina (Sanderson et al., 2002), enquanto que a onça-parda tem uma distribuição muito mais ampla, que se estende desde o Canadá até o sul da Argentina e Chile (Emmons, 1987).

A planície pantaneira brasileira abriga importantes populações das duas espécies, devido à pouca alteração nos habitats. Apesar das espécies estarem envolvidas em conflito com fazendas de gado na região, esses conflitos parecem ainda não afetar significativamente a sua distribuição e, provavelmente, não colocam em risco imediato a persistência de suas populações (Tomas et al., 2011).

Os objetivos do presente trabalho são a obtenção de modelos espacializados da distribuição atual da onça-parda e da onça-pintada para a planície pantaneira brasileira, e identificar as características ambientais relacionadas com a distribuição de ambas as espécies. Além disso, o estudo pretende discutir as implicações dos resultados para a conservação das duas espécies de onça na região.

## **MÉTODOS**

### **Área de estudo**

O Pantanal constitui-se em uma grande depressão intracontinental drenada pelo rio Paraguai e seus tributários, situada entre as coordenadas geográficas 16-20 S e 56-58 O. A área do Pantanal é estimada 160.000 km<sup>2</sup>, dos quais 140.000 km<sup>2</sup> são localizados no Brasil e 20.000 km<sup>2</sup> no Paraguai e Bolívia. A bacia do Alto Paraguai, onde o Pantanal está inserido, drena uma área de aproximadamente 496.000 km<sup>2</sup>, dos quais 351.000 km<sup>2</sup> se situam nos estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul. A bacia pode ser dividida em uma área de planalto, onde se encontram as cabeceiras dos rios, com altitudes entre 250 e 750 m, uma faixa de depressão, com altitudes entre 180 e 250 m e a planície inundável do Pantanal propriamente dito, com altitudes entre 150 e 180 m. A inclinação da área da planície, de leste para oeste, é de aproximadamente 30-50 cm/km e, de norte para sul, de apenas 1.5-3 cm/km. O clima no Pantanal é sazonalmente seco ou úmido, com a estação seca indo de Maio a Setembro e a estação chuvosa de Outubro a Abril. A hidrologia do Pantanal é bastante complexa, sendo influenciada pela quantidade de água recebida pelo Rio Paraguai e seus tributários nas regiões do planalto, como também por chuvas locais na área de planície. O deslocamento da massa de água que adentra o rio Paraguai leva em média 3 meses para percorrer a planície de norte a sul. Os regimes multianuais de anos mais secos e de cheias mais intensas afetam severamente o Pantanal, causando mudanças periódicas nas comunidades vegetais e animais. O pulso de inundação e o micro e meso relevos definem os padrões da vegetação, que se constituem em mosaicos complexos formados por florestas, savanas arborizadas, campos sujos, campos limpos, vegetação paludícola, e habitats aquáticos (Junk et al, 2011).

## Dados de Ocorrência

Os pontos de ocorrência das espécies foram originados de três fontes: registros provenientes do banco de dados da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Unidade Pantanal (EMBRAPA-CPAP), dados coletados durante a fase de levantamentos a campo deste estudo, e dados fornecidos por pesquisadores que estudam grandes felinos no Pantanal. Os dados contidos no banco de dados da Embrapa Pantanal constituem-se de detecções georreferenciadas obtidas através de armadilhas fotográficas, observações diretas e detecções de ocorrência através de identificação de rastros, além de material depositado na Coleção de Referência de Mamíferos da Embrapa Pantanal oriundos de animais abatidos recentemente. Os levantamentos de campo deste estudo iniciaram-se em 2007, visando à coleta de informações de ocorrência das duas espécies de onça, em viagens cobrindo grandes áreas da planície pantaneira, em especial onde havia lacunas de registros. Por terra foram utilizados veículos 4x4, montarias foram usadas para acessar áreas permanentemente inundadas, e locais de acesso estritamente fluvial foram visitados de barco a motor. Durante esses levantamentos, foram realizadas paradas com intervalos irregulares nas diversas fitofisionomias encontradas e sinais da ocorrência das espécies foram procurados por distâncias que não ultrapassaram 1.000 m de raio do ponto de parada. A maioria dos registros foi obtida pela identificação dos rastros deixados pelas espécies e visualizações no decorrer das viagens, mas, em raras ocasiões, esturros de onça-pintada foram registrados. A identificação de pegadas, arranhões em árvores e sinais de predação seguiu Lima-Borges e Tomas (2008). Os registros considerados para a modelagem tiveram uma distância mínima de 5 quilômetros entre si para as duas espécies (Rodríguez-Soto et al 2011, Astete et al 2008 e Scognamillo et al 2003), levando em conta as menores áreas de vidas para as duas espécies e a sobreposição de territórios que é bastante acentuada. Os dados fornecidos por pesquisadores foram provenientes principalmente de animais aparelhados com rádio-colares com GPS. Estes dados foram separados dos demais e somente foram considerados para integrar a massa de dados a serem usados na modelagem os pontos distantes 30 quilômetros entre si (o que aconteceu apenas para registros de onça-pintada). Esta estratégia foi adotada para evitar a duplicação de dados, excluindo-se assim pontos pertencentes a um mesmo indivíduo.

Os pontos de todas as origens foram agrupados após a primeira filtragem dos dados oriundos de rádio-colares. Nesta etapa, nova filtragem foi realizada, sendo desconsiderados

os pontos próximos entre si até 5 quilômetros. Esse tratamento para os pontos de ocorrência visou diminuir da influência da auto-correlação espacial e produzir uma base de dados de localizações de ocorrência de onças o mais uniforme possível.

### **Variáveis Ambientais Utilizadas**

Consideramos para a confecção do modelo 10 fatores, sendo 9 ambientais e 1 antrópico, buscando, de um modo geral, seguir as indicações sobre o uso de habitats pelas duas espécies de onça na planície pantaneira (Schaller and Crawshaw, 1980; Soisalo e Cavalcanti, 2006). Os fatores ambientais utilizados foram gerados a partir do relatório técnico "Monitoramento das alterações da cobertura vegetal e uso do solo na Bacia do Alto Paraguai", confeccionado por um consórcio de organizações não governamentais, o qual inclui mudanças na cobertura do solo ocorridas no período de 2002 a 2008 na Bacia do Alto Paraguai (World Wildlife Fund, 2010). Os polígonos representando cada classe foram transformados em um arquivo raster com tamanho de célula de 25x25 m. Esse tamanho de célula foi escolhido para garantir que a forma das classes no espaço estudado não sofresse deformações. As classes de vegetação foram reagrupadas para obter uma representação mais concisa das numerosas fitofisionomias de acordo com sua estrutura, já que a classificação original apresenta 51 subclasses, que incluem combinações de tipos de vegetação, distribuídas em 8 classes (Tabela 1). A classe uso antrópico foi mantida sem modificações. Esse reagrupamento considerou a área de cada subclasse presente dentro das classes utilizadas, gerando as seguintes categorias:

- Formações Florestais:  $(Ca+Cb+Cs+Fa+Fs+SNC)$
- Savana Florestada:  $[Sd+(Sd+Cs)+(Sd+Fs)+(Sd+As)+(Sd+Sg)+(Sd+Spf)]$
- Savana Arborizada:  $[SNT+As+(As+Sd)+(As+Sg)+Saf+Sas+Td+Ta+(Ta+Td)+(Ta+Tg)]$
- Savana Gramíneo Lenhosa:  
 $Sg+(Sg+As)+(Sg+Sd)+Sgf+Sgs+Sp+Spf+(Spf+Sd)+Sps+Vs+Rsh+Tps+(Tg+Ta)+Tgf+Tgs+Tpf$
- Vegetação com Influência Fluvial:  $(Npt+FP+PA+SPt+TPt)$
- Áreas de Uso Antrópico  $(Ac+Ap+Im+lu+R)$

Estas classes foram utilizadas na modelagem visando entender a relação das espécies com áreas de predominância das fitofisionomias, evitando excesso de detalhes que poderiam



não ser condizentes com a escala de vida das espécies onça e ainda fazer com que os modelos perdessem consistência. Uma camada ambiental adicional correspondeu à distância da classe Água, a qual foi obtida fusionada à drenagem principal da planície. Também foram utilizadas camadas baseadas na distância a partir da classe de Vegetação com Influência Fluvial e da distância de fitofisionomias que continham áreas de floresta (Tabela 1).

A área considerada como Pantanal foi a mesma utilizada pelo Laboratório de Geoprocessamento EMBRAPA-CPAP e possui 140.687 km<sup>2</sup>. Os limites da borda oeste foram ajustados de forma a coincidir com a área utilizada na confecção do relatório da WWF-Brasil sobre desmatamento no Pantanal (World Wildlife Fund, 2010), já que ambas as delimitações possuem diferenças entre si.

## **Modelo Utilizado**

Modelos de máxima entropia constituem um método de aprendizado de máquina para estimar a distribuição potencial de espécies utilizando-se apenas registros de ocorrência no espaço estudado (Phillips et al., 2006). Este método tem sido usado para guiar ações e planos de conservação (Rodríguez-Soto et al., 2011), prever distribuições futuras levando em conta variações climáticas (Yates et al., 2010), e evidenciar as relações de espécies com habitats (Monterroso et al., 2009). Sua eficácia já foi testada e comprovada em diversos trabalhos (Elith et al., 2006, Tognelli et al., 2009, Williams et al., 2009). Os modelos foram gerados utilizando-se 5 variáveis pseudocontínuas e três variáveis contínuas e sua performance foi avaliada segundo a área sob a curva (AUC) (Phillips et al., 2006). Nenhum limite de corte foi utilizado na confecção dos modelos. Para a validação do modelo foi utilizada a validação cruzada (cross validation) com 10 repetições, na qual o número de registros é dividido em sub-amostras iguais e cada modelo é gerado com todas as partes menos uma, a qual é usada para testar o modelo, fornecendo ao final da modelagem um modelo médio com o desvio padrão encontrado entre os modelos. A espacialização logística foi adotada, com valores de adequabilidade variando de 0 (menos adequado) a 1 (mais adequado). Dada à distribuição dos pontos de ocorrência incluídos na modelagem, bem como à quantidade de pontos obtidos após a filtragem, assumimos que os modelos gerados representam a distribuição atual das duas espécies.

## RESULTADOS

Foram percorridos cerca de 20.000 quilômetros na planície pantaneira durante os levantamentos de campo, durante os quais foram obtidos 349 registros de ambas as espécies (Figura 1). Para a construção dos modelos foram consideradas 107 localizações de onça-parda e 169 localizações de onça-pintada (Figura 1), filtradas de um total de 169 e 8490 registros para cada espécie, respectivamente. Os modelos obtidos apresentaram bons valores de AUC, tanto para distribuição da onça-parda (AUC Médio = 0.711, Desvio Padrão = 0.087), quanto para onça-pintada (AUC Médio = 0.735, Desvio Padrão = 0.029).

Nenhuma das duas espécies de onça ocorre em distribuição uniforme na planície pantaneira (Figuras 2 e 3). As curvas construídas para modelos utilizando apenas a variável correspondente mostram que a probabilidade de presença de onça-parda é maior em áreas com vegetação florestal estruturalmente mais esparsa e/ou onde a estrutura da vegetação florestal é mais heterogênea e inclui habitats abertos (Figura 4b, 4c), e é reduzida em locais onde há predominância de áreas mais úmidas ou sujeitas a inundações mais frequentes e duradouras, como também por locais com florestas densas (Figura 4a, 4d, 4f, 4g, 4h, 4i). A probabilidade de presença da espécie é afetada negativamente pelo aumento da área antropizada (Figura 4e). As curvas geradas para os modelos de onça-pintada mostram que a probabilidade de presença da espécie aumenta de acordo com o aumento da área com vegetação florestal mais densa e contínua e em áreas mais úmidas nas quais a inundação é mais frequente e duradoura (Figura 4a, 4f). A relação da espécie com áreas mais frequentemente inundadas também é evidenciada quanto à diminuição da probabilidade de presença conforme o aumento da distância das áreas de cobertura florestal densa (Figura 4i) e das áreas de maior frequência de inundação (Figura 4h, 4i). A probabilidade de presença da espécie é também afetada negativamente pelo aumento da área antropizada (Figura 4e).

## DISCUSSÃO

A onça-parda ocorre em uma grande extensão do continente Americano, porém a maioria dos estudos que abordam aspectos ecológicos da espécie foi conduzida na América do Norte (Laundre, 2003, 2005, 2007), muitos visando apenas aspectos tróficos da sua ecologia (Sunkist & Sunkist, 2002). Poucos estudos que foram conduzidos em ambientes de planícies alagáveis (Polisar, 2000, Crawshaw & Quigley 2002; Scognamillo et al., 2003), mas

os resultados da modelagem conduzida neste estudo concordam com o fato de que a onça-parda parece evitar áreas mais úmidas ou inundáveis. Já onça-pintada ocorre em simpatria com a onça-parda em grande parte de sua distribuição na planície pantaneira, mas os resultados indicam uma preferência da espécie por locais onde as inundações são mais frequentes e intensas e a cobertura florestal mais densa, o que também está em concordância com a percepção de Polisar (2000), Crawshaw & Quigley (2002) e Scognamillo et al. (2003).

Um aspecto que pode ser relevante, mas que não foi incluído na elaboração dos modelos de distribuição devido às lacunas de informações existentes na planície pantaneira, é a influência da distribuição e da abundância de espécies-presa de cada uma das espécies de onça, as quais poderiam também contribuir para explicar a ocorrência e abundância desses predadores (Azevedo, 2008, Logan & Sweanor, 2001). Entretanto, um amplo espectro de presas são consumidas tanto pela onça-parda (Nuñez et al., 2000) quanto pela onça-pintada (Cavalcanti & Gese, 2010) e sabe-se que suas dietas variam de acordo com a disponibilidade de presas nas regiões de ocorrência (Crawshaw, 1995; Azevedo & Murray, 2007, Weckel et al., 2006, Cavalcanti & Gese, 2010). Por outro lado, a dieta das duas espécies parece se diferenciar pelo tamanho de presas consumidas. A onça-parda tende a consumir presas menores, enquanto que a onça-pintada, apesar de eventualmente consumir presas menores (Emmons, 1987, Novack et al., 2005, Weckel et al., 2006, Cavalcanti & Gese, 2010), tende a consumir presas de maior porte (Oliveira, 2002, Farrell et al., 2000, Mendes-Pontes & Chivers, 2007, Cavalcanti & Gese, 2010), incluindo grandes crocodilianos (Ronis et al., 2012). Entre as espécies mais consumidas pela onça-pintada, tidas como preferidas por diversos autores, estão o queixada (*Tayassu pecari*), o caitetu (*Pecari tajacu*), os veados dos gêneros *Mazama* e *Odocoileus*, o tamanduá bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*), a capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) e tatus, enquanto espécies menos consumidas do que o esperado são primatas, anta (*Tapirus terrestris*), gado bovino, jacarés e espécies menores (Rabinowitz & Nottingham, 1986; Emmons, 1987; Chinchilla, 1997; Taber et al., 1997; Nuñez et al., 2000; Garla et al., 2001; Scognamillo et al., 2003; Nowak, 2005; Weckel, et al., 2006; Cascelli de Azevedo, 2008; Carrillo et al., 2009; Cavalcanti & Gese, 2009; Da Silveira et al., 2010; Foster, et al., 2010, Jedrzejewski et al., 2011, Garrote, 2012).

As poucas informações existentes sobre distribuição e abundância de mamíferos e outros vertebrados de maior porte no Pantanal mostram que a distribuição das espécies não é homogênea. Mourão et al. (2001b), Tomas et al. (2001a) e Tomas et al. (2004) reportam que a distribuição e abundância de algumas espécies importantes na dieta de onças pintadas,

como o cervo-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*), capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) e jacarés (*Caiman yacare*) coincidem com áreas de maior inundação e, portanto, com as áreas de maior probabilidade de ocorrência de onça-pintada. Por outro lado, os veados campeiros (*Ozotoceros bezoarticus*) ocorrem em maior abundância (Mourão et al., 2001, Tomas et al., 2001b, Tomas et al., 2004, Desbiez et al., 2010) em áreas de maior probabilidade de ocorrência de onças-pardas. Estudos mais localizados identificam a densidade de várias das espécies consumidas por onça-parda nas áreas de maior probabilidade de ocorrência desta espécie (Tomas et al., 2001b, Tomas et al., 2004, Desbiez et al., 2010), mas também uma abundância relativamente alta de espécies-presas importantes para a onça-pintada, como os queixadas e caitetus (Desbiez et al., 2010). Assim, a simples ocorrência de populações de espécies-presa pode não ser suficiente para explicar a ocorrência diferencial das duas espécies estudadas considerando-se as informações atualmente disponíveis, bem como o fato de ambas as espécies serem consideradas oportunistas. Esta relação entre populações de predadores e suas presas pode ser de difícil elucidação, e necessariamente requer estudos em escala condizente e em gradientes de situações, as quais não foram objeto deste estudo.

Por outro lado, os modelos produzidos neste estudo mostram uma diferença considerável na resposta da probabilidade de ocorrência da onça-parda e da onça-pintada em relação às camadas utilizadas, levando a certo grau de separação entre ambas em escala regional (Figuras 2 e 3). Estes resultados podem estar indicando uma separação de nichos ligada às características ambientais, como evidenciam as relações com as camadas ambientais usadas na modelagem. Entretanto, não   possível descartar a possibilidade de que a onça-pintada esteja também fortemente ligada às áreas de maior abundância de um conjunto de espécies-presa de maior porte capaz de oferecer alternativas de recursos ao longo do ano. A onça-parda, por ser uma espécie que regularmente consome espécies de menor porte, além de uma diversidade maior de presas, parece adaptar-se a uma maior amplitude de situações de paisagem, mesmo que os resultados indiquem que a espécie evita áreas mais  midas (Figura 3). A maior probabilidade de ocorrência da onça-parda em áreas de vegetação mais heterogênea (Figura 4b, 43c) pode explicar esta flexibilidade trófica, já que é esperado que nestas condições também haja maior diversidade de espécies-presa de diferentes massas corporais. Já a onça-pintada apresenta-se mais ligada a áreas de maior extensão de florestas e áreas inundáveis (Figura 2), onde as espécies de maior porte tendem a ocorrer (Desbiez et al., 2010). É preciso ressaltar que a maioria dos ungulados que ocorrem no Pantanal

apresentam uma relação bastante consistente com habitats florestais (Oliveira-Santos, 2009, Desbiez, 2008, Desbiez et al., 2010), com exceção do cervo-do-pantanal, que prefere áreas inundáveis abertas (Tomas et al., 2001a), e do veado-campeiro, que prefere áreas campestres de inundação menos duradoura (Mourão et al. 2000, Tomas et al., 2001b, Desbiez et al., 2010). Além disso, nas áreas mais baixas da planície de inundação, as populações de jacaré e capivara parecem ser abundantes ao longo do ano já que estas espécies são dependentes de ambientes aquáticos que tendem a ser menos constantes em áreas mais altas do Pantanal.

O conjunto das unidades de conservação existente atualmente no Pantanal pode não ser suficiente para garantir a conservação das espécies em escala regional. As unidades de conservação existentes são em grande parte localizadas em áreas mais baixas, com exceção da região norte (Harris et al. 2005, Silva et al., 2009) onde há um mosaico de Unidades de Conservação (UC's) cobrindo razoavelmente um gradiente altitudinal, dentro da planície, que pode ser condizente com a conservação local das duas espécies: a RPPN SESC Pantanal, o Parque Estadual do Encontro das Águas, a RPPN Doroché, o Parque Nacional do Pantanal, a Estação Ecológica de Taiamã, o Parque Estadual do Guirá, e as RPPNs Acurizal, Penha e Eliezer Batista (na serra do Amolar). Por outro lado, as áreas do centro e do sul do Pantanal não estão bem representadas no conjunto de UC's existentes (Silva et al. 2009). A região central, que corresponde aos pantanais da Nhecolândia e Paiaguás, é mais alta, menos sujeita a inundações e tem maior intensidade de uso pecuário, mas não possui UC's significativas, a não ser Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN's) isoladas e relativamente pequenas. Esta área corresponde em boa parte a uma maior probabilidade de ocorrência de onças-pardas (Figura 3). A região sul do Pantanal também possui uma importante área de ocorrência de onças-pintadas (Figura 2), na região do rio Negro, do rio Aquidauana, do rio Abobral e do rio Miranda, onde a única UC existente é o Parque Estadual do Pantanal do Rio Negro (74.000 ha), além das RPPN's limítrofes Santa Sofia, Fazendinha, Fazenda Rio Negro e Estância Caiman (Harris et al., 2005). Mais ao sul, na região do Nabileque, não há nenhuma UC de proteção integral que contemple áreas de distribuição de onças-pintadas, as quais são contíguas à região do Chaco Paraguai e Boliviano. Um aspecto importante a ser ressaltado é que não há uma continuidade no mosaico de UC's do norte do Pantanal (municípios de Corumbá, Poconé, Cáceres e Barão de Melgaço) em direção ao sul (municípios de Miranda, Aquidauana, Porto Murtinho e Corumbá), de forma a aumentar a permeabilidade da matriz desprotegida entre as duas subpopulações. Mosaicos de UC's são

interessantes porque evitam a formação de corredores contínuos, caros e politicamente questionáveis, e podem ser efetivos na conservação de espécies de grande porte com alta mobilidade, como a onça-pintada e a onça-parda.

Atualmente, a conservação da onça pintada, por exemplo, depende muito mais do manejo de terras privadas do que do conjunto de unidades de conservação (Amancio et al., 2007, Tomas et al., 2011), já que grande parte de suas populações se encontram fora das UC's. Assim, as fazendas localizadas em áreas nas quais os conflitos são prováveis, ou seja, aquelas onde a espécie ocorre com maior probabilidade, podem ser engajadas em esquemas de conservação direcionados. Como o conflito com a atividade pecuária ainda é uma ameaça à conservação tanto da onça-pintada como da onça-parda (Cavalcanti et al., 2010), é preciso que abordagens complementares sejam adotadas para garantir que as populações de onças mantenham sua distribuição contínua e em escala regional dentro do Pantanal. Várias alternativas têm sido propostas para várias regiões e situações (Quigley and Crawshaw, 1992; Rabinowitz, 1992; Taber et al., 1997; Sanderson et al., 2002a; Sollmann, et al., 2008; Cavalcanti et al., 2010; Loveridge et al., 2010, Jedrzejewski et al., 2011), mas o envolvimento das comunidades rurais é uma necessidade que não pode ser negada (Amâncio et al., 2007, Cavalcanti et al., 2010, Jedrzejewski et al., 2011).

Neste sentido, a aplicação dos resultados dos modelos de escala regional gerados neste estudo pode ser útil para definir estratégias de conservação e mitigação de conflitos no conjunto de terras privadas. Numa primeira abordagem, é preciso considerar que as duas espécies de onça apresentam diferenças na forma de predação de animais domésticos, já que a onça-pintada preda até mesmo animais adultos (Hoogesteijn et al., 2002, Meachen-Samuels & Van Valkenburgh, 2009, Cavalcanti & Gese, 2010, Jedrzejewski et al., 2011, Garrote, 2012), enquanto a onça-parda preda animais domésticos de menor porte, como bezerras e ovelhas. Assim, o manejo do rebanho dentro das propriedades rurais deve ser baseado em práticas que minimizem os ataques de onças ou que compensem as perdas através de práticas zootécnicas capazes de melhorar o desempenho da atividade pecuária. Para tanto, esquemas de assistência técnica específicas sejam estabelecidos considerando-se a distribuição diferencial das duas espécies de onça.

De forma complementar, é preciso que se busquem estratégias de gestão e de políticas públicas que contribuam para a conservação de onças em terras privadas. Este tipo de abordagem tem sido há muito discutido em outros países, e vários desafios têm sido identificados. Por exemplo, Haufler & Kernohan (2001) reconhecem que a regulamentação

pode ter um importante papel no manejo de terras privadas, visando à conservação, e assim ser eficiente na manutenção de serviços ambientais para benefício de toda uma sociedade. Entretanto, Haufler & Kernohan (2009) argumentam que programas de incentivos podem produzir mais benefícios para a conservação, em longo prazo, do que tentar forçar soluções apenas através de regulamentação. Segundo os autores, incentivos podem solucionar problemas ligados aos direitos de propriedade, ao financiamento e aos desafios no engajamento na conservação. No caso das onças, a proibição da caça pelas leis brasileiras desde 1967 é emblemática, já que não tem sido suficiente para contornar o conflito entre predação e atividade pecuária onde estas espécies ocorrem no país. Assim, considerando-se os argumentos de Haufer & Kernohan (2009), programas de incentivos devem ser um passo necessário na agenda de conservação destas espécies no Pantanal.

A identificação de propriedades localizadas dentro da área de maior ocorrência de cada espécie pode facilitar esquemas de pagamento por serviços ambientais e desoneração da produção (Cavalcanti et al., 2010), além de incentivos econômicos diretos, como políticas mais positivas do que a compensação baseada no lado negativo do problema (indenizações), a qual pode ser considerada bastante controversa (ver Cavalcanti et al., 2010). Estas políticas devem, sempre que possível, incluir o ecoturismo como fonte de renda adicional nas propriedades rurais, especialmente se as onças foram utilizadas como um atrativo, valorizando-as. Finalmente, os mapas de distribuição podem contribuir com a otimização de estratégias e protocolos de monitoramento que sirvam de sustentação a eventuais programas de incentivos, bem como para futuros refinamentos dos conhecimentos sobre as populações de onças no Pantanal.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço à Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - Centro de Pesquisa Agropecuária do Pantanal pelo apoio logístico e financeiro, ao Ministério de Ciência e Tecnologia e Centro de Pesquisa do Pantanal - CPP pelo apoio financeiro, ao Centro de Sensoriamento Remoto do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente Sede – DF, à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES pela bolsa de estudos cedida durante o desenvolvimento desse trabalho, e ao Programa de Pós Graduação de Ecologia e Conservação da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. Sou grato aos especialistas S. Cavalcanti, R. Boulhosa, F. Tortato, os quais forneceram valiosos registros das espécies

estudadas. Agradeço aos bolsistas do Laboratório de Vida Selvagem da Embrapa Pantanal H.B. Mozerle, I.V. Brack, A.P. Nunes e P.A.L. Borges, bem como à Médica Veterinária Suely Tocantins (INDEA-MT), pelo auxílio nos levantamentos de campo. Finalmente, agradeço aos Sindicatos Rurais de Porto Murtinho e de Coxim (MS) e de Barão de Melgaço (MT), bem como os proprietários das fazendas Alegria, Rancharia, Baía das Pedras, São José do Piquiri, Floresta, Tereré, São Francisco (Paiaguás), São Sebastião Grande, Piratininga, Uberaba, Virgínia II, Alvorada, São Francisco (Barão de Melgaço), Santa Teresa, Santa Maria, Florida, São Bento (Cáceres), Orion, Recreio, São Luiz, Porto São Pedro, Sacramento, Auxiliadora e tantas outras pelas quais passamos pelo inestimável apoio logístico durante os levantamentos.

## REFERÊNCIAS

- Amâncio, C.G., P.G. Crawshaw Jr., W. M. Tomas, R.B. Rodrigues, M.V. Silva. 2007. Understanding local populations to facilitate jaguar conservation in Brazil. P. 272-283 in M.L. Nunes, L.Y. Takahashi, V. Theulen (eds.) Unidades de Conservação. Atualidades e tendências Editora Fundação O Boticário de Proteção à Natureza. Curitiba, Brasil.
- Astete, S., Sollmann, R., Silveira, L. 2008. Comparative ecology of Jaguars in Brazil. CatNews Special Issue 4 The Jaguar in Brazil.
- Azevedo, F.C.C. & Murray, D. 2007. Spatial organization and food habits of jaguars (*Panthera onca*) in a floodplain forest. *Biological Conservation*, **137**, 391-402.
- Azevedo, F.C.C. 2008. Food habits and livestock depredation of sympatric jaguars and pumas in the Iguazu National Park area, south Brazil. *Biotropica* 40: 494-500.
- Carrillo, E., T.K. Fuller, J.C. Saenz. 2009. Jaguar (*Panthera onca*) hunting activity: effects of prey distribution and availability. *J. Trop. Ecol.* 25: 563-567.
- Cavalcanti, S.M.C. & E.M. Gese. 2009. Spatial ecology and social interactions of jaguars (*Panthera onca*) in the Southern Pantanal, Brazil. *J. Mammal.* 90: 935-945.
- Cavalcanti, S.M.C. & E.M. Gese. 2010. Kill rates and predation patterns of jaguars (*Panthera onca*) in the southern Pantanal, Brazil. *J. Mammal.* 91: 722-736.
- Cavalcanti, S., S. Marchini, A. Zimmermann, E. Gese, D. Macdonald. 2010. Jaguars, livestock, and people in Brazil: realities and perceptions behind the conflict. Pp. 383-402 in



Macdonald DW, Loveridge AJ (Eds.) *Biology and Conservation of Wild Felids*. Oxford University Press. Oxford, RU.

Ceballos, G. & P.R. Ehrlich. 2002. Mammal population losses and the extinction crisis. *Science*, **296**, 904–907.

Ceballos, G., Ehrlich, P.R., Soberon, J., Salazar, I. & Fay, J.P. (2005) Global mammal conservation: what must we manage? *Science*, **309**, 603–607.

Chinchilla, F.A. 1997. La dieta del jaguar (*Panthera onca*), el puma (*Felis concolor*) and el manigordo (*Felis pardalis*) (Carnivora:Felidae) en el Parque Nacional Corcovado, Costa Rica. *Biol. Trop.* 45: 1223-1229.

Crawshaw, 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, USA, 205 pp.

Crawshaw P, Quigley H (2002) Hábitos alimentarios del jaguar y el puma en el Pantanal, Brasil, con implicaciones para su manejo y conservación. In Medellín RA et al. (Comps.) *El Jaguar en el Nuevo Milenio*. FCE/UNAM/WCS. Mexico. pp. 223-235.

Desbiez, A.L.J., Bodmer, R.E. & Tomas, W.M. (2010) Mammalian Densities in a Neotropical Wetland Subject to Extreme Climatic Events. *Biota Neotropica*, **42**, 372-378.

Dobson, A., Lodge, D., Alder, J., Cumming, G.S., Keymer, J., McGlade, J., Mooney, H., Rusak, J.A., Sala, O., Wolters, V., Wall, D., Winfree, R. & Xenopoulos, M.A. 2006. Habitat loss, trophic collapse, and the decline of ecosystem services. *Ecology*, **87**, 1915–1924.

Dungan, J.L., Perry, J.N., Dale, M.R.T., Legendre, P., Citron-Pousty, S., Fortin, M.J., Jakomulska, A., Miriti, M. & Rosenberg, M.S. (2002) A balanced view of scale In spatial statistical analysis. *Ecography*, **25**, 626–640.

Elith, J., Phillips, S.J., Hastie, T., Dudík, M., Chee, Y.E. & Yates, C.J. (2011). A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions*, **17**, 43–57.

Elith J, Graham CH, Anderson RP, Dudík M, Ferrier S, Guisan, A., Hijmans, R.J., Huettmann, F., Leathwick, J.R., Lehmann, A., Li, J., Lohmann, L.G., Loiselle, B.A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., Overton, J.M., Peterson, A.T., Phillips, S.J., Richardson, K., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R.E., Soberon, J., Williams, S., Wisz, M.S. & Zimmermann, N.E. (2006) Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, **29**, 129–51.

- Emmons L.H. 1987. Comparative feeding ecology of felids in a Neotropical rainforest. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, **20**, 271-283.
- Enserink, M. & Vogel, G. (2006) Wildlife conservation—the carnivore comeback. *Science*, **314**, 746–749.
- FAO (Organization for Food and agriculture of the United Nations) (2001) Global forest resources assessment. ISSN 0258–6150, FAO Forestry Paper 140. Available at: <http://www.fao.org/forestry/fo/fra/index.jsp> (accessed March 2009).
- Farrell, L.E., Romant, J. & Sunquist, M.E. (2000) Dietary separation of sympatric carnivores identified by molecular analysis of scats. *Molecular Ecology*, **9**, 1583-1590.
- Ferrier, S. & Watson, G. (1997) An evaluation of the effectiveness of environmental surrogates and modeling techniques in predicting the distribution of biological diversity. *Departament of Environment., Sport and Territories*, Canberra. <http://www.deh.gov.au/biodiversity/publications/technical/surrogates/>
- Ferrier, S., Watson, G., Pearce, J. & Drielsma, M. (2002) Extended statistical approaches to modelling spatial pattern in biodiversity: the north-east New South Wales experience. I. Species-level modelling. *Biodiversity Conservation*, **11**, 2275–307.
- Fischer, J. & Lindenmayer, D.B. (2007). Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*, **16**, 265–280.
- Fleishman, E., MacNally, R., Fay, J.P. & Murphy, D.D. (2001) Modeling and predicting species occurrence using broad-scale environmental variables: an example with butterflies of the Great Basin. *Conservation Biology*, **15**, 1674–1685.
- Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.A., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, I.C., Ramankutty, N. & Snyder, P.K., (2005) Global consequences of land use. *Science*, **309**, 570–574.
- Foster, R.J., Harmsen, B.J. & Doncaster, C.P. (2010) The food habits of jaguars and pumas across a gradient of human disturbance. *Journal of Zoology*, **280**, 309–318.
- Garla, R.C., E.Z.F. Setz, N. Gobbi. 2001. Jaguar (*Panthera onca*) food habits in Atlantic Rain Forest of Southeastern Brazil. *Biotropica* 33: 691-696.
- Garrote, G. 2012. Depredación del jaguar (*Panthera onca*) sobre el ganado em los llanos orientales de Colombia. *Mastozoología Neotropical*, **19** (1):139-145,

- Gordon, I.J. & Loison, A. (2009) What is the future for wild, large herbivores in humanmodified agricultural landscapes? *Wildlife Biology*, **15**, 1–9.
- Grinnell J. (1904) The origin and distribution of the chestnut-backed chickadee. *Auk*, **21**, 364–365.
- Harris, M., W.M. Tomas, G. Mourão, C.J. Da Silva, E. Guimarães, F. Sonoda, E. Fachim (2005) Safeguarding the Pantanal Wetlands: Threats and Conservation Initiatives. *Conservation Biology* (19):714-720.
- Haufler, J.B. & B.J. Kernohan. 2001. Ecological principles for land management across mixed ownerships: Private land considerations. P. 73-94 in V.H.Dale & R.A. Haeuber (eds.) *Applying ecological principles to land management*. Springer-Verlag, New York, USA.
- Haufer, J.B., & B.J. Kernohan. 2009. Landscape considerations for conservation planning on private lands. P. 153-176 in J.J. Millsbaugh and F.R. Thompson,III (eds) *Models for planning wildlife conservation in large landscapes*. Academic Press, Amsterdam.
- Hoogesteijn R, Boede E, Mondolfi E (2002) Observaciones de la depredación de bovinos por jaguares en Venezuela y los programas gubernamentales de control. In Medellín RA et al. (Comps.) *El Jaguar em el Nuevo Milenio*. FCE/UNAM/WCS. Mexico. pp. 183-197.
- IBAMA 2003. Lista Nacional das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção. [Http://www.mma.gov.br/port/sfb/fauna/index.cfm](http://www.mma.gov.br/port/sfb/fauna/index.cfm); Acessado em Janeiro de 2012.
- IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2. <<http://www.iucnredlist.org>>. Acessado em Novembro de 2011.
- Jedrzejewski, W. M. Abarca, Á. Vilorio, H. Cerda, D. Lew, H. Takiff, É. Abadía, P. Velozo, K. Schmidt. 2011. Jaguar conservation in Venezuela against the backdrop of current knowledge on its biology and evolution. *Interciencia* 36 (12): 954-966.
- Junk, W.J., Nunes da Cunha, C., da Silva, C.J. & Wantzen, K.M. (2011) The Pantanal: A Large South American wetland and its position in limnological theory. *The Pantanal: Ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland*. (ed Junk, W.J., Da Silva, C.J., Nunes da Cunha, C., Wantzen, K.M..).pp 23-46. Sofia: Pensoft Publishers.
- Karanth, K.U. & Chellam, R. (2009) Carnivore conservation at the crossroads. *Oryx*, **43**, 1-2.
- Laundré, J.W. & Clark, T.W. (2003) Managing puma hunting in the western United States: through a metapopulation approach. *Animal Conservation*, **6**, 159-170

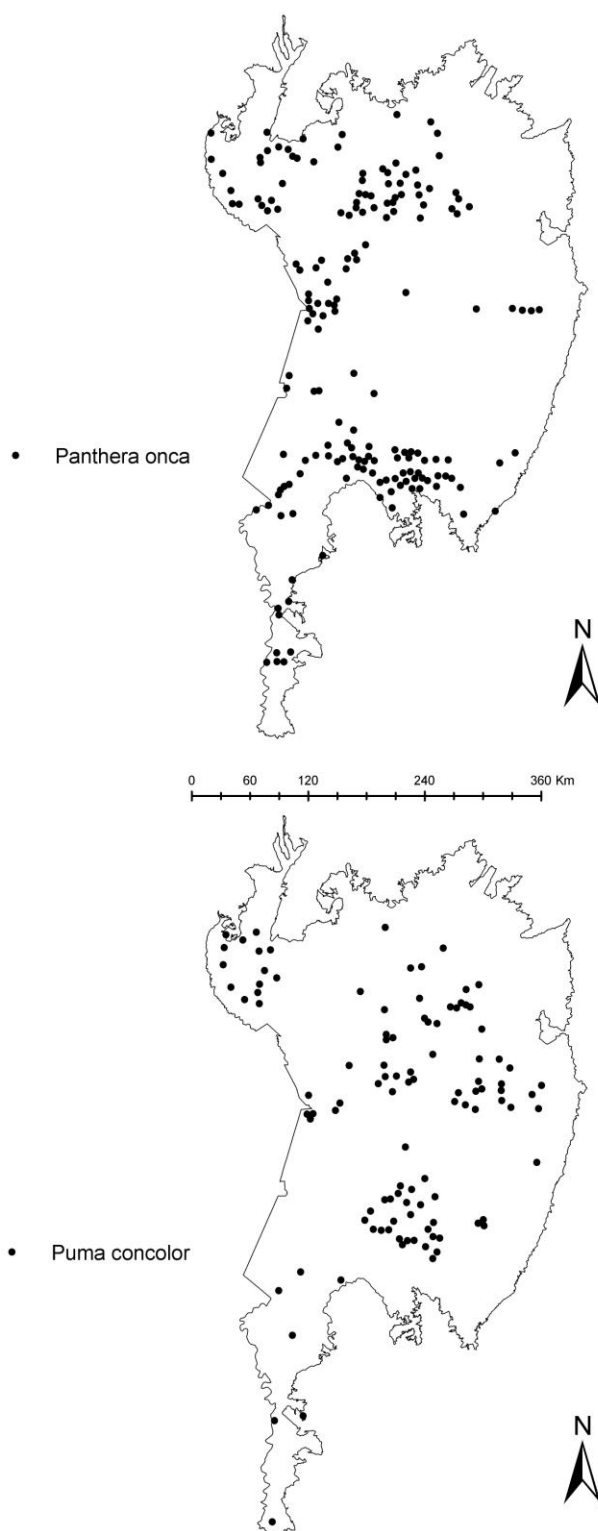
- Laundré, J.W. (2005) Puma energetics: a recalculation. *Journal of Wildlife Management*, **69**, 723-732
- Laundré, J.W., Hernández, L. & Clark, S.G. (2007) Numerical and demographic responses of pumas to changes in prey abundance: testing current predictions. *Journal of Wildlife Management*, **71**, 345-355.
- Lima Borges, P.A. & Tomas, W.M. (2008) *Guia de Rastros e outros Vestígios de Mamíferos do Pantanal*. 2. ed. Corumbá, MS: Embrapa Pantanal.
- Logan, K.L. & Sweanor, L.L. (2001). *Desert puma: evolutionary ecology and conservation of an enduring carnivore*. Island Press, Washington, D.C.
- Loveridge AJ, Wang SW, Frank LG, Seidensticker J (2010) People and wild felids: conservation of cats and management of conflicts. Pp. 161-195 in Macdonald DW, Loveridge AJ (Eds.) *Biology and Conservation of Wild Felids*. Oxford University Press. Oxford, RU.
- Meachen-Samuels J, Van Valkenburgh B (2009) Craniodental indicators of prey size preference in the Felidae. *Biol. J. Linn. Soc.* 96: 784-799.
- Monterroso, P., Brito, J.C., Ferreras, P. & Alves, P.C. (2009) Spatial ecology of the European wildcat in a Mediterranean ecosystem: dealing with small radio-tracking datasets in species conservation. *Journal of Zoology*, **19**, 1-9.
- Mourão, G.M., Coutinho, M., Mauro, R., Campos, Z., Tomas, W. M. & Magnusson, W. (2000). Aerial Surveys of Caiman, Marsh Deer and Pampas Deer in the Pantanal Wetland of Brazil. *Biological Conservation*, **92**, 175–183.
- Noss, R.F., Quigley, H.B., Hornocker, M.G., Merrill, T. & Paquet, P.C. (1996) Conservation biology and carnivore conservation in the Rocky Mountains. *Conservation Biology*, **10**, 949–963.
- Novak, A.J., Main, M.B., Sunkist, M.E. & Labisky, R.F. (2005) Foraging ecology of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in hunted and non-hunted sites within the Maya Biosphere Reserve, Guatemala. *Journal of Zoology*, **267**, 167-178.
- Nunez, R., Miller, B. & Lindzey, F. (2000) Food habits of jaguars and pumas in Jalisco, Mexico. *Journal of Zoology*, **252**, 373–379.
- Oliveira-Santos, L.G.R. 2009. Ecologia e conservação de ungulados florestais em uma área do Pantanal. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Mato Grosso do Sul,

Mato Grosso do Sul, Brasil. Orientador: Guilherme Mourão. Co-orientador: Walfrido Tomas

- Oliveira, T.G. (2002). Ecologia comparativa de la alimentación Del jaguar y Del puma em el neotrópico, p. 223-235. *El Jaguar en el nuevo milenio* (ed by R.A. Medellín; C. Equihua; C.L.B. Chetkiewicz; P.G. Crawshaw JR.; A. Rabinowitz; K.H. Redford; J.G. Robinson; E.W. Sanderson & Taber, A.B.). México, Fondo de Cultura Económica, Universidad Nacional Autónoma de México, Wildlife Conservation Society, 647p.
- Phillips, S.J., Anderson, R.P. & Schapire, R.E. (2006) Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, **190**, 231–259.
- Polisar, J. 2000. JAGUARS, PUMAS, THEIR PREY BASE, AND CATTLE RANCHING: ECOLOGICAL PERSPECTIVES OF A MANAGEMENT ISSUE. PhD Thesis, University of Florida, 228 p.
- Pontes, A.R.M. & Chivers, D.J. (2007) Peccary movements as determinants of the movements of large cats in Brazilian Amazonia. *Journal of Zoology*, **273**, 257–265.
- Pringle, R.M., Young, T.P., Rubenstein, D.I. & McCauley, D.J. (2007) Herbivore-initiated interaction cascades and their modulation by productivity in an African savanna. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **104**, 193–197.
- Quigley, H.B. & P.G. Crawshaw Jr .1992. A conservation plan for the jaguar *Panthera onca* in the Pantanal region of Brazil. *Biol. Cons.* 61: 149-157.
- Rabinowitz, A.R. & B.G. Nottingham Jr .1986. Ecology and behaviour of the Jaguar (*Panthera onca*) in Belize, Central America. *J. Zool.* 210: 149 -159.
- 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. *Diversity and Distributions*, **17**, 350–361.
- Da Silveira, R., Ramalho, E.E., Thorbjarnarson, J.B. & Magnusson, W.E. (2010) Depredation by Jaguars on Caimans and importance of reptiles in the diet of Jaguar. *Journal of Herpetology*, **44**, 418–424.
- Sanderson, E.W., Redford, K.H., Chetkiewicz, C.-L.B., Medellín, R.A., Rabinowitz, A., Robinson, J.G. & Taber, A.B. (2002) Planning to save a species: the jaguar as a model. *Conservation Biology*, **16**, 58–72.

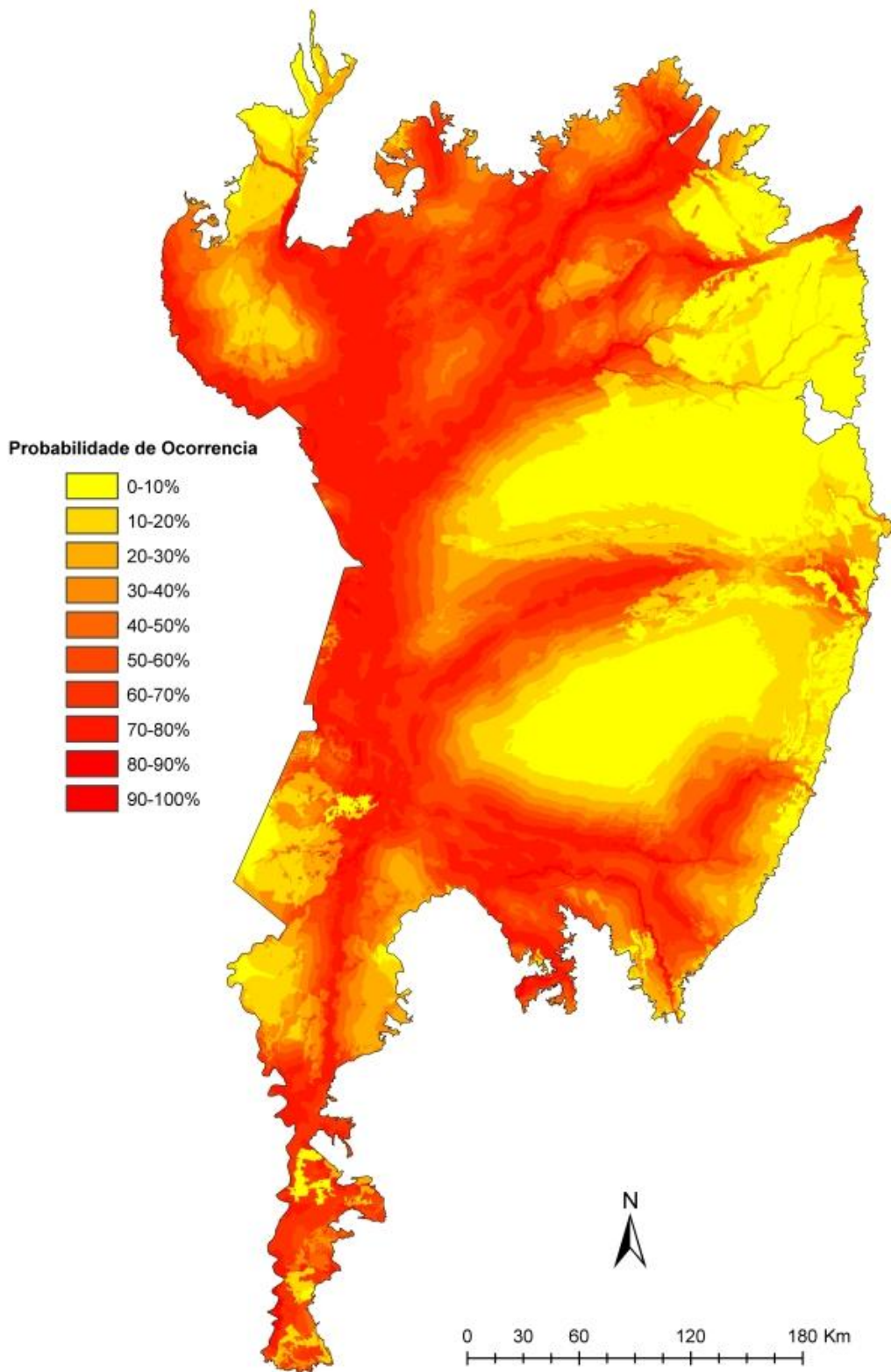
- Schaller, G.B. & Crawshaw, P.G. (1980) Movement Patterns of Jaguar. *Biotropica*, **12**, 161-168.
- Scognamillo, D., Maxit, I.E., Sunquist, M. & Polisar, J. (2003) Coexistence of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in a mosaic Landscape in the Venezuelan llanos. *Journal of Zoology*, **259**, 269–279.
- Silva, J.S.V., Mengatto Junior, E.A., Massa, G.F., Moraes, J.A. & Linz, T.F.W. (2009). Áreas protegidas no Pantanal – entre a intenção e a implantação, o que mudou de 1998 a 2006? Anais 2º Simpósio de Geotecnologias no Pantanal, Corumbá, Embrapa Informática Agropecuária/INPE, p.642-651.
- Soisalo, M. & Cavalcanti, S. (2006). Estimating the density of a jaguar population in the Brazilian Pantanal using cameratraps and capture–recapture sampling in combination with GPS radio-telemetry. *Biological Conservation*, **129**, 487-496.
- Sollmann, R., N.M. Tôrres, L. Silveira. 2008. Jaguar conservation in Brazil: the role of protected areas. *Cat News*, Sp. Iss. 4: 15-20.
- Sunquist, M. & Sunquist, F. (2002) *Wild cats of the world*. University of Chicago Press, Chicago.
- Taber, A.B., A.J. Novaro, N. Neris, F.H. Colman. 1997. The food habits of sympatric jaguar and puma in the Paraguayan Chaco. *Biotropica* 29: 204-213.
- Tobalske, C. (2002) Effects of spatial scale on the predictive ability of habitat models for the GreenWoodpecker in Switzerland. *Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale*, (ed. JM Scott, PJ Heglund, ML Morrison, MG Raphael, WA Wall) pp. 197–204. Covelo, CA: Island Press
- Tognelli, M.F., Roig-Junent, S.A., Marvaldi, A.E., Flores, G.E. & Lobo, J.M. (2009) An evaluation of methods for modeling distribution of Patagonian insects. *Revista Chilena De Historia Natural*, **82**, 347–360.
- Tomas, W.M., S.M. Salis, G.M. Mourão, M.P. Silva (2001a) Marsh deer (*Blastocerus dichotomus*) distribution as a function of foods in the Pantanal wetland, Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 36(1): 9-13.
- Tomas, W.M., McShea, W., Miranda, G.H.B. de, Moreira, J.R., Mourão, G. & Lima Borges, P.A. (2001b). A survey of a pampas deer, *Ozotoceros bezoarticus leucogaster* (Arctiodactyla, Cervidae), population in the Pantanal wetland, Brazil, using the distance sampling technique. *Animal Biodiversity and Conservation*, **24**, 101–106.

- Tomas, W.M., Caceres, N.C., Nunes, A.P; Fischer, E.A.; Mourão, G. & Campos, Z. (2011). Mammals in the Pantanal wetland, Brazil. *The Pantanal: Ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland*. (ed Junk, W.J., Da Silva, C.J., Nunes da Cunha, C., Wantzen, K.M..).pp 563-595. Sofia: Pensoft Publishers.
- Tomas, W.M., Zucco, C.A., Fernandez, F. A., Harris, M.; Cardim, E.N., Cestari, C., Costa, R.L. da, Ferreira, V.L, Hulle, N.L., Indrusiak, C.B., Kalerhoff, M., Medeiros, T.T., Michelson, A., Pinheiro, R.T., Rimoli, J., Santos, A., Neto, J.R.S., Tapia, G.L.G. & Tortato, M.A. (2004). Estimativa da abundância das populações de cervo (*Blastocerus dichotomus*) e veado campeiro (*Ozotoceros bazoarticus*) no Parque Estadual do Pantanal do Rio Negro, MS. IV Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócios econômicos do Pantanal. pp 1-5. Corumbá, MS. 23 a 26 de novembro de 2004
- Williams, J.N., Seo, C.W., Thorne, J., Nelson, J.K., Erwin, S., O'Brien, J.M. & Schwartz, M.W. (2009) Using species distribution models to predict new occurrences for rare plants. *Diversity and Distributions*, **15**, 565–576.
- Woodroffe, R. & Ginsberg, J.R. (1998). Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. *Science*, **280**, 2126–2128.
- World Wildlife Fund. 2010. Monitoramento das alterações da cobertura vegetal e uso do solo na Bacia do Alto Paraguai. (disponível em [www.wwf.org.br/informações/biblioteca/publicacoes\\_pantanal/?25181/Monitoramento-das-alteracoes-da-cobertura-vegetal-e-uso-do-solo-na-Bacia-do-Alto-Paraguai](http://www.wwf.org.br/informações/biblioteca/publicacoes_pantanal/?25181/Monitoramento-das-alteracoes-da-cobertura-vegetal-e-uso-do-solo-na-Bacia-do-Alto-Paraguai)).
- Yates, C., McNeill, A., Elith, J. & Midgley, G. (2010) Assessing the impacts of climate change and land transformation on *Banksia* in the South West Australian Floristic Region. *Diversity and Distributions*, **16**, 187–201.

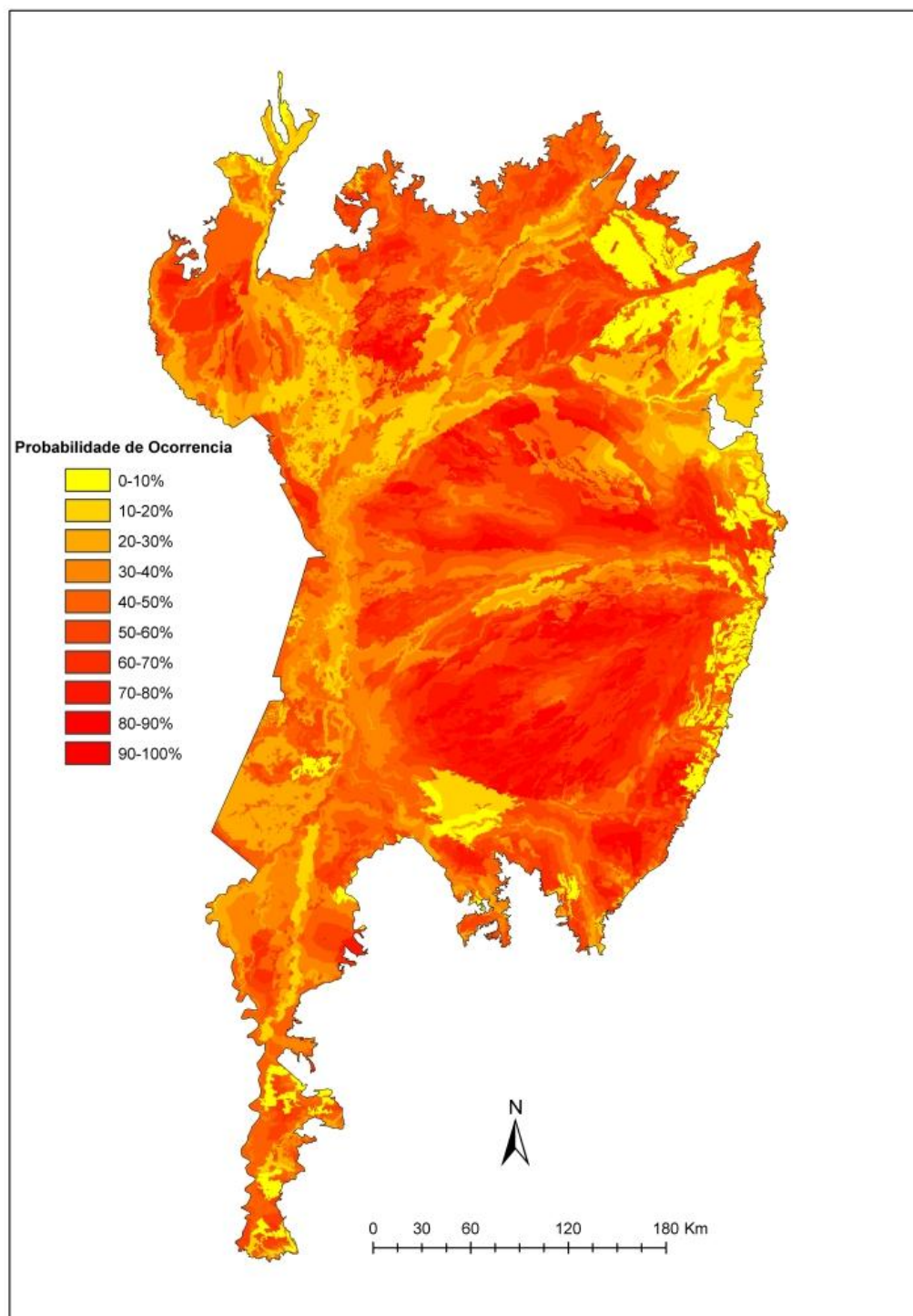


**Figura 1.** Distribuição dos registros de ocorrência de onça-pintada (*Panthera onca*) e onça-parda (*Puma concolor*) no Pantanal, utilizados para a confecção de modelos de distribuição potencial.

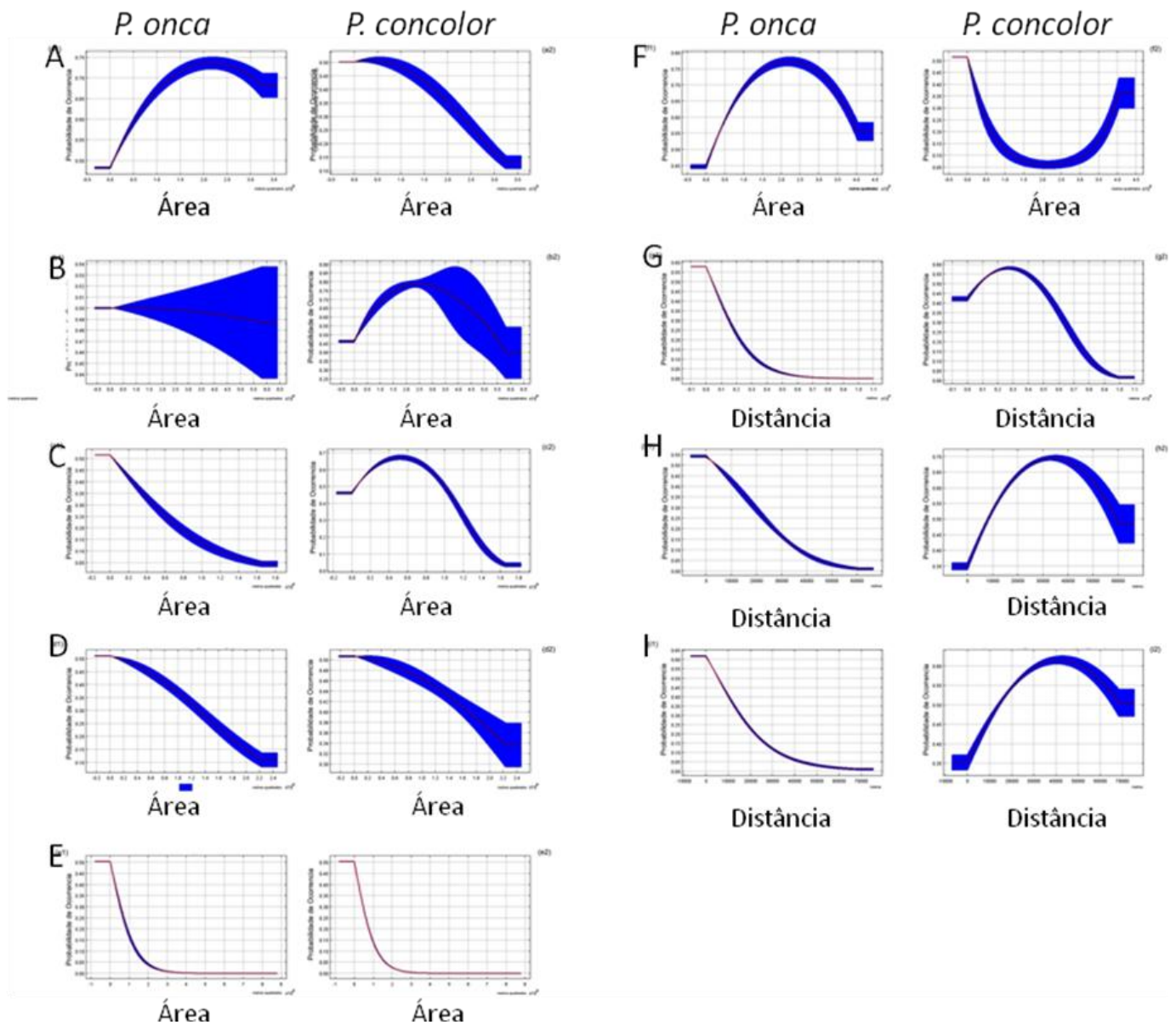




**Figura 2.** Distribuição atual de onça-pintada (*Panthera onca*) no Pantanal brasileiro, estimada através de modelagem baseada em máxima entropia. As classes de cores representam um gradiente de probabilidade de ocorrência da espécie.



**Figura 3.** Distribuição atual de onça-parda (*Puma concolor*) no Pantanal brasileiro, estimada através de modelagem baseada em máxima entropia. As classes de cores representam um gradiente de probabilidade de ocorrência da espécie.



**Figura 4.** Probabilidades de ocorrência de onça-pintada (*Panthera onca*) e onça-parda (*Puma concolor*) no Pantanal em função do tamanho (área) de Formações Florestais (A), Savana Florestada (B), Savana Arborizada (C), Savana Gramineo Lenhosa (D), Uso Antrópico (E) e Vegetação com Influência Fluvial (F), bem como distancias de áreas de Vegetação com Influência Fluvial (G), de Formações Florestais (H) e de dos principais corpos d'água (I), estimadas através de modelagem de máxima entropia.

**Tabela 1.** Classes e subclasses de vegetação constantes no mapa de cobertura do solo do Pantanal entre 2002 e 2008 (World Wildlife Fund, 2010).

<b>CLASSES E SUBCLASSES</b>
<b>Formações Florestais (FF)</b>
Ca Floresta Estacional Decidual Aluvial
Cb Floresta Estacional Decidual de Terras Baixas
Cs Floresta Estacional Decidual Submontana
Fa Floresta Estacional Semidecidual Aluvial
Fs Floresta Estacional Semidecidual Submontana
SNc (Sd+Fs) Savana Florestada/Floresta Estacional Semidecidual (contato)
SNc (Sd+Cs) Savana Florestada/Floresta Estacional Decidual (contato)
<b>Savana Florestada (SF)</b>
Sd Savana Florestada
Sd+Cs Savana Florestada/Floresta Estacional Decidual
Sd+Fs Savana Florestada/Floresta Estacional Semidecidual
Sd+Sa Savana Florestada/Savana Arborizada
Sd+Sg Savana Florestada/Savana Gramíneo-Lenhosa
Sd+Spf Savana Florestada/Savana Parque
<b>Savana Arborizada (SA - Cerrado)</b>
SNt (SCt) Savana/Floresta Estacional Decidual (transição)
SNt (Sft) Savana/Floresta Estacional Semidecidual (transição)
Sa Savana Arborizada
Sa+Sd Savana Arborizada/Savana Florestada
Sa+Sg Savana Arborizada/Savana Gramíneo-Lenhosa
Saf Savana Arborizada com floresta galeria
Sas Savana Arborizada sem floresta galeria
<b>Savana Gramíneo-Lenhosa (SG - Campo)</b>
Sg Savana Gramíneo-Lenhosa
Sg+Sa Savana Gramíneo-Lenhosa/Savana Arborizada
Sg+Sd Savana Gramíneo-Lenhosa/Savana Florestada
Sgf Savana Gramíneo-Lenhosa com floresta galeria
Sgs Savana Gramíneo-Lenhosa sem floresta galeria
Sp Savana Parque
Spf Savana Parque com floresta galeria
Spf+Sd Savana Parque/Savana Florestada
Sps Savana Parque sem floresta galeria
Vs Vegetação Secundária
rsh Refúgio
<b>Vegetação com Influência Fluvial (VF)</b>

NPt (F+Pa) Floresta Estacional/Pioneira (transição)
P Formações Pioneiras
Pa Formações Pioneiras com influência fluvial e/ou lacustre
SP Savana/Pioneira
SPt (S+Pa) Savana/Formações Pioneiras (transição)
TPt (T+Pa) Savana Estépica/Formações Pioneiras (transição)
<b>Uso Antrópico – (UA)</b>
Ac Agricultura
Ap Pastagem
Im Degradada por Mineração
Iu Influência Urbana
R Reflorestamento
<b>Savana Estépica (SEC - Chaco)</b>
Td Savana Estépica Florestada
Ta Savana Estépica Arborizada
Tps Savana Estépica Parque sem floresta galeria
<b>Savana Estépica/Chaco Úmido (SEU - Chaco Úmido)</b>
Ta+Td Savana Estépica Arborizada/Savana Estépica Florestada
Ta+Tg Savana-Estépica Arborizada/Savana Estépica Gramíneo-Lenhosa
Tg+Ta Savana Estépica Gramíneo-Lenhosa/Savana Estépica Arborizada
Tgf Savana Estépica Gramíneo-Lenhosa com floresta galeria
Tgs Savana Estépica Gramíneo-Lenhosa sem floresta galeria
Tpf Savana Estépica Parque com floresta galeria