



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS**  
Instituto de Ciências Biológicas  
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução



# **Priorização espacial para conservação de Carnívoros (Mammalia) no Brasil**

Rosana Talita Braga

Orientadora: Dr<sup>a</sup> Levi Carina Terribile  
Co-orientador: Dr. José Alexandre Felizola Diniz-Filho

Goiânia, 2012

**Universidade Federal de Goiás**  
Instituto de Ciências Biológicas  
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução

Priorização espacial para conservação de  
Carnívoros (Mammalia) no Brasil

*Dissertação apresentada à Universidade  
Federal de Goiás como parte das exigências do  
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e  
Evolução para obtenção do grau de Mestre em  
Ecologia e Evolução*

Rosana Talita Braga

Orientadora: Dr<sup>a</sup> Levi Carina Terribile  
Co-orientador: Dr. José Alexandre Felizola Diniz-Filho

Goiânia, 2012

# Priorização espacial para conservação de Carnívoros (Mammalia) no Brasil

Rosana Talita Braga

*Dissertação apresentada à Universidade  
Federal de Goiás como parte das exigências do  
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e  
Evolução para obtenção do grau de Mestre em  
Ecologia e Evolução*

Avaliador interno

Avaliador externo

Levi Carina Terribile  
Orientadora

José Alexandre Felizola Diniz-Filho  
Co-orientador

Goiânia, 2012

## **Agradecimentos**

Como é bom termos um espaço para agradecer as pessoas que de um modo ou outro fizeram parte de fases importantes em nossas vidas. No meu caso, existem várias pessoas que foram importantes para a conclusão do meu mestrado. Cada um me ensinou alguma coisa, e por isso deixo aqui minha eterna gratidão a cada um de vocês.

Agradeço a Levi Carina Terribile e ao José Alexandre Felizola Diniz-Filho, pela orientação e co-orientação, respectivamente. Obrigada por todo ensinamento e por engrandecer meu conhecimento de forma única. Agradeço também de forma especial aos demais professores do Programa de pós-graduação em Ecologia e Evolução, por todo conhecimento adquirido e aos colegas do Laboratório de ecologia teórica e síntese (LETS) pela troca de experiência e convivência.

Especificamente obrigada aos amigos que ajudaram na coleta de dados de ocorrência das espécies para este trabalho: Paulo Ribeiro e Daniella Rezende. Agradeço também ao Bruno Barreto e a Renata Frederico pela ajuda quanto ao uso do programa ArcGis, durante algumas fases da dissertação. Guilherme de Oliveira, você foi muito importante para algumas análises deste trabalho, obrigada mesmo! Rogério Faria, agradeço pelas leituras dos capítulos e pelas ótimas sugestões que fez.

Deixo meu obrigada ao pessoal do Instituto onça-pintada pelo crescimento profissional e pessoal que obtive além da vida acadêmica. Todas as experiências vividas até então foram de grande importância para meu conhecimento e para minha carreira profissional de modo geral.

Aos amigos que fiz durante estes dois anos de mestrado, muito obrigada pelo carinho, companheirismo, paciência e força. Com vocês foi bem mais divertido esta fase! Difícil até citar nomes, mas são vários e cada um tem agora um lugarzinho especial no meu coração!

Aos meus familiares também agradeço pelo incentivo, força, carinho e por acreditarem em mim. Vocês que me ensinaram que tudo na vida vale à pena se for feito com disciplina, seriedade e compromisso. Me ensinaram também que a humildade é mais importante do que qualquer título de graduação ou mestrado. Por isso eu sei que a conclusão desta fase tem ainda mais significado para mim. Não posso deixar de agradecer ao meu companheiro San, pela companhia, pelo amor, por entender minhas ausências e por estar do meu lado em momentos difíceis desta fase me dando toda força possível.

A todos vocês... Muito OBRIGADA!

## SUMÁRIO

|  |      |
|--|------|
| LISTA DE FIGURAS   | viii |
| LISTA DE TABELAS   | xi   |
| APRESENTAÇÃO   | xii  |
| RESUMO   | xv   |
| ABSTRACT   | xvii |
| <br>   |      |
| <b>CAPÍTULO 1: Planejamento sistemático e a eficiência das Unidades de Conservação na preservação de Carnívoros (Mammalia) no Brasil</b> |      |
| RESUMO   | 2    |
| INTRODUÇÃO   | 3    |
| MÉTODOS  | 9    |
| Dados de ocorrência das espécies e modelos de distribuição   | 9    |
| Sistema de Unidades de Conservação   | 11   |
| Aleatorização de Unidades de Conservação   | 11   |
| Variáveis para determinação de custo para as análises de priorização Espacial  | 12   |
| Definindo a ordem das áreas prioritárias   | 14   |
| Cenários para priorização espacial para conservação de carnívoros  | 16   |
| RESULTADOS   | 18   |
| DISCUSSÃO  | 27   |
| Modelagens de distribuição potencial e seu uso nos estudos de prioridades de conservação   | 28   |
| Eficiência das Unidades de Conservação para proteção de Carnívoros no Brasil   | 29   |
| Abordagens pró-ativas e a inserção de custos para determinar prioridades de conservação  | 29   |
| Alternativa para minimizar os efeitos da fragmentação do habitat e a necessidade de estudos em escalas espaciais finas                   | 30   |
| REFERÊNCIAS  | 32   |
|  | vi   |

|   |    |
|---|----|
| <b>CAPÍTULO 2: Diversidade taxonômica, funcional e filogenética e a conservação de Carnívoros (Mammalia) no Brasil</b>  |    |
| RESUMO  | 42 |
| INTRODUÇÃO  | 44 |
| MÉTODOS   | 47 |
| Dados de ocorrência das espécies e modelos de distribuição  | 47 |
| Filogenia e diversidade filogenética  | 50 |
| Dados de história de vida e Diversidade Funcional   | 51 |
| Sistema de Unidades de Conservação (UC's)   | 53 |
| Testes de aleatorização   | 53 |
| Seleção de áreas prioritárias   | 54 |
| RESULTADOS  | 56 |
| DISCUSSÃO   |    |
| Padrões de diversidade taxonômica, funcional e filogenética de Carnívoros no Brasil                                     | 62 |
| UC's do Brasil e áreas complementares prioritárias para conservação de diferentes aspectos de diversidade de Carnívoros | 65 |
| REFERÊNCIAS   | 66 |
| CONSIDERAÇÕES FINAIS  | 75 |

## LISTA DE FIGURAS

### CAPÍTULO 1:

- Figura 1: Grade construída sobre o território brasileiro em uma resolução espacial de 0.5° X 0.5° (latitude x longitude). .....13
- Figura 2: Exemplo de remoção de célula com menor perda marginal. A regra de remoção utilizada determina qual célula tem o menor valor biológico e conseqüentemente apresenta menor valor marginal. Na figura, o retângulo maior representa uma paisagem e os polígonos menores os limites de distribuição de espécies. O quadrado cinza escuro representa a célula que foi escolhida para retirada da análise em relação ao quadrado cinza claro, por apresentar menor perda marginal para a espécie mais afetada pela sua retirada. Nesse caso, essa célula era importante para uma espécie com distribuição restrita ou pequena e por isso apresentava alto valor de perda marginal.....15
- Figura 3: Adequabilidade climática para a ocorrência de espécies da família Mustelidae (Carnivora-Mammalia). A adequabilidade varia de 0 a 1 e é maior nas regiões mais escuras (valores próximos de 1) e decresce até as regiões mais claras (valores próximos de 0). .....19
- Figura 4: Adequabilidade climática para a ocorrência de espécies da família Mephitidae (Carnivora-Mammalia). A adequabilidade varia de 0 a 1 e é maior nas regiões mais escuras (valores próximos de 1) e decresce até as regiões mais claras (valores próximos de 0).....19
- Figura 5: Adequabilidade climática para a ocorrência de espécies da família Procyonidae (Carnivora-Mammalia). A adequabilidade varia de 0 a 1 e é maior nas regiões mais escuras (valores próximos de 1) e decresce até as regiões mais claras (valores próximos de 0).....20
- Figura 6: Adequabilidade climática para a ocorrência de espécies da família Canidae (Carnivora-Mammalia). A adequabilidade varia de 0 a 1 e é maior nas regiões mais escuras (valores próximos de 1) e decresce até as regiões mais claras (valores próximos de 0).....20
- Figura 7: Adequabilidade climática para a ocorrência de espécies da família Felidae (Carnivora-Mammalia). A adequabilidade varia de 0 a 1 e é maior nas regiões mais escuras (valores próximos de 1) e decresce até as regiões mais claras (valores próximos de 0).....21

Figura 8: Cenário ótimo (1) de áreas prioritárias para conservação de Carnívoros no Brasil. As regiões em preto no mapa são os 17% prioritários da paisagem, por representar um conjunto com alta adequabilidade climática para todas espécies.....21

Figura 9: Probabilidades das adequabilidades climáticas (desvio padrão) ao longo do território brasileiro das 26 espécies de Carnívoros serem diferentes (a), e maiores (b) dentro das Unidades de Conservação do que seria esperado ao acaso em qualquer região dentro do território nacional. As setas indicam um valor de referência para um nível de significância de 0,05.....22

Figura 10: Cenário 2 indicando áreas que melhor complementam as Unidades de Conservação de proteção integral existentes. Parte das UC's do país estão dentro dos 17% de maior prioridade para conservação de carnívoros no Brasil. As regiões circundadas em verde são regiões prioritárias mas que já são Unidades de Conservação atualmente Brasil.....23

Figura 11: Mapa de custo para conservação obtido pela somatória dos três primeiros eixos da PCA de 14 variáveis sócio-econômicas de municípios brasileiros.....24

Figura 12: Cenário 3 considerando as UC's existentes e o custo para seleção de áreas prioritárias para Carnívoros no Brasil. As 17% áreas de maior prioridade estão marcadas em preto, e indicam áreas de alta adequabilidade para as espécies e de baixo custo para conservação. As regiões circundadas em verde são regiões prioritárias mas que já são Unidades de Conservação atualmente Brasil.....25

Figura 13: Cenário 4, considerando as UC's existentes, o custo para seleção de áreas prioritárias para Carnívoros no Brasil e fator de agregação de células. A ordem das áreas prioritárias evidencia maior conectividade entre as mesmas do que no cenário sem fator de agregação. As regiões circundadas em verde são regiões prioritárias, mas que já são Unidades de Conservação atualmente Brasil.....26

Figura 14: Cenário ideal para conservação de Carnívoros. As regiões em preto indicam áreas onde a alocação de recursos para conservação desse grupo é mais eficiente, por se tratar de regiões que combinaram áreas ótimas (Cenário 1) com áreas interessantes por ponderar o custo e agregação das áreas (Cenário 4).....26

## CAPÍTULO 2:

Figura 1: Reorganização filogenética para as espécies de Carnívoros que ocorrem no território brasileiro a partir de Beninda Emonds et al 1999. ....50

Figura 2: Árvore da distancia funcional entre as espécies de Carnívoros que ocorrem no Brasil, gerada utilizando traços funcionais das espécies.....52

Figura 3: Distribuição espacial da riqueza de espécies de carnívoros no território brasileiro. A riqueza variou de 2 a 22 espécies nas células.....56

|  |    |
|--|----|
| Figura 4: Distribuição espacial dos valores observados de diversidade funcional de Carnívoros no Brasil. Os valores de diversidade funcional encontrados variaram de 0.42 a 1. ....  | 57 |
| Figura 5: Relação entre riqueza de espécies e diversidade funcional de carnívoros.....   | 57 |
| Figura 6: Distribuição espacial da diversidade filogenética de carnívoros no território brasileiro. Os valores de diversidade filogenética encontrados variaram de 0.51 a 1. ....  | 58 |
| Figura 7:Relação entre riqueza de espécies e diversidade filogenética de carnívoros.....   | 58 |
| Figura 8: a) Probabilidades da média de riqueza de espécies de carnívoros (média=0.485), diversidade funcional (média=0.652) e filogenética (média=0.765) da Ordem carnívora ao longo do território brasileiro serem diferentes, e maiores (b) dentro das Unidades de Conservação do que seria esperado ao acaso em qualquer região dentro do território nacional. As setas indicam um valor de referência para um nível de significância de 0,05..... | 59 |
| Figura 9: Ordem das áreas prioritárias no Brasil, considerando a riqueza de espécies de carnívoros e a diversidade funcional como custo (Cenário 1). A definição de prioridades é dada por um balanço entre os valores das duas medidas de diversidade e as regiões altamente prioritárias representam todas espécies e minimizam o custo (representam alta diversidade funcional). ....   | 60 |
| Figura 10: Ordem das áreas prioritárias considerando a riqueza de espécies e a diversidade filogenética (Cenário 2). A definição de prioridades é dada por um balanço entre os valores das duas medidas de diversidade e as regiões altamente prioritárias representam todas espécies e minimizam o custo (representam alta diversidade filogenética).....   | 61 |
| Figura 11: Comparação entre as 5% regiões de maior prioridade do Cenário 1 (com a diversidade funcional como custo) e do Cenário 2 (com a diversidade filogenética como custo). As regiões de congruência espacial para os dois cenários representam áreas ricas em espécies com altos valores de diversidade funcional e filogenética (baixo custo), simultaneamente. ....  | 61 |
| Figura 12: Comparação entre as 20% regiões de maior prioridade do Cenário 1 (com a diversidade funcional como custo) e do Cenário 2 (com a diversidade filogenética como custo). As regiões de congruência espacial para os dois cenários representam áreas ricas em espécies com altos valores de diversidade funcional e filogenética (baixo custo), simultaneamente.....  | 62 |

## **LISTA DE TABELAS**

### **CAPÍTULO 1**

Tabela 1: Pontos de ocorrência das espécies, que foram utilizados na modelagem para gerar a distribuição potencial das espécies de carnívoros.....10

Tabela 2: Variáveis demográficas e sócio-econômicas utilizadas nesse estudo.....13

Tabela 3: Escores das variáveis demográficas e socioeconômicas nos eixos da análise de componentes principais (E1, E2 e E3).....24

### **CAPÍTULO 2**

Tabela 1: Número de pontos por espécie, utilizados na modelagem de distribuição potencial.....49

## APRESENTAÇÃO

Fragmentação de habitat e extinção de espécies; Como priorizar o espaço ambiental para iniciativas conservacionistas no intuito de mitigar a perda de biodiversidade? Discutir questões como estas envolvem uma série de aspectos biológicos e ecológicos, características espaciais e levantamento de possíveis conflitos que podem diminuir a eficácia do planejamento de conservação. Algumas espécies tendem a ser impulsionadas à extinção mais rapidamente que outras devido as suas características biológicas (i.e. uso de habitat, tamanho corporal, área de vida, hábito alimentar, dentre outros). Seguindo essa tendência e evidenciando o fato de que os recursos financeiros para finalidades de conservação são escassos, a tomada de decisão neste contexto exige avaliações rápidas sobre a distribuição e *status* atual das espécies e das regiões onde os esforços de conservação devem ser mais eficazes, dado o alvo de interesse.

Uma questão primordial é que só podemos conservar as espécies para as quais temos conhecimento sobre sua distribuição de ocorrência. No entanto, dificilmente estes dados são acumulados de maneira satisfatória. A modelagem de distribuição tem auxiliado catalisando este tipo de informação, com modelos que predizem a distribuição potencial, baseado nos requerimentos ecológicos das espécies. Assim, é possível indicar onde as espécies são suscetíveis de ocorrer direcionando onde os esforços de conservação podem ser eficazes, o que pode ser confirmado através de estudos refinados em escala local, posteriormente.

Além da diversidade taxonômica (riqueza de espécies), outros componentes de diversidade (i.e. funcional e filogenética), são reduzidos com a fragmentação do habitat. É imprescindível averiguar como estes componentes estão relacionados, já que normalmente os planejamentos de conservação são baseados unicamente em espécies. O fato é que se estes componentes não estiverem espacialmente estruturados de forma congruente, funções

ecossistêmicas, história evolutiva e diversidade genética podem ser perdidas se priorizarmos apenas as espécies.

Deste modo, dividimos esta dissertação em dois capítulos para contextualizar e discutir estes aspectos para o grupo de Carnívoros (Mammalia) no Brasil. Este é um grupo que apresenta alta vulnerabilidade às mudanças no habitat natural, situação esta que é cada vez mais comum nos Biomas brasileiros. Para tanto, nosso primeiro capítulo trata da seleção de áreas prioritárias para este grupo, considerando aspectos sociais e econômicos como preditores de áreas de potencial conflito de interesses. Assim, áreas que são importantes para conservação destas espécies podem ser as mesmas de interesse para atividades agropecuárias ou coincidirem com regiões onde o desenvolvimento humano é baixo (alto analfabetismo, baixa renda, dentre outros), o que reduziria a eficácia do planejamento de conservação. Na tentativa de exibir um balanço entre áreas importantes para a conservação das espécies com o que denominamos de custo para estas áreas, esta primeira parte da dissertação apresenta um *rank* de prioridades que busca alternativas mais realistas quanto às possibilidades para alocação de recursos para se conservar espécies de Carnívoros no Brasil.

No segundo capítulo, nós abordamos três medidas de diversidade (taxonômica, funcional e filogenética) a fim de averiguar como estes componentes estão interligados e espacialmente distribuídos. Assim é possível averiguar se aqueles planejamentos de conservação considerando apenas riqueza de espécies são eficientes para proteger outros aspectos de diversidade, que são essenciais para a viabilidade das espécies ao longo do tempo. Em ambos os capítulos, testamos a eficiência das Unidades de conservação (UC's) atualmente estabelecidas diante dos dois contextos citados.

Concluimos a dissertação evidenciando que é importante considerar aspectos sociais e econômicos para tornar as análises de priorização espacial para a conservação mais realistas. Ainda que uma determinada área seja importante para as espécies, se apresentar alto custo

associado, sua eficácia é reduzida. Evidenciamos também o quanto a prática de análises considerando outros aspectos de diversidade pode ser crucial para aumentar a eficiência dos planejamentos de conservação, como por exemplo para as espécies do grupo aqui estudado.

## RESUMO

As mudanças da paisagem natural provocadas por atividades antrópicas são atualmente importantes ameaças à biodiversidade. Diante disto, a identificação de áreas prioritárias tem se tornado um desafio para a biologia da conservação. A escassez de recursos financeiros para ações conservacionistas implica em estudos direcionados às ações emergenciais de conservação, que considerem aspectos biológicos importantes e diferentes componentes de diversidade, a fim de estabelecer a melhor possibilidade de alocação dos recursos existentes. Além disto, a incorporação de custos das áreas potencialmente prioritárias pode exibir um balanço favorável para minimizar possíveis conflitos de interesse. Assim, nossos objetivos nesta dissertação foi, indicar áreas prioritárias para conservação de espécies de Carnívoros no Brasil, considerando uma série de variáveis sócio-econômicas (e.g. índice de desenvolvimento humano, demografia urbana, cabeças de gado, dentre outras) como medida de custo para conservação. Também averiguamos como estão distribuídas no território brasileiro, a diversidade taxonômica, funcional e filogenética das espécies deste grupo, a fim de identificar o conjunto de regiões que melhor representam estas três medidas de diversidade. Em ambos os casos, averiguamos a eficiência das Unidades de conservação atualmente instituídas (UC's), analisando se a distribuição atual destas no espaço é melhor do que se tivessem distribuídas ao acaso no Brasil. Nossos resultados mostram que algumas regiões de interesse para conservação de espécies também são importantes no contexto sócio-econômico. Assim, outras regiões que a princípio não eram prioritárias passaram a ser consideradas importantes no intuito de minimizar conflitos de conservação. Encontramos também que a diversidade taxonômica não é um bom preditor de diversidade funcional e filogenética. Assim, é necessária uma combinação de conjunto de áreas para representar estas todas as espécies e as demais medidas de diversidade. As UC's não são eficientes para todas as espécies nem para representar diversidade filogenética. Neste último caso, nem mesmo se

as UC's estivessem distribuídas ao acaso no território brasileiro, representariam maiores índices de diversidade filogenética. Sendo assim, é necessário o acréscimo de novas áreas protegidas que complementam as existentes. Concluimos que é importante inserir fatores sócio-econômicos nas análises de priorização, e que estudos considerando diferentes medidas de diversidade são importantes pois, a riqueza de espécies pode não representar bem as outras medidas de diversidade. A medida em que os planejamentos de conservação incorporarem análises como estas, os resultados serão mais satisfatórios no que diz respeito a proteção das espécies em longo prazo.

## ABSTRACT

Changes of natural landscape caused by antropic activities are currently the main threats for biodiversity. Thus, the identification of priority areas has become a challenge for conservation biology. The scarcity of financial resources for conservation involves studies for emergency actions, considering important biological aspects, and different components of diversity in order to better allocate the available resources. Furthermore, the costs' incorporation of potentially priority areas can display a favorable balance for minimize possible conflicts of interest. Hence, our objectives in this study were to identify priority areas for Carnivore species conservation in Brazil, considering social-economic variables as cost measure for conservation. We also investigate how the taxonomical, functional and phylogenetic diversities of the Carnivore are distributed in the Brazilian territory, in order to identify the set of regions that best represent this three diversity measures. In both cases, we investigate the efficiency of currently established conservation units (CUs), examining whether the current distribution in space of these is better than if they were randomly distributed in Brazil. Our results showed that regions of interest for conservation of species are also important in the social-economical development. Thus, other regions that were not at first priority will be considered important in order to minimize conflicts of conservation.

We also found that taxonomic diversity was not the better predictor of functional and phylogenetic diversity. It is necessary the combination of a set of areas to represent these three diversity measures. The UC's are not efficient for all species to represent phylogenetic diversity. In the latter case even the UC's were distributed randomly in Brazilian territory, representing the largest indices of phylogenetic diversity. Thus, it is necessary the addition of new protected areas that complement the previous one. We concluded that it is important to include socio-economic analysis in prioritization, and that studies considering different

measures of diversity are important since the species richness may not well represent the other measures of diversity. In conservation plans that incorporate such analysis, the results are more satisfactory for the long-term species protection.

**Capítulo 1: Planejamento sistemático e a eficiência das Unidades de Conservação na  
preservação de Carnívoros (Mammalia) no Brasil**

**RESUMO:** A extensa exploração humana sobre o meio ambiente tem resultado em diversos propulsores de perda de biodiversidade, como a destruição de habitat, mudanças climáticas globais, introdução de espécies exóticas e sobre exploração de espécies e dos recursos naturais. Diante disto, existe uma demanda urgente para criação de propostas de ações conservacionistas como mitigação para extinção de biodiversidade. Evidentemente, não é possível preservar integralmente todos os ecossistemas devido a conflitos com interesses sócio-econômicos. Ações mais efetivas devem considerar tanto interesses biológicos quanto sociais e econômicos, a fim de estabelecer a melhor possibilidade de alocação dos recursos existentes. Por isso, nosso objetivo foi identificar o conjunto de áreas de maior adequabilidade climática para a ocorrência das espécies que incluem todos 26 Carnívoros, do Brasil; depois averiguamos quais as áreas complementares ao sistema de reservas atual e verificamos a eficiência deste sistema para proteger espécies deste grupo; e por fim, inserindo algumas características que refletem potencial conflito para conservação como custo, averiguamos quais as regiões prioritárias considerando este custo, e dado este cenário qual a solução que apresenta maior agregação entre as regiões. No Brasil as espécies estão amplamente distribuídas. As Unidades de conservação do país (UC's) são mais adequadas do que se ao acaso distribuídas para 23 espécies das 26 estudadas, e para as demais o sistema de reservas não é eficiente. Quando inserimos o custo como penalidade para o *rank* de seleção de áreas prioritárias, observamos que o cenário muda em função do “peso negativo” atribuído as regiões “mais custosas”. Assim, este cenário indica onde a possibilidade de conflito de interesses é menor, tornando-se mais viável. Por fim indicamos uma otimização do cenário com UC's e custo, por gerar o máximo de conectividade possível entre as áreas em cada classe de prioridade.

## INTRODUÇÃO

O aumento da densidade populacional humana resultou em diversos agentes causadores de perda da biodiversidade, como a destruição de habitat, mudanças climáticas globais, introdução de espécies exóticas e sobre exploração de espécies e dos recursos naturais. Esses eventos impulsionaram a atual crise de biodiversidade, em que espécies vêm sendo extintas a taxas extremamente elevadas (Loyola & Lewinsohn, 2009). Diante disso, e da crescente exploração de recursos naturais, evidentemente existe uma demanda urgente para criação de propostas de ações conservacionistas como mitigação para extinção de biodiversidade em diferentes níveis de escala (Cardillo et al., 2006).

Com a eminência da crise, novas estratégias de seleção de áreas prioritárias baseadas em padrões biogeográficos aplicadas em diferentes escalas (Whittaker et al., 2005) têm sido propostas com o objetivo de identificar áreas de alto valor conservacionista, como é o caso dos “*Hotspots* de Biodiversidade” (Myers et al., 2000), “Centros de Diversidade de Plantas” (WWF-IUCN, 1994–1997), e “Áreas Nativas de Alta Biodiversidade” (Mittermeier et al., 2003; Brooks et al. 2006). Muitos desses modelos globais foram desenvolvidos por organizações não-governamentais (e.g., Conservação Internacional, WWF, etc.) e têm sido criticados por vários motivos, principalmente em relação à metodologia utilizada para identificar as áreas prioritárias (Mace et al., 2000; Jepson & Canney, 2001; Whittaker et al., 2005). Além disso, algumas das críticas são dirigidas aos modelos globais porque eles não incluem importantes áreas de biodiversidade (Bates & Demos, 2001) ou porque, na prática, a maioria das instituições trabalham isoladamente gerando esforços redundantes e pouco efetivos em conservação (Mace et al., 2000).

Evidentemente, não é possível preservar integralmente todos os ecossistemas devido a conflitos com interesses sócio-econômicos (Diniz-Filho et al. 2009). Tendo em vista as

rápidas mudanças observadas de perda de biodiversidade, a identificação de áreas prioritárias ainda apresenta um desafio para a biologia da conservação (Pimm et al., 1995). Isso se dá principalmente devido a limitação dos recursos disponíveis para ações conservacionistas. Desse modo, ações mais efetivas devem considerar tanto interesses biológicos quanto sociais e econômicos, a fim de estabelecer a melhor possibilidade de alocação dos recursos existentes (Margules & Pressey, 2000). Assim, é possível proteger diferentes alvos de conservação com o menor custo possível, minimizando a chance de conflitos de interesse (Margules & Sarkar, 2007).

Atualmente estudos para a seleção de áreas prioritárias têm sido feitos por meio do Planejamento Sistemático de Conservação, que se dedica à identificação de novas áreas prioritárias para a conservação e a mensuração dos níveis de proteção existentes (Margules & Sarkar, 2007). Essa é uma ciência para maximizar a conservação de elementos importantes em uma rede de reservas protegidas (Smith et al., 2006). Para trazer flexibilidade ao processo de seleção de áreas para a conservação é essencial que se identifiquem diferentes conjuntos de áreas importantes, isso é, criar alternativas aos conjuntos de áreas prioritárias (Pressey et al., 1996).

Trata-se de um processo guiado por metas pré-estabelecidos e utilizado para delinear sistemas de reservas naturais, objetivando determinar, implementar e gerenciar um conjunto de áreas com gasto mínimo de recursos (Gordon, et al., 2009). Uma série de ferramentas computacionais tem sido utilizada para priorizar da melhor forma possível a forma com que a biodiversidade é incorporada no planejamento de conservação. Os métodos utilizados para tais procedimentos incluem, classificação de áreas por um conjunto de critérios como determinar o menor conjunto de áreas necessário para representar todas espécies, ou para maximizar o número de espécies representada por um recurso financeiro (ReVelle et al., 2002; Williams et al., 2004). Outros aspectos também podem ser incorporados para

determinar uma rede de reservas de conservação, como o porcentagem de hábitat protegido para todas as espécies minimizando outras restrições como custos diretos e indiretos, ou limiar de tamanho e formato das reservas.

Abordagens baseadas em planejamento sistemático dependem da disponibilidade de amplos conjuntos de dados. Porém, dados de distribuição de espécies, principalmente na região neotropical, são relativamente escassos e de difícil obtenção para análises de priorização (Williams & Gaston, 1994). Uma alternativa é a utilização de métodos de modelagem preditiva para gerar as distribuições geográficas esperadas das espécies (Pearson et al. 2007). O pressuposto geral dos métodos de modelagem é que fatores climático/ambientais controlam a distribuição das espécies. No entanto, ainda existem controvérsias de se os modelos de distribuição potencial gerados representam o nicho fundamental dessas espécies (Pearman et al., 2007), nicho realizado, multivariado, nicho climático (quando condicionadas apenas variáveis climáticas) ou ainda como estimativas de adequabilidade climática (Kearney 2006, Franklin 2009). Apesar disso um conceito geral destas diferentes abordagens é que esses métodos produzem mapas que indicam onde as espécies são susceptíveis de ocorrer e pode ser uma ferramenta importante aplicada a estudos de conservação (Fuller et al., 2007; Pearson et al., 2007).

Um roteiro prático para planejamento sistemático de conservação foi proposto por Margules & Pressey (2000). Considerando critérios relevantes e uma seqüência lógica que deve estruturar uma ação conservacionista bem sucedida, de forma geral o planejamento deve ser feito seguindo-se as seguintes etapas: i) compilando dados da biodiversidade da escala abordada; ii) identificando as características que a unidade de conservação em questão deve apresentar; iii) posteriormente, revisando as Unidades de Conservação já implementadas; iv) depois fazendo seleção de áreas que complementem as regiões já preservadas (visando alcançar a meta de conservação estabelecida e ao mesmo tempo averiguando a eficiência das

áreas já implementadas); v) e por fim, estimular a implementação de ações conservacionistas nessas áreas indicadas como prioritárias e garantir a manutenção dessas unidades. Sarkar & Illoidi-Rangel (2010) atualizaram este protocolo, e detalhadamente o subdividiram em 14 etapas. A inovação deste novo protocolo é por enfatizar as interações entre componentes e revisão e reiteração do planejamento de etapas devido a um *feedback* entre os componentes abordados. Também considera explicitamente os valores culturais e pressupostos normativos que são incorporados ao planejamento, que precisa considerar adequadamente as questões éticas envolvidas (Sarkar & Illoidi-Rangel, 2010).

Estratégias conservacionistas elaboradas em escalas mais amplas podem ser transferidas para escalas espaciais mais restritas (finas) e com informações diretamente relevantes para o direcionamento dos esforços de conservação. Análises nessas escalas amplas permitem avaliar regiões potencialmente importantes para que, em um segundo momento, estudos mais detalhados sejam feitos para maximizar o conhecimento de parâmetros que podem afetar a viabilidade populacional ao longo do tempo, tais como, fragmentação de habitat, exploração intensa de recursos locais, dentre outros (Diniz-Filho, et al. 2009).

#### *Sistema estudado: O Brasil e sua fauna de mamíferos Carnívoros*

O Brasil abriga cerca de 13% da biota mundial e por isso é considerado um país megadiverso (Mittermeier et al., 1997). O país possui seis importantes biomas e o maior sistema fluvial do mundo. Possui também dois *hotspots* de biodiversidade (o Cerrado e a Mata Atlântica) (Myers et al., 2000) e a maior área úmida tropical do mundo (o Pantanal) (Ponce & Cunha, 1993). É o quinto maior país do mundo e o maior entre os países tropicais, com um território de 8.514.877 km<sup>2</sup> com jurisdição sobre mais de 3,5 milhões de km<sup>2</sup> de águas costeiras (Brandon, et al. 2005). De modo geral, todos os biomas brasileiros têm sido

afetados pela ocupação humana e os tipos e níveis de ameaça são heterogêneos (Brandon et al. 2005). Além disso, algumas regiões brasileiras já impactadas pela ocupação humana e agrícola ou de grande potencial para sua expansão, apresentam correlação positiva com áreas de alta riqueza de espécies de alguns grupos de vertebrados (Barreto et al. 2008; Diniz-Filho et al. 2009; Loyola et al 2009).

No intuito de propiciar a preservação de importantes remanescentes de biomas brasileiros, em 1989 o Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) e a Fundação para Conservação da Natureza (Funatura) elaboraram uma proposta de Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC). A finalidade era classificar diferentes tipos de áreas protegidas agrupadas em categorias de uso indireto e proteção integral (Brito, 2003). Para isso, a Lei concebeu dispositivos que regulamentam as complexas relações entre o Estado, os cidadãos e o meio ambiente, considerando seus aspectos naturais e culturais (MMA, 2004). A questão é que em uma visão realista, a escolha das áreas protegidas tem sido feita em grande parte de forma oportunista, considerando beleza cênica, interesses econômicos e políticos (Trindade-Filho & Loyola, 2010). Assim a eficácia dessas áreas fica a mercê de existir coincidência com regiões importantes para a biodiversidade. Diante disso e da possível correlação entre riqueza de espécies e ocupação humana, torna-se explícita a necessidade de se considerar aspectos demográficos, econômicos e sociais para selecionar uma rede de áreas protegidas mais eficiente (independente do alvo de conservação) no país.

No Brasil existem 688 espécies de mamíferos com distribuição restrita e/ou compartilhadas com o seu território (Reis et al. 2011). Apesar dos mamíferos serem um grupo de organismos bem conhecido, existem ainda lacunas de conhecimento (i. e. identificação de novas espécies, *status* de distribuição, dentre outros) que dificultam iniciativas de conservação e manejo (Brito, 2004). Algumas espécies não estão ameaçadas no Brasil como

um todo, mas tornaram-se raras ou podem já ter perdido grande parte de sua distribuição original (Costa et al. 2005). A perda e a fragmentação de habitats naturais constituem as maiores ameaças aos mamíferos terrestres no Brasil. Além disso, espécies deste grupo são prejudicadas pela pressão de caça, ainda que essa atividade seja ilegal no país há mais de 35 anos (Costa et al. 2005).

Os mamíferos da ordem Carnivora são bastante diversificados quanto à massa corpórea, uso de habitat, comportamento social, apresentando uma gama de nichos distintos ocupados pelas espécies (Eisenberg & Redford, 1999). Carnívoros (Mammalia) de modo geral são mais susceptíveis a processos de extinção devido às suas características biológicas (e.g., tamanho corporal e área de vida, tamanho da prole, tempo de gestação, hábito alimentar, conflito com produtores rurais) (Eisenberg & Redford, 1999) em combinação com os impactos de origem antrópica, provenientes do aumento da densidade populacional humana (Cardillo et al 2004). Cardillo et al (2004) discutem também que, por esse motivo, até mesmo espécies dessa Ordem que ainda não estão incluídas em categorias de ameaça, também necessitam de ações preventivas voltadas a sua conservação. O desenvolvimento de uma ciência da conservação preditiva permite minimizar a chance do risco de extinção destas espécies em um futuro próximo.

O presente trabalho teve o objetivo de avaliar a eficiência das Unidades de Conservação brasileiras na preservação dos mamíferos Carnívoros com ocorrência no Brasil e selecionar áreas prioritárias complementares considerando esta rede de reservas existente. Mais especificamente, pretendemos responder às seguintes questões: i) Quais são as áreas que representam um cenário ótimo (áreas de maior adequabilidade para as espécies) para conservação de Carnívoros, em que todas as espécies em questão estão incluídas? ii) A adequabilidade climática para as espécies dentro das Unidades de Conservação é diferente daquela esperada se essas Unidades fossem distribuídas ao acaso? Ou seja, são eficientes para

proteção destas espécies? iii) Dadas as áreas protegidas existentes, como estão distribuídas no território brasileiro as áreas que melhor as complementam? iv) Considerando algumas características que refletem potencial conflito para conservação, qual é o cenário prioritário complementar as áreas protegidas existentes inserindo custo como penalidade? Adicionalmente, utilizando a área de vida das espécies como uma medida para indicar o uso da paisagem pelas mesmas, qual o cenário com maior agregação das áreas prioritárias e consequentemente reduzindo o isolamento entre elas?

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### *Dados de ocorrência das espécies e modelos de distribuição*

Segundo Wozencraft (2005) a ordem Carnivora (Mammalia) é dividida em duas subordens: Feliformia (Feloidea) e Caniformia (Canoidea) e atualmente, existem 15 famílias e 287 espécies desta Ordem em todo o mundo. No Brasil, existem 26 espécies terrestres e semi-aquáticas representantes das famílias Felidae, Canidae, Mustelidae, Mephitidae e Procyonidae e 2 espécies marinhas da família Otariidae (Wozencraft 2005). Nesse estudo consideramos apenas as espécies classificadas como terrestres e semi-aquáticas. Os pontos de ocorrência (coordenadas geográficas) para as 26 espécies (Tabela 1) foram obtidos a partir de Einsenberg & Redford (1999) e Wilson & Reeder (2005) e artigos publicados; de dois bancos de dados on-line: Global Biodiversity Information Facility – GBIF (<http://www.gbif.org/>) e SpeciesLink <http://smlink.cria.org.br> (esses dados passaram por uma triagem para evitar possíveis erros relacionados a nomenclatura). Também utilizamos dados provenientes de registros pessoais e dados não publicados quando concedidos por pesquisadores parceiros.

Modelamos a distribuição geográfica potencial dos carnívoros para toda a extensão de ocorrência das espécies (baseado nos pontos de ocorrência conhecidos), e depois restringimos as análises para o Brasil. Estas distribuições foram geradas com base em modelos gerados pelo software MAXENT (Phillips, *et al.*, 2006) em uma resolução de 0.04167° por célula (aproximadamente 4,58 km<sup>2</sup>). O MAXENT, quando comparado às demais técnicas de modelagem, apresenta boa habilidade preditiva (ver Elith *et al.*, 2006), sendo um método baseado no princípio de máxima entropia, capaz de realizar previsões (probabilidades de ocorrência) a partir de informações incompletas (pontos de ocorrência conhecidos). Para gerar os modelos de distribuição, o método estima a probabilidade de ocorrência de uma espécie ao atingir a distribuição de máxima entropia sujeita a um conjunto de restrições que representam a informação incompleta sobre a distribuição desta espécie (Phillips *et al.*, 2006). O resultado é um mapa de adequabilidade (variando de 0 a 1) para a ocorrência de cada espécie dentro do limite climático utilizado na modelagem. Os mapas só foram utilizados para as análises desde que a quantidade de pontos fosse suficiente para gerar mapas com valores de AUC > 0.9. Dados das variáveis ambientais que foram utilizadas nesta modelagem (temperatura média anual, sazonalidade da temperatura, temperatura média do trimestre mais seco, precipitação anual, sazonalidade da precipitação, precipitação do trimestre mais quente) foram obtidas a partir do banco de dados WorldClim (<http://www.worldclim.org/>) e foram selecionadas por apresentarem menor correlação.

Tabela 1: Pontos de ocorrência das espécies, que foram utilizados na modelagem para gerar a distribuição potencial das espécies de carnívoros.

| Espécies de Carnívoros<br>(Mammalia) | Nome popular      | n° de pontos |
|--------------------------------------|-------------------|--------------|
| <b>Mustelidae</b>                    |                   |              |
| <i>Eira Barbara</i>                  | Irara             | 234          |
| <i>Galictis cuja</i>                 | Furão             | 77           |
| <i>Galictis vittata</i>              | Furão             | 33           |
| <i>Lontra longicaudis</i>            | Lontra            | 147          |
| <i>Mustela africana</i>              | doninha amazônica | 9            |
| <i>Pteronura brasiliensis</i>        | Ariranha          | 70           |

|                                |                                    |     |
|--------------------------------|------------------------------------|-----|
| <b>Mephitidae</b>              |                                    |     |
| <i>Conepatus chinga</i>        | Jaratataca                         | 22  |
| <i>Conepatus semistriatus</i>  | Jaratataca                         | 39  |
| <b>Procyonidae</b>             |                                    |     |
| <i>Bassaricyon alleni</i>      | Olingo                             | 21  |
| <i>Nasua nasua</i>             | Quati                              | 268 |
| <i>Potos flavus</i>            | Jupará                             | 171 |
| <i>Procyon cancrivorus</i>     | mão pelada                         | 224 |
| <b>Canidae</b>                 |                                    |     |
| <i>Atelocynus microtis</i>     | cachorro do mato de orelhas curtas | 14  |
| <i>Cerdocyon thous</i>         | cachorro do mato                   | 87  |
| <i>Chrysocyon brachyurus</i>   | lobo-guará                         | 109 |
| <i>Pseudalopex gymnocercus</i> | Raposa                             | 57  |
| <i>Pseudalopex vetulus</i>     | Raposinha                          | 22  |
| <i>Speothos venaticus</i>      | cachorro-vinagre                   | 43  |
| <b>Felidae</b>                 |                                    |     |
| <i>Leopardus colocolo</i>      | gato palheiro                      | 21  |
| <i>Leopardus geoffroyi</i>     | gato do mato grande                | 37  |
| <i>Leopardus pardalis</i>      | Jaguaririca                        | 228 |
| <i>Leopardus trigrinus</i>     | gato do mato pequeno               | 102 |
| <i>Leopardus wiedii</i>        | gato maracajá                      | 97  |
| <i>Panthera onça</i>           | onça-pintada                       | 203 |
| <i>Puma concolor</i>           | onça-parda                         | 809 |
| <i>Puma yagouaroundi</i>       | Jaguarundi                         | 61  |

### *Sistema de Unidades de Conservação*

No Brasil foram instituídas áreas protegidas da categoria de Proteção Integral que devem na prática, ser mais eficientes na proteção da diversidade por não permitir qualquer tipo de uso e exploração dos seus recursos naturais, se comparadas às áreas protegidas da categoria de Uso Indireto. (Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000 - Sistema Nacional de Unidades de Conservação). Assim, nós consideramos em nossas análises apenas as áreas protegidas da categoria de Proteção Integral (UC's) existentes no território brasileiro e que possuem tamanho maior ou igual a 10.000 hectares (Sollmann et al. 2008). Este tamanho foi definido as espécies estudadas possuírem área de vida extensa e que reservas menores

poderiam apresentar maior pressão pelo efeito de borda para as espécies . Fizemos um levantamento dessas Unidades (Parques Nacionais e Estaduais, Estações Ecológicas, Reservas Biológicas, Monumentos Naturais e Refúgio de Vida Silvestre) do Brasil, através de pesquisas no site do IBAMA (<http://www.ibama.gov.br>). Depois que obtivemos o mapa das UC's, fizemos uma sobreposição com uma grade de células com resolução igual aos nossos dados de distribuição das espécies. Por fim, essa malha foi padronizada no formato *ASCII* para o uso nas análises de priorização espacial.

#### *Aleatorização de Unidades de Conservação*

Calculamos a proporção de Unidades de Conservação (UC's) dentro de cada célula de uma grade de 0.5° de resolução espacial (Figura 1). Calculamos também as adequabilidades climáticas das espécies dentro de cada célula (com e sem UC's). Posteriormente, fizemos um modelo nulo para verificar se as adequabilidades climáticas das espécies são diferentes daquelas esperadas se a mesma proporção de UC's fosse distribuída ao acaso no Brasil. Para isso, multiplicamos os valores de adequabilidade climática de cada espécie pelos valores de proporção de UC's dentro de cada célula e calculamos o desvio padrão para esses valores. Escolhemos utilizar o desvio padrão por representar a variação intrínseca da adequabilidade do território brasileiro para cada espécie. Feito isso, aleatorizamos 1000 vezes a proporção de UC's dentro de cada célula em todo o território nacional. Multiplicamos novamente os valores das adequabilidades climáticas pelos valores de proporção de UC's obtidos para cada célula na aleatorização, e depois calculamos o desvio padrão para cada espécie, novamente. Por fim, analisamos a probabilidade dos valores observados (adequabilidades climáticas X UC's existentes) serem iguais (teste bicaudal) e/ou maiores (teste unicaudal) do que o esperado ao

acaso (adequabilidades climáticas X aleatorização das UC's). As aleatorizações foram feitas no programa R (*R Development Core Team 2006*).



Figura 1: Grade sobre o território brasileiro em uma resolução espacial de 0.5° X 0.5° (latitude x longitude).

#### *Variáveis para determinação de custo para as análises de priorização espacial*

Dados de 14 variáveis demográficas e socioeconômicas (ver Rangel et al. 2007) foram obtidos do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (<http://www.ibge.gov.br>) e do Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (IPEA) (<http://www.ipea.gov.br>), para 5.507 municípios brasileiros. Essas variáveis (Tabela 2) foram utilizadas como indicadoras de áreas de potencial conflito com ações de conservação. Uma análise baseada em componentes principais (PCA) foi utilizada para reduzir a dimensionalidade desses dados e identificar fatores independentes (ou eixos), que posteriormente foram utilizados como custo na seleção de áreas prioritárias.

Tabela 2: Variáveis demográficas e sócio-econômicas utilizadas nesse estudo.

| <b>Descrição da variável</b>                   | <b>Ano</b> |
|--|------------|
| Índice de Desenvolvimento humano               | 2000       |
| Saúde (Médicos residentes por 1000 habitantes) | 2000       |
| Densidade Populacional residente rural         | 2010       |

|   |      |
|---|------|
| Densidade Populacional residente urbana       | 2010 |
| Área plantada em hectare                      | 2010 |
| Cabeça de gado por hectare                    | 2007 |
| Percentual de pessoas indigentes              | 2000 |
| Valor Total Rural dos Rendimentos recebidos   | 2000 |
| Valor Total urbano dos Rendimentos recebidos  | 2000 |
| Renda – desigualdade (índice L de Theil)      | 2000 |
| Esperança de vida ao nascer                   | 2000 |
| Probabilidade de sobrevivência até os 60 anos | 2000 |
| Número de domicílios particulares             | 2000 |
| Área do estabelecimento (áreas próprias)      | 2005 |

Os autovalores e autovetores foram extraídos da matriz de correlação entre as 14 variáveis. Assim, reduzimos a dimensionalidade dos dados sócio-econômicos em um número menor de fatores (eixos), e os eixos passíveis de interpretação foram padronizados de modo a variar de 0 (ocupação mínima) a 1 (ocupação máxima) (Diniz-Filho et al. 2009) da seguinte

maneira:

$$Pd = \frac{X - X_{\min}}{X_{\max}}$$

onde, Pd = valor padronizado do eixo, X = o valor a ser padronizado,  $X_{\min}$  = ao menor valor do eixo e  $X_{\max}$  = ao maior valor do eixo.

Posteriormente os eixos foram somados utilizando a fórmula que pondera o peso de cada eixo (% de variação resumida por eixo) para a somatória:

$$Ct = \sqrt{(W_x \cdot C_x)^2 + (W_y \cdot C_y)^2 + (W_z \cdot C_z)^2 + (\dots)}$$

onde, Ct=Custo total proveniente da soma dos eixos,  $W_x$  = peso e  $C_x$  = valor no primeiro eixo,  $W_y$  = peso e  $C_y$  = respectivo valor no segundo eixo,  $W_z$  = peso e  $C_z$  = respectivo valor no terceiro eixo e (...) assim até o último eixo a ser somado.

#### *Definindo a ordem das áreas prioritárias*

O software Zonation (Moilanen et al. 2005) dispõe de uma série de métodos para identificar e avaliar áreas para conservação, fornecendo uma priorização hierárquica da paisagem, com base no valor de conservação de cada região. O meta-algoritmo atribui às

células da paisagem analisada uma hierarquia de importância para conservação, recalculando a cada iteração o valor de perda marginal de cada célula e retirando aquelas com menores valores; isso é repetido até que a última célula (aquela considerada mais importante para se conservar) seja retirada da paisagem. O valor de perda marginal atribuído a cada célula da paisagem é determinado pela Regra de remoção escolhida. Esse valor é calculado considerando o quanto à retirada de uma célula afeta negativamente as espécies (em termos de distribuição remanescente), de modo que a célula com menor perda marginal é retirada da análise (Molainen 2007) (ver exemplo na Figura 2). Na definição do valor de cada célula da paisagem para o cálculo da perda marginal, podem ser consideradas características biológicas, espécies prioritárias (de maior interesse), conectividade espécie-específica, presença/ausência ou probabilidade de ocorrência das espécies e ainda abundância. No entanto, dados biológicos necessários para análises mais refinadas nesse programa ainda são escassos. Além disso, pode ser implementado como custo para seleção de áreas, características da paisagem como valor da terra das unidades de planejamento, áreas conflitantes com agricultura e densidade populacional humana, além da possibilidade de se fixar células que não devem participar da solução desejada (Moilanen *et al.*, 2005; Moilanen & Kujala, 2008).

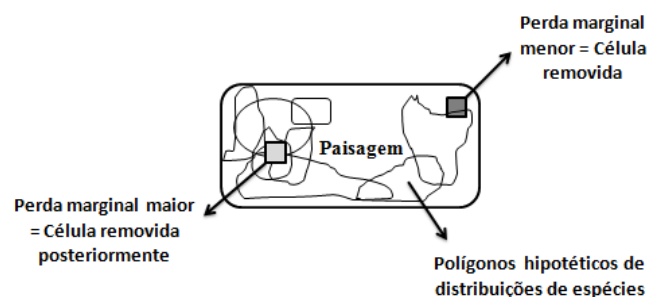


Figura 2: Exemplo de remoção de célula com menor perda marginal. A regra de remoção utilizada determina qual célula tem o menor valor biológico e conseqüentemente apresenta menor valor marginal. Na figura, o retângulo maior representa uma paisagem e os polígonos menores os limites de distribuição de espécies. O quadrado cinza escuro representa a célula que foi escolhida para retirada da paisagem em relação ao quadrado cinza claro, por apresentar menor perda marginal para a espécie mais afetada pela sua retirada. Nesse caso, essa célula era importante para uma espécie com distribuição restrita ou pequena e por isso apresentava alto valor de perda marginal.

Visando obter a melhor solução que fosse capaz de manter todas as espécies de Carnívoros em questão, foram elaborados três cenários, todos com a Função de Zoneamento baseado em núcleo de distribuição (*Basic core-area Zonation*). Essa regra de remoção atribui mais peso para aquelas células que contêm o centro de distribuição, ou que apresentam altos valores de adequabilidade para a distribuição das espécies. Conjuntamente maior peso também é atribuído àquelas células que representam a distribuição restrita de alguma espécie, o que torna tal célula insubstituível. A espécie mais afetada pela retirada das células é considerada, para definir qual apresenta menor perda marginal ao ser removida da paisagem (Molainen, 2007). Para nossas análises essa regra de remoção é importante, pois, além de priorizar a representação de todo o conjunto de espécies de Carnívoros, não é uma função aditiva, ou seja, não soma as adequabilidades provenientes dos dados de distribuição. Portanto, ainda que 10 espécies tenham o valor de 0.099 de adequabilidade em uma célula específica, esta célula não receberá o valor 0.99 (como no caso de uma função aditiva, pois o valor da adequabilidade seria 0.099 multiplicado por 10, corresponde ao número de espécies desse exemplo) (Moilanen et al. 2005; Moilanen 2007) e não será igual (perante o *rank*) a uma célula que possui espécies com esse valor de adequabilidade.

#### *Cenários para priorização espacial para conservação de Carnívoros*

O **primeiro cenário** foi feito utilizando apenas a Regra de remoção especificada, sobre a distribuição potencial das espécies. Assim obtivemos o cenário ótimo, ou seja, aquele que apresenta um *rank* com uma solução ideal para conservar as espécies. No **segundo cenário**, foram fixadas as áreas de Proteção Integral existentes para que fossem retiradas por último da análise, para averiguar se essas áreas protegidas são importantes para os Carnívoros, de acordo com o *rank* de prioridades do cenário 1. Nesse caso, foi possível

averiguar quais as áreas mais importantes para conservação, dado a existência das reservas de proteção integral.

O **terceiro cenário** foi feito considerando as UC's de proteção integral existentes e as variáveis demográficas e sócio-econômicas como um custo para a análise. Quando inserimos o custo, a remoção de células é baseada no valor de conservação local, dividido pelo custo das células e, agora, um valor alto no *rank* para uma célula pode ser obtido quando (i) há um nível alto de ocorrência de espécies e/ou (ii) de baixo custo para a célula. O **quarto cenário** foi feito utilizando o custo demográfico e sócio-econômico, as UC's e o fator de agregação das células “*distribution smoothing*” para que a solução gerada interligasse o máximo possível as áreas selecionadas como prioritárias. Para isso, utilizamos as médias de áreas de vida estimadas para as espécies desse grupo (ver Reis et al. 2011) como modelo espécie-específica de uso da paisagem. Para as espécies que não obtivemos esse dado, duas delas (*Galictis cuja* e *Conepatus chinga*) utilizamos a estimativa feita para o gênero. Para as 4 espécies monotípicas (*Atelocynus microtis*, *Bassaricyon alleni*, *Lontra longicaudis* e *Mustela africana*) mantemos esse valor padronizado = “1”, para que as colunas não tivessem ausência de dados e a análise pudesse ser realizada. O tamanho da célula em graus utilizado foi de aproximadamente 0.04167°. Desse modo a importância de cada célula ao entorno de uma específica é considerada, e expressa implicitamente a capacidade de dispersão das espécies (Moilanen & Kujala, 2008). Esse é um método de agregação computacionalmente rápido e eficiente. No entanto, ele assume que a fragmentação (baixa conectividade) é desfavorável para todas as espécies e assim sempre favorece áreas com maior uniformidade. A obtenção da maior conectividade entre as células é feita utilizando a seguinte fórmula:

$$\alpha = \frac{2 * [\text{tamanho da célula em km}]}{[\text{área de vida em (km)}] * (\text{Tamanho da célula em graus})}$$

em que,  $\alpha = \epsilon$  é o coeficiente que propicia uma solução com maior conectividade que é determinada por um “kernel smoothing. O tamanho da célula em km é de aproximadamente 4,58km e a área de vida média foi obtida para 20 espécies.

Em todos os cenários gerados, o fator de deformação de células utilizado foi 10. Esse fator define quantas células são removidas por interação. O expoente da curva espécies-área utilizado foi  $z = 0.25$  (Thomas et al. 2004). Esse valor é usado para calcular o risco de extinção das espécies quando o tamanho da distribuição está diminuindo, ou seja, indica o quanto a espécie é afetada pela perda de habitat, pois é o expoente da curva de espécie-área ( $S=cA^z$ ).

## **RESULTADOS**

No Brasil as espécies de carnívoros estão amplamente distribuídas (Figura 3, 4, 5, 6, 7). O cenário ótimo obtido, considerando a áreas mais adequadas para a distribuição de todas as espécies, mostra que as áreas prioritárias estão descontínuas, ou seja, distribuídas em várias regiões do país. Esta descontinuidade é claramente observada nos 20% mais prioritários da paisagem, considerando a sobreposição de regiões de maior adequabilidade climática segundo os modelos de distribuição potencial obtidos (Figura 8).

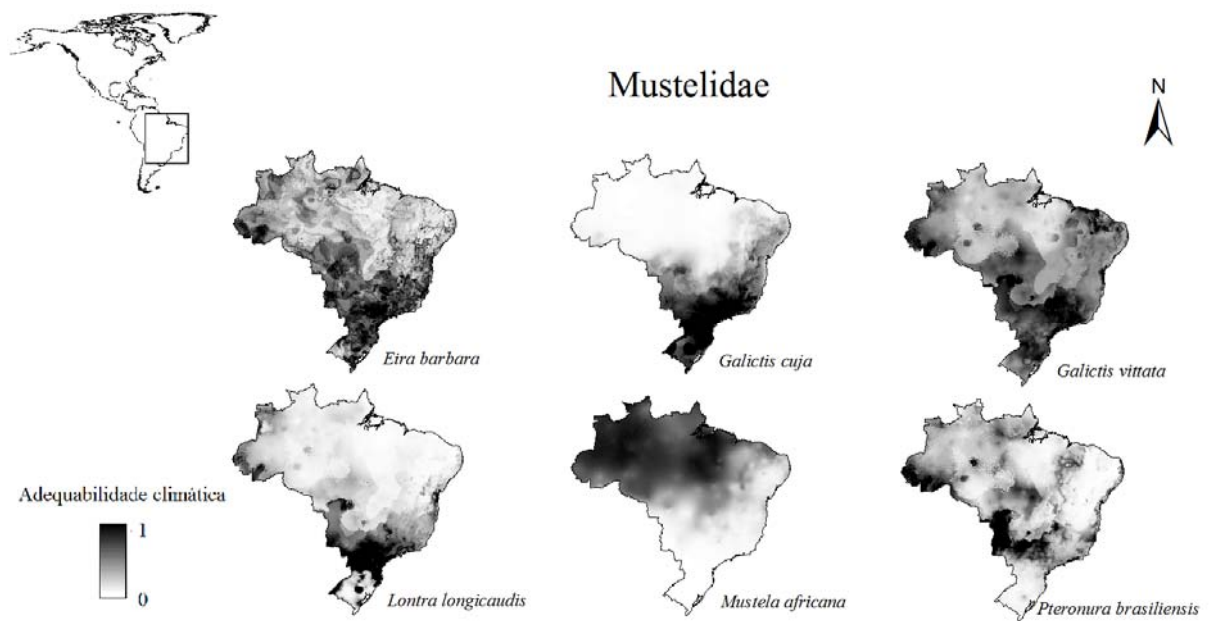


Figura 3: Adequabilidade climática para a ocorrência de espécies da família Mustelidae (Carnivora-Mammalia). A adequabilidade varia de 0 a 1 e é maior nas regiões mais escuras (valores próximos de 1) e decresce até as regiões mais claras (valores próximos de 0).



Figura 4: Adequabilidade climática para a ocorrência de espécies da família Mephitidae (Carnivora-Mammalia). A adequabilidade varia de 0 a 1 e é maior nas regiões mais escuras (valores próximos de 1) e decresce até as regiões mais claras (valores próximos de 0).

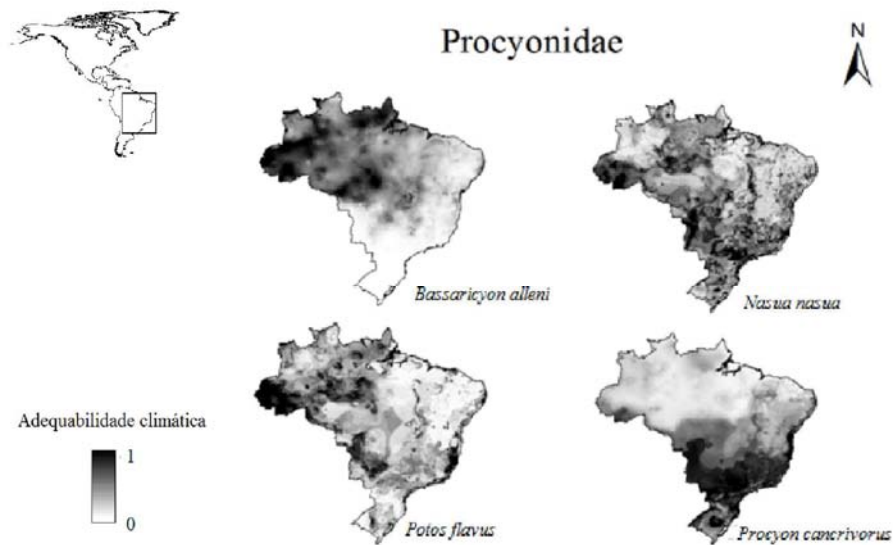


Figura 5: Adequabilidade climática para a ocorrência de espécies da família Procyonidae (Carnivora-Mammalia). A adequabilidade varia de 0 a 1 e é maior nas regiões mais escuras (valores próximos de 1) e decresce até as regiões mais claras (valores próximos de 0).

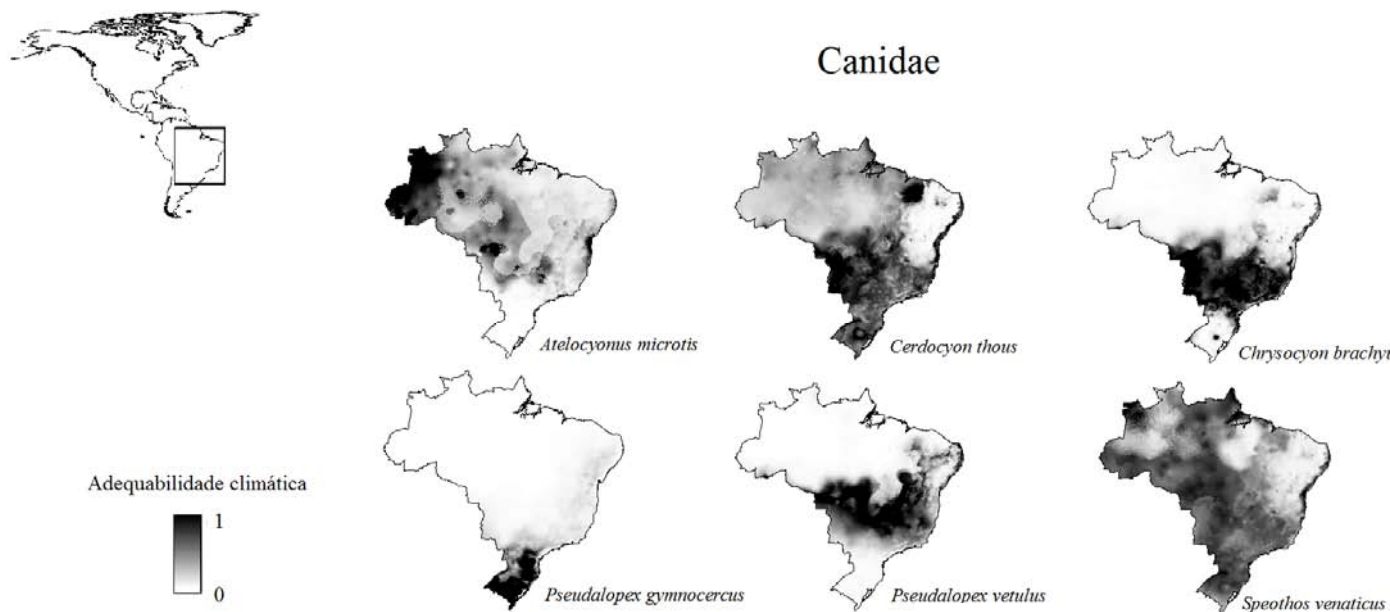


Figura 6: Adequabilidade climática para a ocorrência de espécies da família Canidae (Carnivora-Mammalia). A adequabilidade varia de 0 a 1 e é maior nas regiões mais escuras (valores próximos de 1) e decresce até as regiões mais claras (valores próximos de 0).

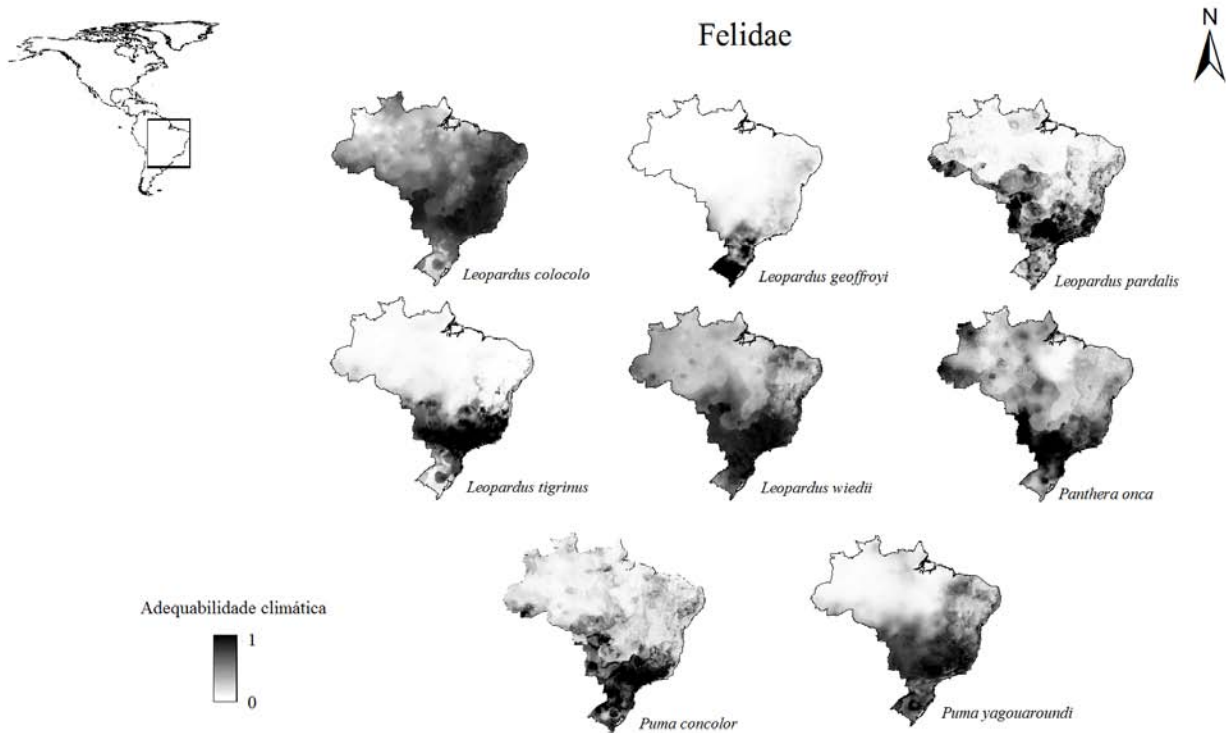


Figura 7: Adequabilidade climática para a ocorrência de espécies da família Felidae (Carnivora-Mammalia). A adequabilidade varia de 0 a 1 e é maior nas regiões mais escuras (valores próximos de 1) e decresce até as regiões mais claras (valores próximos de 0).

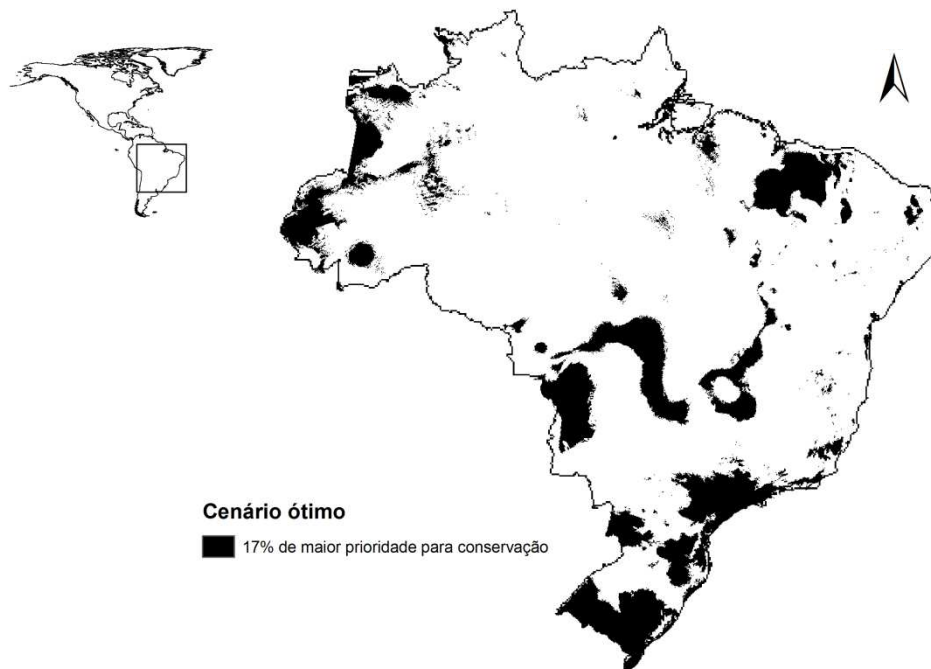
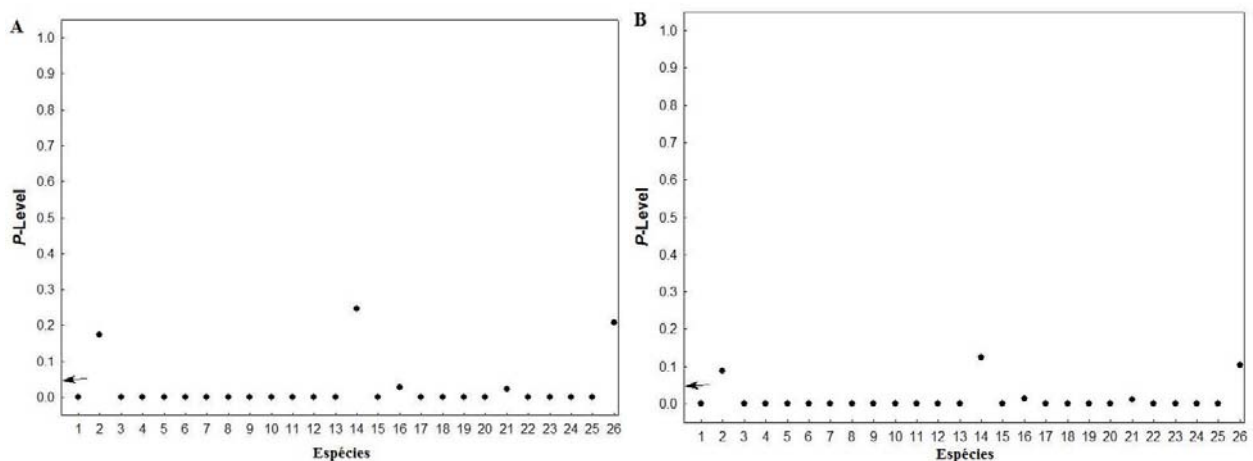


Figura 8: Cenário ótimo (1) de áreas prioritárias para conservação de Carnívoros no Brasil. As regiões em preto no mapa são os 17% prioritários da paisagem, por representar um conjunto com alta adequabilidade climática para todas espécies.

Para a maioria das espécies a adequabilidade climática dentro das UC's foi diferente (Figura 9a) e maior (Figura 9b) do que o esperado ao acaso. Esse resultado indica que, pelo menos para 23 espécies de Carnívoros, as UC's atualmente instituídas possuem características climático/ambientais mais favoráveis à sua ocorrência dos Carnívoros do que se esta mesma proporção de reservas estivesse distribuída ao acaso. Observamos o contrário para três espécies (*Atelocynus microtis*, *Nasua nasua*, e *Speothos venaticus*). Se a mesma proporção de UC's existentes no Brasil estivesse em qualquer outro lugar do país, a adequabilidade climática seria a mesma que existe dentro das UC's atualmente instituídas. Desse modo, o sistema de reservas atual não é eficiente para proteção dessas três espécies, considerando os modelos de distribuição potencial obtidos.

O cenário obtido considerando as áreas protegidas existentes como mais importantes no *rank* para que pudéssemos obter as áreas complementares as mesmas (aquelas consideradas como melhores no *rank*, dado a existência das áreas já protegidas), também caracterizam áreas desagregadas em todo território brasileiro (Figura 10).



**Figura 9:** Probabilidades das adequabilidades climáticas (desvio padrão) ao longo do território brasileiro das 26 espécies de Carnívoros serem diferentes (a), e maiores (b) dentro das Unidades de Conservação do que seria esperado ao acaso em qualquer região dentro do território nacional. As setas indicam um valor de referência para um nível de significância de 0,05.

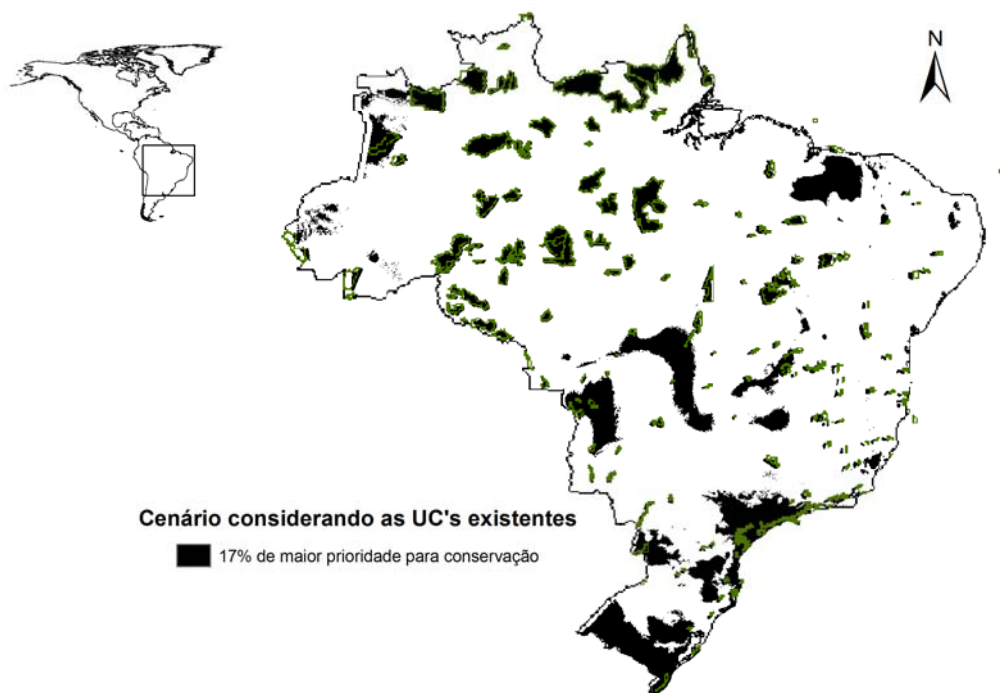


Figura 10: Cenário 2 indicando áreas que melhor complementam as Unidades de Conservação de proteção integral existentes. Parte das UC's do país estão dentro dos 17% de maior prioridade para conservação de carnívoros no Brasil. As regiões circundadas em verde são regiões prioritárias mas que já são Unidades de Conservação atualmente Brasil.

As variáveis demográficas e socioeconômicas consideradas na análise de componentes principais tiveram sua variação condensada principalmente nos três primeiros eixos, que somados representam 69,08% da variação total do conjunto de dados. O primeiro eixo pode ser interpretado como a variação da qualidade de vida humana no país, o segundo representa variáveis relacionadas à demografia humana e o terceiro eixo, a variação espacial de atividades agropecuárias (Tabela 3). Portanto, esses eixos representam a variação da intensidade de diferentes aspectos de ocupação humana no Brasil, sendo possível combiná-las em um único eixo que indique a magnitude geral dessa ocupação (Figura 11). Assim esses dados indicam com mais eficácia do que variáveis isoladas, quais são as regiões de potencial conflito com interesses conservacionistas.

Tabela 3: Escores das variáveis demográficas e socioeconômicas nos eixos da análise de componentes principais (E1, E2 e E3).

| <b>Variáveis</b>                                  | <b>E1</b> | <b>E2</b> | <b>E3</b> |
|---|-----------|-----------|-----------|
| Índice de Desenvolvimento humano                  | 0.8992    | -0.3112   | 0.1992    |
| Saúde (Médicos residentes a cada 1000 habitantes) | 0.6077    | 0.257     | -0.1633   |
| Densidade Populacional residente rural            | -0.2081   | 0.637     | 0.1987    |
| Densidade Populacional residente urbana           | 0.5983    | 0.6079    | -0.4594   |
| Área plantada em hectare                          | 0.1124    | -0.1018   | -0.2138   |
| Cabeça de gado                                    | 0.1741    | 0.5151    | 0.6364    |
| Percentual de pessoas indigentes                  | -0.8278   | 0.3778    | -0.1171   |
| Valor Total Rural dos Rendimentos recebidos       | 0.2626    | 0.3878    | 0.5159    |
| Valor Total urbano dos Rendimentos recebidos      | 0.7974    | 0.4687    | -0.3295   |
| Renda - desigualdade social (índice L de Theil)   | -0.0323   | 0.5571    | 0.1205    |
| Esperança de vida ao nascer                       | 0.814     | -0.4084   | 0.2897    |
| Probabilidade de sobrevivência até os 60 anos     | 0.8096    | -0.3979   | 0.2939    |
| Número de domicílios particulares                 | 0.5661    | 0.6725    | -0.4021   |
| Área do estabelecimento (áreas próprias)          | -0.1014   | 0.559     | 0.6159    |

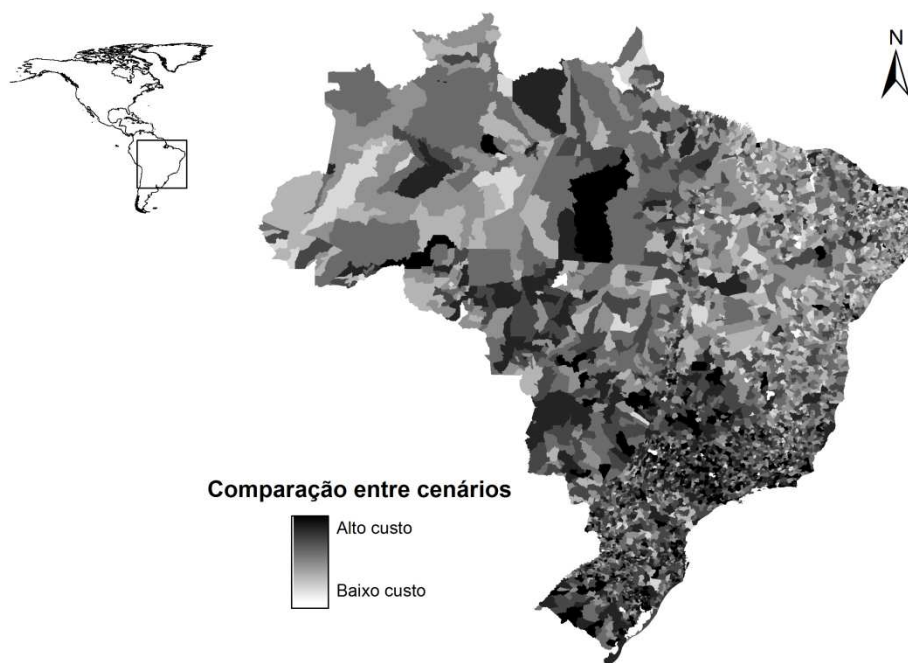


Figura 11: Mapa de custo para conservação obtido pela somatória dos três primeiros eixos da PCA de 14 variáveis sócio-econômicas de municípios brasileiros.

Quando inserimos o custo como penalidade para o *rank* de seleção de áreas prioritárias, observamos que o cenário muda em função do “peso negativo” atribuído as regiões “mais caras” (Figura 12). Assim, o novo cenário obtido considera as UC’s existentes, mas indica áreas complementares as mesmas, onde a possibilidade de conflito de interesses de conservação é menor. O quarto cenário utilizando a regra de agregação de células (*distribution smoothing*), indica uma otimização do cenário com UC’s e custo, por gerar o máximo de conectividade possível entre as áreas em cada classe de prioridade (Figura 13). Nesse cenário, evidenciando as áreas classificadas como 17% melhores da paisagem de acordo com o *rank* e comparando com o primeiro cenário que seria o ideal para as espécies ainda encontramos áreas congruentes. Portanto, essas são as regiões onde a alocação de recursos para conservação deverá ser ainda mais eficiente, por representarem áreas de menor conflito e áreas definidas como ótimas para as espécies (Figura 14).

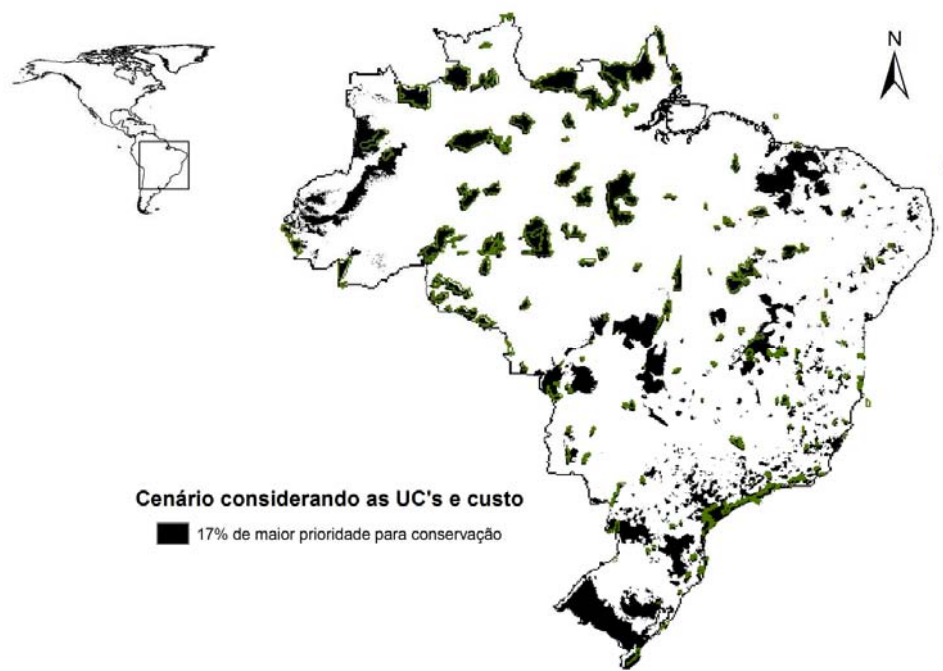


Figura 12: Cenário 3 considerando as UC’s existentes e o custo para seleção de áreas prioritárias para Carnívoros no Brasil. As 17% áreas de maior prioridade estão marcadas em preto, e indicam áreas de alta adequabilidade para as espécies e de baixo custo para conservação. As regiões circundadas em verde são regiões prioritárias mas que já são Unidades de Conservação atualmente Brasil.

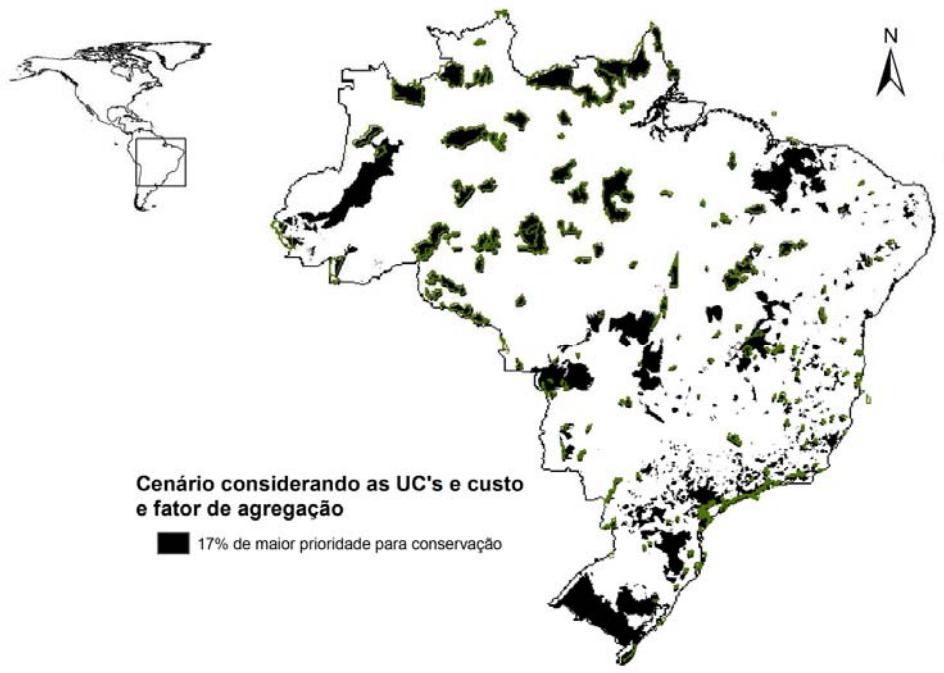


Figura 13: Cenário 4, considerando as UC's existentes, o custo para seleção de áreas prioritárias para Carnívoros no Brasil e fator de agregação de células. A ordem das áreas prioritárias evidencia maior conectividade entre as mesmas do que no cenário sem fator de agregação. As regiões circundadas em verde são regiões prioritárias, mas que já são Unidades de Conservação atualmente Brasil.

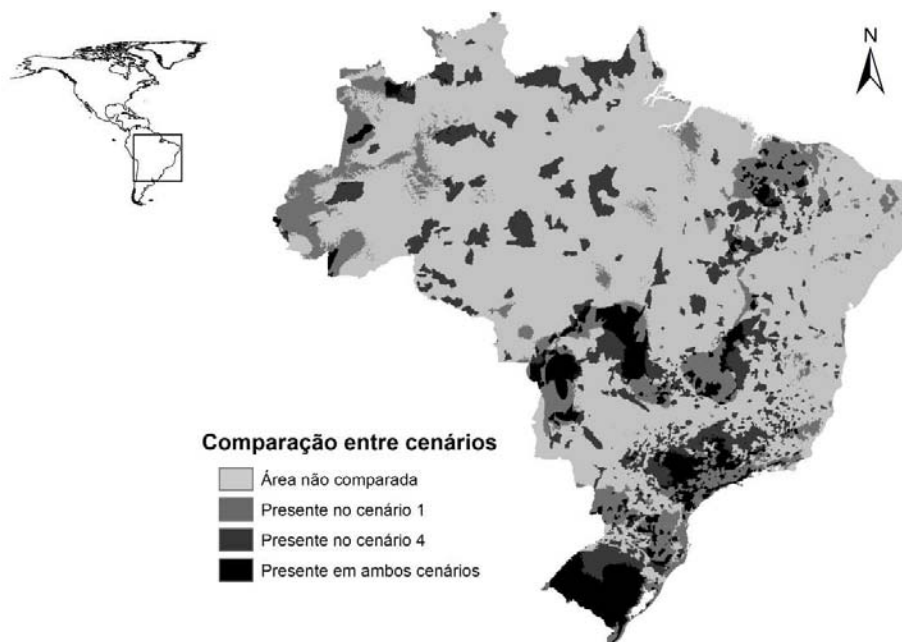


Figura 14: Cenário ideal para conservação de Carnívoros. As regiões em preto indicam áreas onde a alocação de recursos para conservação desse grupo é mais eficiente, por se tratar de regiões que combinaram áreas ótimas (Cenário 1) com áreas interessantes por ponderar o custo e agregação das áreas (Cenário 4).

## DISCUSSÃO

É crescente o número de estudos indicando onde ações de conservação devem ser direcionadas, focando vários grupos taxonômicos e em escalas espaciais distintas (e.g. Rondinini, et al. 2005; Barreto et al 2008; Loyola, et al. 2008(a),(b); Valenzuela-Galván et al. 2008, Loyola et al. 2009). Nosso estudo destaca regiões importantes onde a conservação de Carnívoros no Brasil deve ser focada. Indicamos prioridades de conservação para esse grupo, em que, as regiões são classificadas como prioritárias porque representam áreas com alta adequabilidade climática para muitas espécies ou para espécies restritas a determinadas regiões no país. Além disso, as áreas prioritárias foram definidas incorporando um balanço feito com características socioeconômicas como custo, e assim, propomos áreas de menor potencial de conflito de interesses.

Carnívoros são espécies que tem relativamente grande porte e alto potencial de conflito em habitats fragmentados (Mills et al 2001;. Crooks 2002. Treves e Karanth 2003; Berger 2006). Habitats alterados normalmente refletem a perda de potenciais presas para animais de maior porte, e por isso, esses enfrentam restrições energéticas (Carbone et al. 1999) impulsionando a busca por sua reposição ao se alimentarem de outras presas de grandes vertebrados que também são de interesse humano. Por esse e outros motivos, essas espécies tornam-se propensas a serem afetadas pelas ações antrópicas e, conseqüentemente, serem ameaçadas ou extintas (Gingsberg, 2001).

### *Modelagens de distribuição potencial e seu uso nos estudos de prioridades de conservação*

Estudos de conservação utilizando distribuições de espécies geradas por modelagem preditiva, podem ser enviesados por erros de super-estimativa de ocorrência (Allouche et al.

2006). No entanto, como utilizamos a variação de adequabilidade climática das áreas do território brasileiro (ao invés de dados categóricos binários de presença e ausência), os cenários de priorização são constituídos com base em pesos atribuídos à variação. A interpretação dos nossos cenários de priorização gerados permite uma análise espacial contínua também para esse aspecto. Assim, quanto menor a prioridade atribuída para uma área, maior é o erro de super-estimativa de ocorrência associado, devido à baixa adequabilidade proveniente dessas regiões, para a maioria das espécies de Carnívoros.

Apesar da regra de remoção que utilizamos para a construção do *rank* de áreas prioritárias, comprovadamente selecionar regiões com alta adequabilidade para ocorrência de cada espécie, geralmente esta regra apresenta menor sobreposição entre as distribuições dessas espécies (Moilanen, 2007). Normalmente, esta regra necessita de menor número de células por espécie para atingir a meta estabelecida do que outras regras opcionais para esta análise. Por outro lado, a área total mínima necessária para atingir tal meta considerando todas as espécies é menor na função de benefício aditivo, em que, na construção do *rank* atribui maior peso a aquelas regiões com maior riqueza (Moilanen 2007). Assim, é preciso ressaltar que nossos cenários gerados devem exigir maior custo para implementação das áreas para proteção dessas espécies, do que se tivéssemos usado outras Regras de remoção. Em contrapartida, não seria possível que trabalhássemos com os dados de adequabilidade das espécies usando outras Regras que somam os valores de adequabilidade para as espécies que ocorrem em determinada célula para atribuir peso para a mesma.

#### *Adequabilidade das Unidades de Conservação para proteção de Carnívoros no Brasil*

Para a maioria das espécies, áreas com alta adequabilidade estão dentro das reservas. No entanto, algumas espécies não estão protegidas dentro das UC's do país. Além disso,

parte das reservas existentes está localizada em áreas de elevado custo associado. Apesar disso, a inclusão das Unidades de Conservação já existentes no país em nossas análises (sempre ao topo do *rank*), é necessária para que as áreas prioritárias sugeridas sejam definidas pelo critério de complementaridade com base nas que já estão instituídas. O que evidenciamos é a importância de se investir na criação de novas áreas de refúgio protegidas por lei, que sejam eficazes na manutenção das espécies e não em reservas definidas por condições oportunistas, estabelecidas sob critérios políticos, econômicos ou meramente por beleza cênica, o que é visto comumente no Brasil (Diniz-Filho et al. 2008). Outro aspecto é que a criação de reservas complementares deve aumentar a viabilidade daquelas que já existem e consequentemente, das espécies desse grupo.

#### *Abordagens pró-ativas e a inserção de custos para determinar prioridades de conservação*

A maioria dos estudos que determinam prioridades de conservação são baseados em uma abordagem reativa, ou seja, geralmente atribuem maior importância para as áreas com elevado número de espécies ameaçadas e/ou espécies endêmicas ou onde o habitat já foi perdido em grandes proporções (Mittermeier et al 2004; Loyola et al 2008(a); Valenzuela-Galván et al. 2008; Trindade-Filho & Loyola 2011). No entanto, tão emergencial quanto ações reativas são as abordagens pró-ativas, dando ênfase também, para regiões que atualmente apresentam baixa vulnerabilidade, objetivando evitar que estes ecossistemas, se tornem vulneráveis. Áreas com baixo potencial de conflito com interesses humanos são exemplos de regiões onde o foco de ações pró-ativas pode ser direcionado. Dada a vulnerabilidade aos processos antrópicos conferida às espécies de mamíferos carnívoros (Gingsberg, 2001), mesmo as áreas com baixa riqueza de espécies, que não coincidem com as áreas de interesse econômico são importantes para a conservação. A inclusão sucessiva dessas

áreas complementares permite criar uma rede de Unidades de Conservação capaz de representar todas as espécies de interesse (que nem sempre é composta pelas áreas de maior riqueza) minimizando, simultaneamente, a sobreposição com áreas de interesse humano.

Diferentes variáveis podem ser utilizadas como critérios para indicar conflitos entre interesses sócio-econômicos e conservação da biodiversidade, tais como, padrões demográficos de ocupação humana, preço da terra, áreas importantes para agricultura e pecuária e qualidade de cada unidade de planejamento (Strange et al 2006; Loyola et al., 2008b). Alguns estudos têm relatado correlação positiva entre áreas de maior riqueza de espécies de alguns grupos taxonômicos e densidade populacional humana (Diniz-Filho et al. 2009; Balmford et al. 2001), enquanto outros têm mostrado que outras variáveis apresentam correlação mais significativa (Rangel et al 2007; Barreto et al 2008). As variáveis que representam custo para conservação mudam ao longo do espaço e o efeito das mesmas também deve ser diferente entre grupos taxonômicos. Por isso, o uso simultâneo de grupos de variáveis ligadas ao desenvolvimento socioeconômico (tal como o conjunto de variáveis utilizadas nesse estudo) como critério de restrição, torna a análise mais eficiente, pois permitem identificar quais são as variáveis de maior importância para o sistema estudado e consequentemente para a escolha de áreas a serem preservadas.

*Alternativa para minimizar os efeitos da fragmentação do habitat e a necessidade de estudos em escalas espaciais finas*

Sabendo que mamíferos da Ordem Carnívora são espécies com área de vida relativamente extensa (Eisenberg & Redford, 1999) e da alta fragmentação de habitat natural no território brasileiro que vem aumentando suas proporções ao longo do tempo (Brandon, et al. 2005), a eficiência das áreas protegidas por si só torna-se reduzida. Para elevar a eficácia

dessas regiões importantes para conservação dessas espécies, é importante delinear um sistema de reservas com alternativas de conectividade das áreas (como abordado no último cenário desse estudo). Portanto, ainda que essa solução espacial que geramos tenha como demanda um número maior de áreas a serem protegidas, (e conseqüentemente maior custo para a implementação das mesmas) o resultado é uma área total protegida maior, com redução dos efeitos provenientes de fragmentos muito isolados, maximizando a eficiência do sistema de reservas como todo.

Diversos fatores podem afetar os resultados de análises de priorização (e.g. a escala de análise (política ou geográfica); conceito de espécies (Filogenético ou biológico); objetivo da definição de prioridades (mais espécies a serem protegidas ou um aumento da viabilidade em longo prazo das espécies) e capacidade de concretização (considerações políticas e financeiras locais) (Valenzuela-Galván, et al 2008). As regiões de grande importância para conservação de carnívoros no Brasil aqui indicadas, direcionam as ações para um planejamento regional adaptado às políticas locais, que necessitam da projeção de informações importantes como requerimentos ecológicos e sociais, para contribuir com a manutenção das espécies a longo prazo dentro das áreas protegidas.

Como apresentado aqui, o uso de dados em resolução fina que refletem custo para conservação é crucial para determinação de áreas prioritárias para complementar a rede de reservas atual. O *rank* de prioridades espaciais proposto indica a melhor solução para a alocação dos recursos financeiros para proteger carnívoros no Brasil. À medida que surgirem mais estudos como este, focando diferentes grupos taxonômicos, será possível indicar o melhor conjunto de áreas para uma escala espacial específica, propondo alternativas viáveis de conservação e que sejam eficazes para proteção de várias espécies simultaneamente.

## REFERÊNCIAS

- Allouche, O.; Tsor, A. & Kadmon, R. 2006. Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology*, 43, 1223-1232.
- Balmford, A.; Moore, J. L.; Brooks, T.; Burgess, N.; Hansen, L. A.; Williams, P. & Rahbek, C. 2001. Conservation conflicts across Africa. *Science*, 291: 2616-2619.
- Barreto, B. S.; Oliveira, G.; Pinto, M. P.; Bini, L. M.; Diniz-Filho, J. A. F. & Blamires, D. 2008. Riqueza de espécies de emberizídeos e conflitos de conservação no Cerrado brasileiro. *Acta Scientiarum*, 30: 67-72.
- Bates, J. M. & Demos, T. 2001. Do we need to devalue Amazonia and other large tropical forests? *Diversity and Distributions*, 7: 249-255.
- Berger, K. M. 2006 Carnivore-livestock conflicts: effects of subsidized predator control and economic correlates on the sheep industry. *Conservation Biology*, 20:751–761.
- Brandon, K.; Fonseca, G. A. B.; Rylands, A. B. & Silva, J. M. C. 2005. Conservação Brasileira: desafios e oportunidades. *Megadiversidade*, 1:7-13.
- Brito, M. C. W 2003. Unidades de Conservação: intensões e resultados. 2ª edição Annablume, FAPESP, SP.

Brito, D. 2004. Lack of adequate taxonomic knowledge may hinder endemic mammal conservation in the Brazilian Atlantic Forest. *Biodiversity and Conservation* 13: 2135-2144.

Brooks, T. M.; Mittermeier, R. A.; da Fonseca, G. A. B.; Gerlach, J.; Hoffmann, M.; Lamoreux, J. F.; Mittermeier, C. G.; Pilgrim, J. D. & Rodrigues, A. S. L. 2006. Global Biodiversity Conservation Priorities. *Science*, 313 : 58-61.

Carbone, C.; Mace, G. M.; Roberts, S. C.; Macdonald, D. W. 1999. Energetic constraints on the diet of terrestrial carnivores. *Nature*, 402:286–288.

Cardillo, M.; Purvis, A.; Sechrest, W.; Gittleman, J. L.; Bielby, J.; et al. 2004. Human population density and extinction risk in the world's carnivores. *PLoS Biology* 2:909–914.

Cardillo, M.; Mace, G. M.; Gittleman, J. L. & Purvis, A. 2006. Latent extinction risk and the future battlegrounds of mammal conservation. *PNAS USA*, 103(11):4157-4161.

Costa, L. P.; Leite, Y. L. R.; Mendes, S. L. & Ditchfield, A. D. 2005. Conservação de mamíferos do Brasil. *Megadiversidade*, 1 (1): 103-112.

Crooks, K. R 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology*, 16:488–502.

Diniz-Filho, J. A. F.; Bini, L. M.; Vieira, C. M.; Blamires, D.; Terribile, L. C.; Bastos, R. P.; Oliveira, G. & Barreto, B. S. 2008. Spatial patterns of terrestrial vertebrate species richness in the Brazilian Cerrado. *Zoological Studies*, 47:146-157.

Diniz-Filho, J. A. F.; Bini, L. M.; Oliveira, G.; Barreto, B. S.; Silva, M. M. F. P.; Terribile, L. C.; Rangel, T. F. L. V. B.; Pinto, M. P.; Sousa, N. P. R.; Vieira, L. C. G.; Melo, A. S.; De Marco Júnior, P.; Vieira, C. M.; Blamires, D.; Bastos, R. P.; Carvalho, P.; Ferreira, L. G.; Telles, M. P. C.; Rodrigues, F. M.; Silva, D. M.; Silva Jr, N. J.; Soares, T. N. 2009. Macroecologia, biogeografia e áreas prioritárias para conservação no cerrado. *Oecologia Brasiliensis*, 13(3):470-497.

Eisenberg, J. F. & Redford, K. H. 1999. *Mammals of the Neotropics. The Central Neotropics: Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil*. Chicago. Univ. Chicago Press, 3: 609p.

Elith, J.; Graham, C. H.; Anderson, R. P.; Dudýk, 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.; Soberón, J.; Williams, S.; Wisz, M. S. & Zimmermann, N. E. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29, 129-151.

Franklin, J. 2009. *Mapping species distribution: Spatial inference and prediction*. Cambridge University Press. Cambridge.

Fuller, T.; Sánchez-Cordero, V.; Iloldi-Rangel, P.; Linaje, M. & Sarkar, S. 2007. The Cost of Postponing Biodiversity Conservation in Mexico. *Biological Conservation*, 134: 593-600.

Ginsberg, J. R. 2001. Setting priorities for carnivore conservation: what makes carnivores different? In: Gittleman JL, Funk S, Macdonald, DW, Wayne RK (eds) *Carnivore conservation*. Cambridge University Press, 498-523

Gordon, A.; Simondson, D.; White, M.; Moilanen, A.; Bekessy, S. 2009. Integrating conservation planning and landuse planning in urban landscapes, *Landscape and Urban Planning*, 91:183-194.

Jepson, P. & Canney, S. 2003. Values-led conservation. *Global Ecology and Biogeography*, 12: 271-274.

Kearney, M. 2006. Habitat, environment and niche: What are we modeling? *Oikos*, 115: 186-191.

Loyola, R. D.; Becker, C. G.; Kubota, U. Haddad, C. F. B.; Fonseca, C. R. et al. 2008a. Hung out to dry: choice of priority ecoregions for conserving threatened Neotropical anurans depends on life-history traits. *PLoS ONE* 3(5):e2120.doi:10.1371/journal.pone.0002120.

Loyola, R. D.; Oliveira, G. Diniz-Filho, J. A. F.; Lewinsohn, T. M. 2008b. Conservation of Neotropical carnivores under different prioritization scenarios: mapping species traits to minimize conservation conflicts. *Diversity and distributions*, 14: 949–960.

Loyola, R. D. & Lewinsohn, T. M. 2009. Diferentes abordagens para a seleção de prioridades de conservação em um contexto macro-geográfico. *Megadiversidade*, 5: 29-42.

Loyola, R. D.; Kubota, U.; Fonseca, G. A. B. & Lewinsohn, T. M. 2009. Key neotropical ecoregions for conservation of terrestrial vertebrates. *Biodiversity and Conservation*, 18: 2017-2031.

Mace, G. M.; Balmford, A.; Boitani, L.; Cowlshaw, G.; Dobson, A. P.; Faith, D. P.; Gaston, K. J.; Humphries, C. J.; Lawton, J. H.; Margules, C. R.; May, R. M.; Nicholls, A. O.; Margules, C. R. & Pressey, R. L. 2000. Systematic conservation planning. *Nature*, 405, 243-253.

Margules, C. R. & Sarkar, S. 2007. Systematic conservation planning. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido.

Mills, M. G. L.; Freitag, S. & Van Jaarsveld, A. S. 2001. Geographic priorities for carnivore conservation in Africa. In: Gittleman, J. L.; Funk, S.; Macdonald, D. W.; Wayne, R. K. (eds) *Carnivore conservation*. Cambridge University Press, 467–483.

Mittermeier, R. A.; Gil, P. R.; & Mittermeier, C. G. 1997. Megadiversity. Earth's biologically wealthiest nations. Conservation International, Washington, D.C.

Mittermeier, R. A.; Mittermeier, C. G. ; Gil, P. R. ; Pilgrim, J. ; Fonseca, G.; Brooks, T. e Konstant, W. R. 2003. *Wilderness: Earth's Last Wild Places*. Conservation International, 576p.

Mittermeier, R. A.; Robles-Gl, P.; Hoffman, M.; Pilgrim, J.; Brooks, T. et al. 2004 Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. Mexico City: CEMEX, 392p.

MMA. 2004. Lei 9985, de 18 de julho de 2000, decreto nº 4.340 de 22 de agosto de 2002. Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) 5ª edição , Brasília MMA/SBF, 56p.

Moilanen, A., Franco, A. M. A.; Early, R.; Fox, R.; Wintle, B. & Thomas, C. D. 2005. Prioritising multiple use landscapes for conservation: methods for large multi species planning problems. *Proceedings of the Royal Society of London, Series B, Biological Science*, 272:1885-1891.

Moilanen A. 2007. Landscape Zonation, benefit functions and target-based planning. Unifying reserve selection strategies. *Biological Conservation*, 134, 571–579.

Moilanen, A. & H. Kujala. 2008. Zonation spatial conservation planning framework and software v. 2.0: User manual. URL: <http://www.helsinki.fi/bioscience/consplani>

Myers, N.; Mittermeier, R. A.; Mittermeier, C. G.; Fonseca, C. A. B. & Kent, J. 2000. Hotspots de Biodiversidade para prioridades de conservação. *Natureza*, 403: 853– 858.

Ponce, V. M. & Cunha, C. N. 1993. Vegetated earthmounds in tropical savannas of Central Brazil: a synthesis with special reference to the Pantanal do Mato Grosso. *Journal of Biogeography*, 20:219-225.

Pearman, P. B.; Guisan, A.; Broennimann, O. & Randin, C. F. 2007. Niche dynamics in space and time. *Trends in Ecology and Evolution*, 23, 149–158.

Pearson R. G.; Raxworthy, C. J.; Nakamura, M. & Peterson, A. T. 2007. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography*, 34: 102–117.

Phillips, S. J.; Anderson, R. P. & Schapire, R. E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological modeling*, 190: 231-259.

Pimm, S. L.; Russell, G. J.; Gittleman, J. L. & Brooks, T. M. 1995. The future of biodiversity. *Science*, 269: 347-350.

Pressey, R. L.; Possingham, H. P. & Margules, C. R. 1996. Optimality in reserve selection algorithms: when does it matter and how much? *Biological Conservation*, 76: 259-267.

Rangel, T. L. F. V. B.; Bini, L. M.; Diniz-Filho, J. A. F.; Pinto, M. P.; Carvalho, P.; Bastos, R. P. 2007. Human development and biodiversity conservation in Brazilian Cerrado. *Applied Geography*, 27: 14-27.

Reis, N. R.; Peracchi, A. L.; Pedro, W. A. & Lima, I. P. *Mamíferos do Brasil*. 2011. 2ª Edição, 439p.

ReVelle, C.S.; Williams, J.C.; Boland, J.J. 2002. Counterpart models in facility location science and reserve selection science. *Environ. Model. Assess.* 7, 71–80

Rondinini, C.; Stuart, S. & Boitani, L. 2005. Habitat suitability models and the shortfall in conservation planning for African vertebrates. *Conservation Biology*, 19:1488–1497.

Sarkar, S. & Illoldi-Rangel, P. 2010. Systematic conservation planning: an updated protocol. *Natl. Conserv.* 8: 19-26.

Smith, R. J.; Goodman, P. S. & Matthews, W. S. 2006. Systematic conservation planning: a review of perceived limitations and an illustration of the benefits, using a case study from Maputaland, South Africa. *Oryx*, 40: 400-410.

Sollmann, R.; Tôrres, N. & Silveira, L. 2008. Jaguar Conservation in Brazil: The Role of Protected Areas. *Cat News Special Issue*, 4: 15-20

Strange, N.; Rahbek, C.; Jepsen, J. K. & Lund, M. P. 2006. Using farmland prices to evaluate cost-efficiency of national versus regional reserve selection in Denmark. *Biological Conservation*, 128: 455–466.

Thomas, C. D.; Cameron, A.; Green, R. E.; Bakkenes, M.; Beaumont, L. J.; Collingham, Y.; Erasmus, B. F. N.; de Siqueira, M. F.; Grainger, A.; Hannah, L.; Hughes, L.; Huntley, B.; van Jaarsveld, A. S.; Midgley, G. F.; Miles, L. J.; Ortega-Huerta, M.A.; Townsend Peterson, A., Phillips, O. & Williams, S. E. 2004. Extinction risk from climate change. *Nature*, 427:145–148.

Treves, A. & Karanth, K. U. 2003 Human-carnivore conflict and perspectives on carnivore management worldwide. *Conservation Biology*, 17:1491–1499

Trindade-Filho, J & Loyola, R. D. 2011. Performance and Consistency of Indicator Groups in Two Biodiversity Hotspots. *PloS ONE*, 6(5): e19746.

Trindade-Filho, J. & Loyola, R. 2010. Uso de grupos indicadores como atalho para conservação de biodiversidade. *Revista de biologia neotropical*, 7 (2):27-38.

Valenzuela-Galván, D.; Arita, H. T. & Macdonald, D. W. 2008. Conservation priorities for carnivores considering protected natural areas and human population density. *Biodiversity and Conservation*, 17: 539–558.

Whittaker, R. J.; Araújo, M. B.; Jepson, P.; Ladle, R. J.; Watson J. E. M. & Willis, K. J. 2005. Conservation Biogeography: assessment and prospect. *Diversity and distributions*, 11: 3–23.

Williams, P. H. & Gaston, K. J. 1994. Measuring more of biodiversity: can highertaxon richness predict wholesale species richness? *Biological Conservation*, 67: 211-217.

Wilson, D. E. & Reeder, D. M. (eds). 2005. *Mammal Species of the World. A Taxonomic and Geographic Reference* 3ª edição, Johns Hopkins University Press, 2:142p.

Wozencraft, W. C. 2005. Order Carnivora. 532-628. In: Wilson, D. E; Reeder, D. M. (eds). *Mammal species of the world: A taxonomic an Geografhic reference*. 3ª edição, Baltimore: The Johns Hopkins University Press, 2142p.

WWF & IUCN. 1994-1997. *Centres of Plant Diversity*. WWF and IUCN, Gland, Switzerland.

**Capítulo 2: Diversidade taxonômica, funcional e filogenética e a conservação de  
Carnívoros (Mammalia) no Brasil**

RESUMO: A transformação da paisagem por ações antrópicas tem resultado na aceleração de perda de biodiversidade. Isso evidencia a necessidade de ações emergenciais de conservação, que considerem aspectos biológicos importantes, a fim de estabelecer a melhor possibilidade de alocação dos recursos existentes. A maioria das abordagens conservacionistas, têm utilizado apenas diversidade taxonômica (i.e. riqueza de espécies) como a principal medida de biodiversidade ao estabelecer os alvos de conservação. Porém, a representação de biodiversidade em número de espécies assume que todas as espécies da comunidade, contribuem equitativamente para o seu funcionamento. Isso pode ser muito simplista se o objetivo é assegurar a persistência dos alvos de conservação à longo prazo, mantendo sua viabilidade e integridade ecológica. Assim, nosso estudo incorporou outros componentes da biodiversidade no planejamento para conservação (i.e. diversidade filogenética e funcional). Focamos nas espécies de Carnívoros (Mammalia) que ocorrem no Brasil, e o objetivo principal foi identificar as regiões mais importantes no território brasileiro para conservar as espécies, diversidade funcional e filogenética deste grupo. Especificamente averiguamos os padrões espaciais de riqueza, funcional e filogenética e se a riqueza de espécies explica a variação das demais; verificamos também a eficiência do sistema de reservas atual para representar as três medidas de diversidade; e por fim definimos hierarquicamente, quais são as áreas complementares a rede de reservas atual que melhor representam essas as espécies e demais medidas de diversidade. Encontramos baixa relação entre a variação da riqueza de espécies e a diversidade funcional de Carnívoros ( $r^2 = 0.1232$ ;  $p < 0.0001$ ), e que a riqueza de espécies não prediz diversidade filogenética ( $r^2 < 0.0001$ ;  $p = 0.9328$ ). As unidades de conservação existentes estão localizadas em regiões mais adequadas do que se a mesma proporção delas fosse distribuída ao acaso, pensando em riqueza de espécies e diversidade funcional. Porém o contrário foi observado para diversidade filogenética; o sistema de reservas atual não é eficiente para proteção dessa medida de diversidade. Nós constatamos

que existem poucas áreas prioritárias no Brasil que são congruentes para representar as espécies e demais medidas de diversidade de Carnívoros e indicamos uma combinação de conjuntos de áreas que definem o cenário com a melhor possibilidade para representar todas espécies e também altos valores de diversidade funcional e filogenética simultaneamente.

## INTRODUÇÃO

A fragmentação de habitat, a exploração excessiva dos habitats e a inserção de espécies invasoras em ambientes naturais, são impactos associados à transformação da paisagem pelo homem, considerados como importantes ameaças à biodiversidade (Cardillo et al., 2006; Loyola & Lewinsohn, 2009). Diante das rápidas mudanças observadas na perda de biodiversidade, a identificação de áreas prioritárias tem se tornado um desafio para a biologia da conservação (Pimm et al., 1995). A escassez de recursos financeiros para ações conservacionistas implica em estudos para ações emergenciais de conservação, que considerem aspectos biológicos importantes, a fim de estabelecer a melhor possibilidade de alocação dos recursos existentes (Margules & Pressey, 2000).

A maioria dos estudos com abordagens conservacionistas têm utilizado apenas diversidade taxonômica (i.e. riqueza de espécies) como a principal medida de biodiversidade ao estabelecer os alvos de conservação (e. g. Loyola et al. 2008; Sergio, et al. 2008; Sollmann, et al. 2008; Paglia & Fonseca, 2009; Cabeza et al. 2010). É provável que isso ocorra devido a diversidade taxonômica ser uma medida relativamente simples de ser mensurada (ver Magurran, 2004) e normalmente disponível para comunidades biológicas. Porém, a representação de biodiversidade em número de espécies assume que todas as espécies da comunidade ecológica, bem como os indivíduos de cada uma delas, contribuem equitativamente para o seu funcionamento e/ou são equivalentes em termos de representar padrões e processos evolutivos que originaram a diversidade (Magurran, 2004; Cianciaruso et al. 2009). Isso pode ser muito simplista se o objetivo é assegurar a persistência dos alvos de conservação à longo prazo, mantendo sua viabilidade e integridade ecológica (Margules & Pressey 2000, Agapow 2005).

Recentemente, conservacionistas têm buscado alternativas que incorporem outros componentes da biodiversidade nos planejamentos para conservação, como é o caso da diversidade filogenética e funcional (*e.g.*, Carvalho, et al. 2010). A idéia é maximizar componentes de diversidade que estão interligados e que determinam as interações biológicas complexas entre as espécies. Estes aspectos são fundamentais para produzir padrões de produtividade, ciclagem de nutrientes, decomposição e fluxo de energia dentro dos ecossistemas (Diaz & Cabido 2001). Ao mesmo tempo, a diversidade filogenética é uma medida que procura incorporar as relações filogenéticas entre as espécies da comunidade (Magurran, 2004). A diversidade é maior em uma comunidade em que as espécies são filogeneticamente mais distintas (Cianciaruso et al., 2009). Portanto, a extinção de uma espécie sem parentes próximos em uma comunidade representaria uma perda muito maior da história evolutiva e da diversidade genética quando comparada à extinção de uma espécie com parentes próximos (Williams et al., 1991; Heard & Mooers 2000; Rodriguez & Gaston, 2002).

A medida de diversidade funcional representa o valor e a variação das espécies quanto às características que são componentes dos seus fenótipos e influenciam o funcionamento das comunidades (Tilman 2001). Assim, medir a diversidade funcional é uma maneira simples de resumir o parentesco das espécies em termos de suas semelhanças do “nicho hutchinsoniano” (Rosenfeld 2002). Neste sentido, onde a redundância de traços funcionais é maior, espera-se maior sobreposição de nicho entre as espécies e a distribuição das mesmas no espaço é delimitada pelo grau de competição entre elas. Portanto, assembléias com maior diversidade funcional (baixa redundância), asseguram mais espécies funcionalmente diferentes, devem manter mais processos ecológicos (Petchey, 2003) e, conseqüentemente, assegurar por mais tempo a viabilidade das espécies e da comunidade.

A diversidade funcional e filogenética pode ser perdida mais rapidamente do que a diversidade taxonômica. Isso ocorre quando espécies com características funcionais únicas

são extintas e assim a perda de uma espécie pode resultar em uma redução desproporcional de diversidade funcional se comparado com a extinção de várias espécies funcionalmente redundantes (Heard & Mooers 2000; Petchey 2003). Uma questão primordial nos estudos de conservação e que permeia este trabalho é o quão eficientes são as áreas prioritárias baseadas em riqueza de espécies. Especificamente aqui, a questão é se essas áreas realmente são eficientes para outros aspectos da biodiversidade (i.e. diversidade funcional e filogenética) de carnívoros. Planejamentos de conservação considerando múltiplos aspectos de diversidade devem apresentar maior eficácia ao longo do tempo, por assegurar além da identidade das espécies, a história evolutiva e características importantes para a manutenção de processos ecológicos.

Carnívoros (Mammalia) de modo geral são mais susceptíveis a processos de extinção, devido às suas características biológicas (e.g., tamanho corporal e área de vida, tamanho da prole, tempo de gestação, hábito alimentar) (Eisenberg & Redford 1999; Reis et al. 2011) em combinação com os impactos de origem antrópica, provenientes do aumento da densidade populacional humana (Cardillo et al 2004). Cardillo et al (2004) discutem também que por este motivo, até mesmo espécies dessa Ordem que ainda não estão incluídas em categorias de ameaça necessitam de ações preventivas voltadas a sua conservação, buscando minimizar a chance do risco de extinção em um futuro próximo. Existem 26 espécies de mamíferos carnívoros terrestres e semi-aquáticos com distribuição compartilhada com o território brasileiro (Reis et al. 2011). De modo geral, todos os biomas brasileiros têm sido afetados pela ocupação humana (Brandon et al. 2005). Assim, a necessidade de estudos voltados para conservação de carnívoros no país torna-se imprescindível, a fim de criar alternativas eficazes para proteção dessas espécies diante do Cenário de constantes mudanças na paisagem.

Neste estudo nós investigamos quais são as regiões mais importantes no território brasileiro para conservar diversidade taxonômica, funcional e filogenética de carnívoros.

Especificamente buscamos responder as seguintes questões: i) Quais as regiões de maior diversidade taxonômica, funcional e filogenética de carnívoros? ii) A riqueza de espécies de carnívoros explica a variação da diversidade funcional e filogenética? iii) A riqueza de espécies, a diversidade funcional e filogenética encontrada dentro das Unidades de Conservação é diferente daquela esperada se essas unidades fossem distribuídas ao acaso? E por fim, considerando as Unidades de Conservação existentes, hierarquicamente, quais são as áreas complementares que melhor representam as espécies e ao mesmo tempo altos valores das demais medidas de diversidade?

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### *Dados de ocorrência das espécies e modelos de distribuição*

Segundo Wozencraft (2005), a ordem Carnivora (Mammalia) é dividida em duas subordens: Feliformia (Feloidea) e Caniformia (Canoidea) e atualmente existem 15 famílias e 287 espécies em todo o mundo. No Brasil, existem 26 espécies terrestres e semi-aquáticas representantes das famílias Felidae, Canidae, Mustelidae, Mephitidae e Procyonidae e 2 espécies marinhas da família Otariidae (Wozencraft 2005, Reis et al. 2011). Neste estudo consideramos apenas as espécies classificadas como terrestres e semi-aquáticas. Os pontos de ocorrência (coordenadas geográficas) para as 26 espécies de carnívoros do Brasil (Tabela 1) foram obtidos a partir de Einsenberg & Redford (1999) e Wilson & Reeder (2005) e artigos publicados; de dois bancos de dados on-line: Global Biodiversity Information Facility – GBIF (<http://www.gbif.org/>) e SpeciesLink <http://splink.cria.org.br> (esses dados de museus passaram por uma triagem para evitar possíveis erros relacionados a nomenclatura). Também

utilizamos dados provenientes de registros pessoais e dados não publicados quando concedidos por pesquisadores parceiros.

Modelamos a distribuição geográfica potencial dos carnívoros para toda a extensão de ocorrência das espécies (baseado nos pontos de ocorrência conhecidos), e depois restringimos as análises para o Brasil. Estas distribuições foram geradas com base em modelos de nicho ecológico gerados pelo software MAXENT (Phillips, *et al.*, 2006) em uma resolução de 0.04167° por célula (aproximadamente 4,58 km<sup>2</sup>). O MAXENT, quando comparado às demais técnicas de modelagem, apresenta boa habilidade preditiva (ver Elith *et al.*, 2006) e é um método baseado no princípio de máxima entropia, capaz de realizar previsões (probabilidades de ocorrência) a partir de informações incompletas (pontos de ocorrência conhecidos). Para gerar os modelos de distribuição, o método estima a probabilidade de ocorrência de uma espécie ao atingir a distribuição de máxima entropia sujeita a um conjunto de restrições que representam a informação incompleta sobre a distribuição dessa espécie (Phillips *et al.*, 2006). O resultado é um mapa de adequabilidade (variando de 0 a 1) para a ocorrência de cada espécie dentro do limite climático utilizado na modelagem. Dados das variáveis ambientais que foram utilizadas nesta modelagem (temperatura média anual, sazonalidade da temperatura, temperatura média do trimestre mais seco, precipitação anual, sazonalidade da precipitação, precipitação do trimestre mais quente) foram obtidas a partir do banco de dados WorldClim (<http://www.worldclim.org/>).

Ainda que exista chance de erro de super-estimativa de ocorrência, utilizamos o *threshold* logístico (*Maximum training sensitivity plus specificity*) da modelagem de distribuição de cada espécie, para gerar os mapas binários de presença e ausência, já que aqui o objetivo é averiguar as relações entre riqueza de espécie e demais medidas de diversidade. A distribuição potencial modelada para cada uma das espécies foi mapeada sobre uma matriz de células de 0.5 graus de longitude por 0.5 graus de latitude abrangendo todo o território

brasileiro. Para cada célula da matriz foi atribuído 1 (se o modelo prevê a ocorrência da espécie) ou 0 (se o modelo prevê a ausência da espécie), e a soma do número de presenças em cada célula forneceu a riqueza de espécies.

Tabela 1: Número de pontos por espécie, utilizados na modelagem de distribuição potencial

| Espécies de Carnívoros<br>(Mammalia) | Nome popular                       | nº de pontos |
|--------------------------------------|------------------------------------|--------------|
| <b>Mustelidae</b>                    |                                    |              |
| <i>Eira Barbara</i>                  | Irara                              | 234          |
| <i>Galictis cuja</i>                 | Furão                              | 77           |
| <i>Galictis vittata</i>              | Furão                              | 33           |
| <i>Lontra longicaudis</i>            | Lontra                             | 147          |
| <i>Mustela africana</i>              | doninha amazônica                  | 9            |
| <i>Pteronura brasiliensis</i>        | Ariranha                           | 70           |
| <b>Mephitidae</b>                    |                                    |              |
| <i>Conepatus chinga</i>              | Jaratataca                         | 22           |
| <i>Conepatus semistriatus</i>        | Jaratataca                         | 39           |
| <b>Procyonidae</b>                   |                                    |              |
| <i>Bassaricyon alleni</i>            | Olingo                             | 21           |
| <i>Nasua nasua</i>                   | Quati                              | 268          |
| <i>Potos flavus</i>                  | Jupará                             | 171          |
| <i>Procyon cancrivorus</i>           | mão pelada                         | 224          |
| <b>Canidae</b>                       |                                    |              |
| <i>Atelocynus microtis</i>           | cachorro do mato de orelhas curtas | 14           |
| <i>Cerdocyon thous</i>               | cachorro do mato                   | 87           |
| <i>Chrysocyon brachyurus</i>         | lobo-guará                         | 109          |
| <i>Pseudalopex gymnocercus</i>       | Raposa                             | 57           |
| <i>Pseudalopex vetulus</i>           | Raposinha                          | 22           |
| <i>Speothos venaticus</i>            | cachorro-vinagre                   | 43           |
| <b>Felidae</b>                       |                                    |              |
| <i>Leopardus colocolo</i>            | gato palheiro                      | 21           |
| <i>Leopardus geoffroyi</i>           | gato do mato grande                | 37           |
| <i>Leopardus pardalis</i>            | Jaguatirica                        | 228          |
| <i>Leopardus trigrinus</i>           | gato do mato pequeno               | 102          |
| <i>Leopardus wiedii</i>              | gato maracajá                      | 97           |
| <i>Panthera onça</i>                 | onça-pintada                       | 203          |
| <i>Puma concolor</i>                 | onça-parda                         | 809          |
| <i>Puma yagouaroundi</i>             | Jaguarundi                         | 61           |

## Filogenia e diversidade filogenética

Obtivemos a filogenia para os carnívoros do Brasil de Bininda-Emonds et al., (1999) e atualizamos para uma espécie por meio de uma hipótese filogenética mais recente (Sampaio et al. 2010). Fizemos uma reorganização da árvore filogenética apenas com as espécies que ocorrem no território brasileiro (Figura 1) e para isso utilizamos o *software* Mesquite v. 2.0 (Maddison & Maddison 2007).

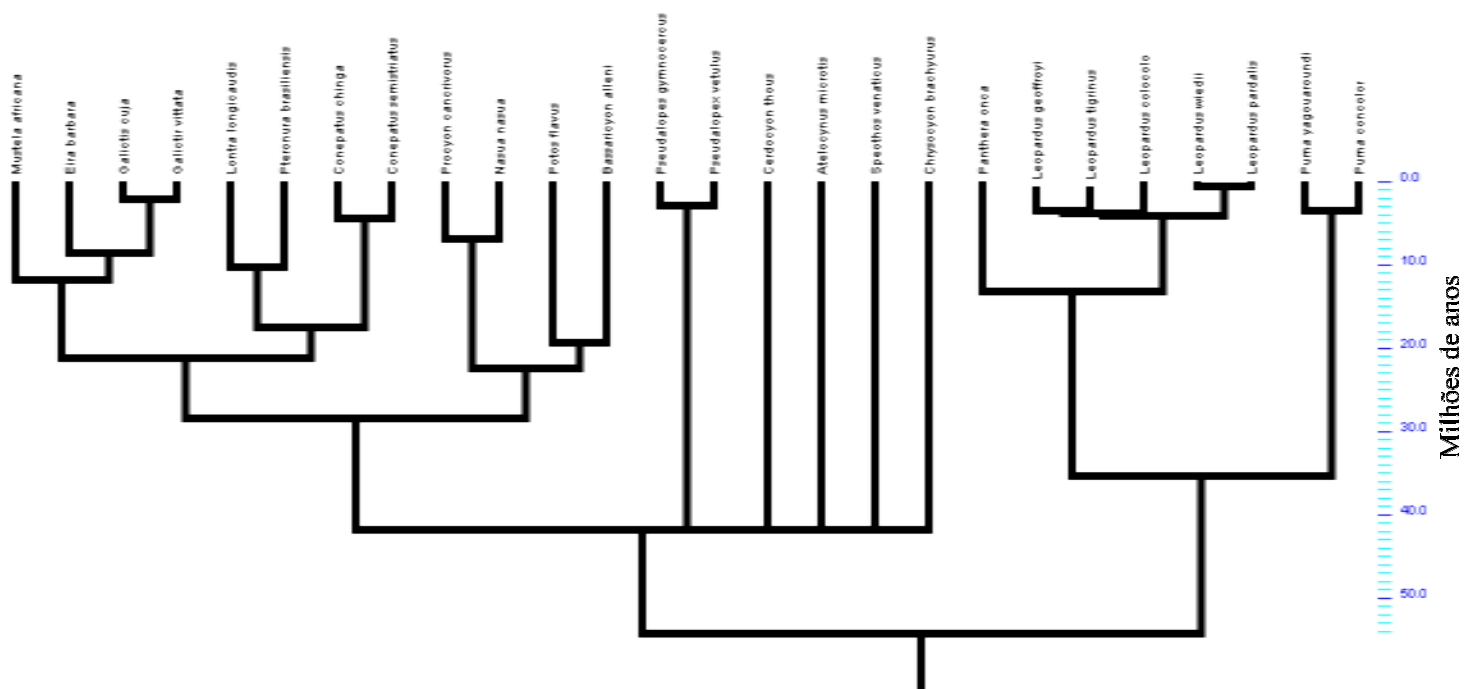


Figura 1: Reorganização filogenética para as espécies de Carnívoros que ocorrem no território brasileiro a partir de Beninda Emonds et al 1999.

A diversidade filogenética foi calculada por meio da métrica PSV (*Phylogenetic species variability*) descrita em Helmus et al. (2007). PSV fornece a variância esperada entre espécies medida a partir da evolução neutra de um caractere hipotético sobre a filogenia de uma comunidade (Helmus et al., 2007). Valores de PSV variam de 0 a 1, sendo que valores próximos de zero são obtidos quando as espécies da comunidade são muito aparentadas, e valores próximos a 1 são obtidos quando as espécies da comunidade são distantes

filogeneticamente (pouco aparentadas). Calculamos esta métrica no software PAM versão 0.9 (*Phylogenetic Analysis in Macroecology* - Rangel & Diniz-Filho, comunicação pessoal).

Para verificar se diversidade taxonômica (riqueza de espécies de carnívoros) explica a variação da diversidade filogenética dessas espécies no Brasil, fizemos uma regressão linear simples. A variável resposta e dependente foi diversidade filogenética e a independente foi diversidade taxonômica.

#### *Dados de história de vida e Diversidade funcional*

Compilamos os dados de história de vida das espécies de Hoogsteijn e Mondolfi (1996), Einsenberg e Redford (1999), Yensen e Tarifa (2003), Rocha *et al* (2004), Gatti *et al* (2006), Reis *et al* 2011, Mamede e Alho, (2008) Tchaicka *et al* (2006) e Presley (2000). Obtivemos os seguintes dados: massa corporal, hábito alimentar, período de atividade, uso do habitat, aspectos sociais e reprodutivos, dentre outros. Estes dados foram utilizados para medir a diversidade funcional. O método que utilizamos foi o que denominamos de “PSV Funcional” (F-PSV). O princípio para o cálculo da diversidade funcional foi o mesmo que utilizamos para o cálculo de diversidade filogenética (*PSV-Phylogenetic species variability*), substituindo a distância filogenética das espécies pela distância funcional (Figura 2, para ver “árvore funcional” obtida). A distância funcional foi obtida a partir do cálculo de parentesco entre as espécies quanto a proporção de semelhança de traços funcionais compartilhados. Assim à medida que os valores observados se aproximam de zero, indicam as regiões com espécies muito aparentadas. Conseqüentemente com o aumento dos valores observados até o limiar 1, as regiões são compostas por espécies pouco aparentadas em um contexto funcional. Este método, quando comparado com os demais amplamente utilizados na literatura (ver Cianciaruso, et al. 2009) apresenta uma lógica mais adequada para este trabalho, pois nos

permitiu medir a diversidade funcional excluindo o efeito da variação da riqueza de espécies entre as células (ver Helmus, et al. 2007). Todas as análises de diversidade funcional foram calculadas no ambiente R (*R Development Core Team* 2006), utilizando as linhas de comando disponíveis na página pessoal de O. L. Petchey (<http://owenpetchey.staff.shef.ac.uk/Code/Code/calculatingfd.html>).

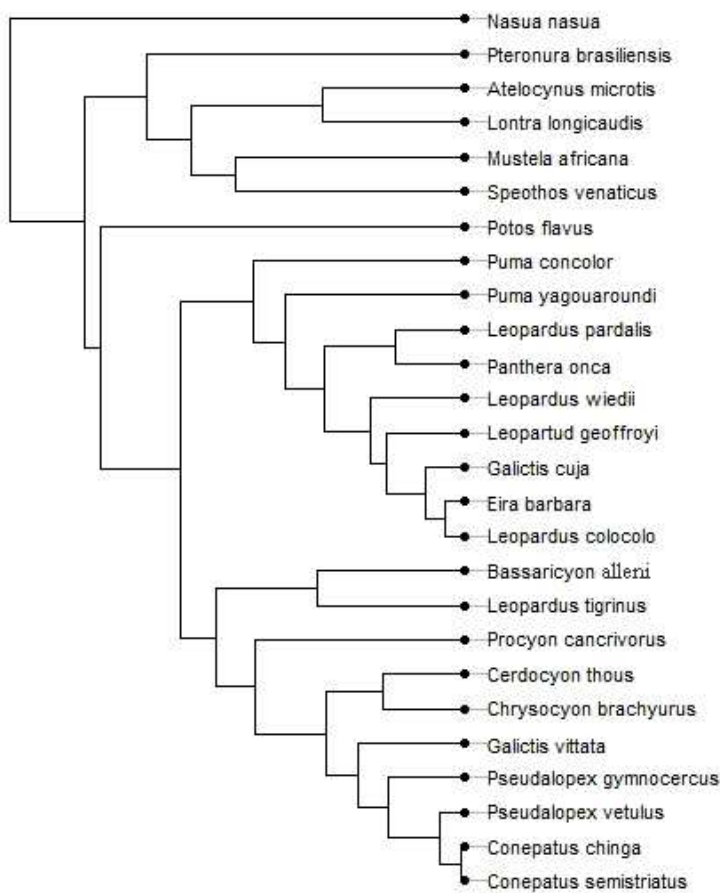


Figura 2: Árvore da distancia funcional entre as espécies de Carnívoros que ocorrem no Brasil, gerada utilizando traços funcionais das espécies.

Para verificar se existe relação entre os valores de diversidade taxonômica (riqueza de espécies de carnívoros) e diversidade funcional dessas espécies calculadas para as células do Brasil, fizemos uma regressão linear simples. Assim a variável resposta e dependente foi diversidade funcional e a independente foi a diversidade taxonômica.

### *Sistema de Unidades de Conservação (UC's)*

Em 1989, o Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) e a Fundação para conservação da Natureza (Funatura) elaboraram uma proposta de Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), cuja finalidade era classificar diferentes tipos de áreas protegidas agrupadas em uso indireto e Proteção Integral (Brito, 2003). Essa Lei concebeu dispositivos que regulamentam as complexas relações entre o Estado, os cidadãos e o meio ambiente, propiciando a adequada preservação de significativos e importantes remanescentes dos biomas brasileiros, considerando seus aspectos naturais e culturais (MMA, 2004). As áreas de Proteção Integral devem ser mais eficientes na proteção da diversidade do que as que permitem uso indireto. Assim, nós consideramos em nossas análises as áreas protegidas da categoria de Proteção Integral (UC's) existentes no território brasileiro, que possuem tamanho considerável, maior ou igual a 10.000 hectares (Sollmann et al. 2008). Este tamanho foi definido as espécies estudadas possuírem área de vida extensa e que reservas menores poderiam apresentar maior pressão pelo efeito de borda para as espécies. Fizemos um levantamento dessas Unidades (Parques Nacionais e Estaduais, Estações Ecológicas, Reservas biológicas, Monumentos naturais e Refúgio de Vida Silvestre) do Brasil, através de pesquisas no site do IBAMA (<http://www.ibama.gov.br>). Depois que obtivemos o mapa das UC's, fizemos uma sobreposição dos mesmos sobre uma rede de células de 0.5° X 0.5°.

### *Testes de aleatorização*

Inicialmente, calculamos a proporção de UC's dentro de cada célula da rede. Posteriormente, fizemos um modelo nulo para verificar se a riqueza de espécies, diversidade funcional e a diversidade filogenética dentro das UC's eram diferentes daquelas esperadas se

a mesma proporção de UC's fosse distribuída ao acaso no Brasil. Para isso, multiplicamos as três medidas de diversidade pelos valores de proporção de UC's dentro de cada célula e calculamos a média para estes valores. Feito isso, aleatorizamos 1000 vezes a proporção de UC's dentro de cada célula em todo o território nacional. Multiplicamos novamente os valores das medidas de diversidade pelos valores de proporção de UC's obtidos para cada célula na aleatorização, e calculamos a média novamente. Por fim, obtivemos as probabilidades de os valores observados (medidas de diversidade X UC's existentes) serem iguais (teste bicaudal) e maiores (teste unicaudal) do que o esperado ao acaso (medidas de diversidade X aleatorização das UC's). As aleatorizações foram feitas no ambiente R (*R Development Core Team* 2006).

#### *Seleção de áreas prioritárias*

Para identificar áreas importantes para a conservação de Carnívoros no Brasil, que maximizem as três métricas de diversidade (taxonômica, funcional e filogenética), utilizamos o programa Zonation (Moilanen et al. 2005). Este programa dispõe de uma série de métodos para identificar e avaliar áreas para conservação, fornecendo uma priorização hierárquica da paisagem, com base no valor biológico de cada região. O meta-algoritmo atribui às células da paisagem analisada uma hierarquia de importância para conservação, recalculando a cada iteração o valor de cada célula e retirando aquelas com menores valores. Isso é repetido até que a última célula (aquela considerada mais importante para se conservar) seja retirada da paisagem. Um valor de perda marginal para as espécies (que representa o quanto a retirada de uma célula afeta negativamente as espécies) é atribuído a cada célula da paisagem. Isso é determinado pela regra de remoção escolhida (Moilanen 2007) que deve ser a mais adequada para a meta de conservação a ser alcançada. Valores biológicos ou de custo das áreas podem

ser utilizados para o cálculo de perda marginal, e assim o resultado da priorização é um balanço entre estes aspectos.

A fim de atingir a nossa meta que é conservar o máximo de diferentes medidas de diversidade de carnívoros, utilizamos a regra de remoção baseada em núcleo de distribuição (*Basic core-area Zonation*). Essa regra de remoção atribui mais peso para aquelas células com maior número de centros de distribuição e também para células com espécies de distribuição restrita, o que torna tal célula insubstituível. Desse modo, todas as espécies serão representadas na rede de reservas. A remoção das células para construção do *rank* de prioridades é feita calculando a perda marginal para as mesmas. Este valor é obtido considerando o quanto à retirada de uma célula afeta negativamente as espécies, de modo que a célula com menor perda marginal é retirada da análise (Molainen 2007). A espécie mais afetada pela retirada de uma célula é considerada, para definir qual das células possui menor perda marginal (Molainen 2007). Fizemos duas análises utilizando uma lógica inversa de custo (restrição). A primeira foi utilizando a riqueza de espécies e a diversidade funcional como restrição (Cenário 1), e na segunda, a diversidade filogenética como restrição (Cenário 2). Assim, poderíamos indicar as regiões prioritárias que seriam adequadas para as espécies bem como para representar altos valores de diversidade funcional e filogenética. Para que as regiões com alta diversidade funcional e filogenética não fossem reconhecidas como de maior custo e por isso de baixa importância para a priorização, padronizamos os valores de forma inversa (1/valores). Isso foi feito para que os mapas gerados indicassem áreas importantes para as espécies e também para as demais medidas de diversidade, já que as regiões de menor custo passam a representar as que possuem altos valores dessas medidas. Posteriormente fizemos uma comparação entre os dois Cenários, comparando as 5% e 20% regiões mais prioritárias paisagem definidos no *rank* de prioridades.

## RESULTADOS

Os valores de riqueza de espécies de carnívoros variam ao longo das células no território brasileiro (Figura 4). Para a diversidade funcional, encontramos que na região Norte está localizada a maior parte dos altos valores para essa medida de diversidade (Figura 5). Os resultados da regressão linear enfatizam a baixa relação entre essas duas medidas de diversidade. Apenas 12,32% da variação da diversidade funcional pode ser explicada pela riqueza de espécies ( $r^2 = 0.1232$ ;  $p < 0.0001$ ) (Figura 6), como esperado pela métrica de PSV e F-PSV utilizada. Portanto, a riqueza de espécies não se mostrou um bom preditor para diversidade funcional.

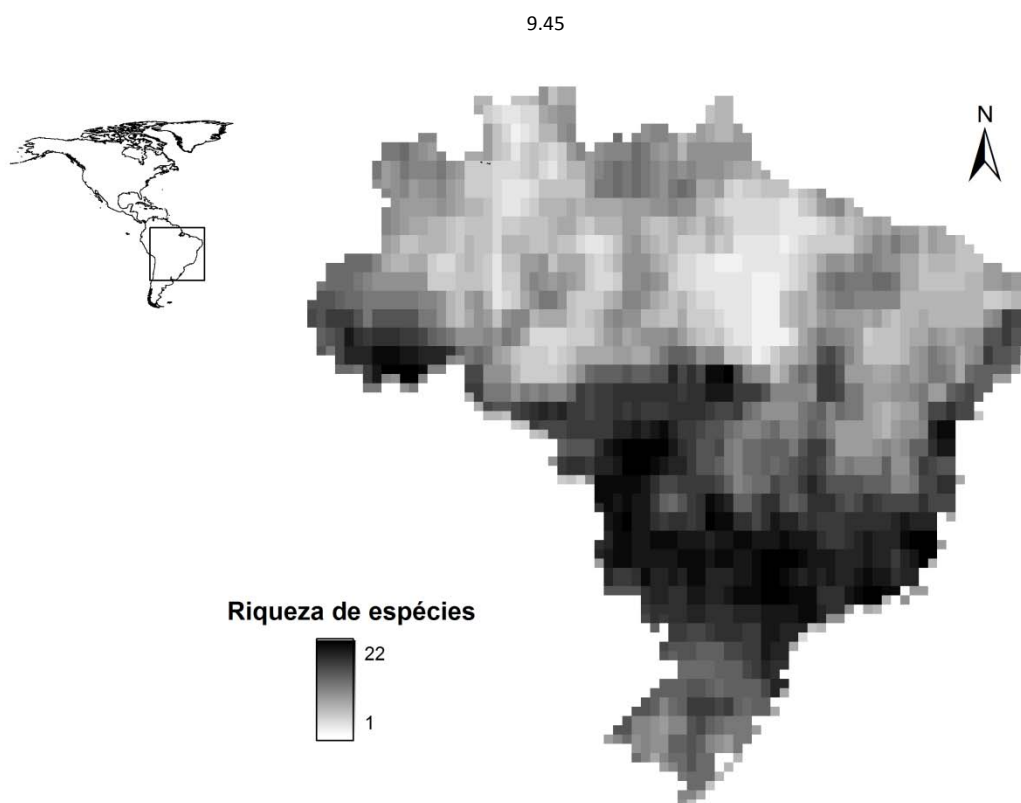


Figura 3: Distribuição espacial da riqueza de espécies de carnívoros no território brasileiro. A riqueza variou de 1 a 22 espécies nas células.

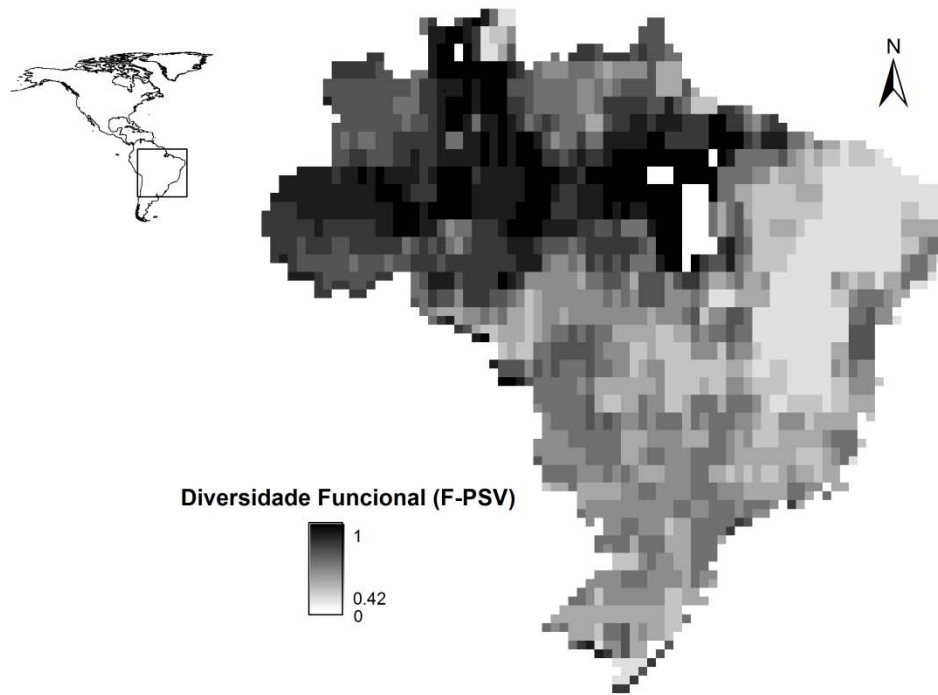


Figura 4: Distribuição espacial dos valores observados de diversidade funcional de Carnívoros no Brasil. Os valores de diversidade funcional encontrados variaram de 0.42 a 1.

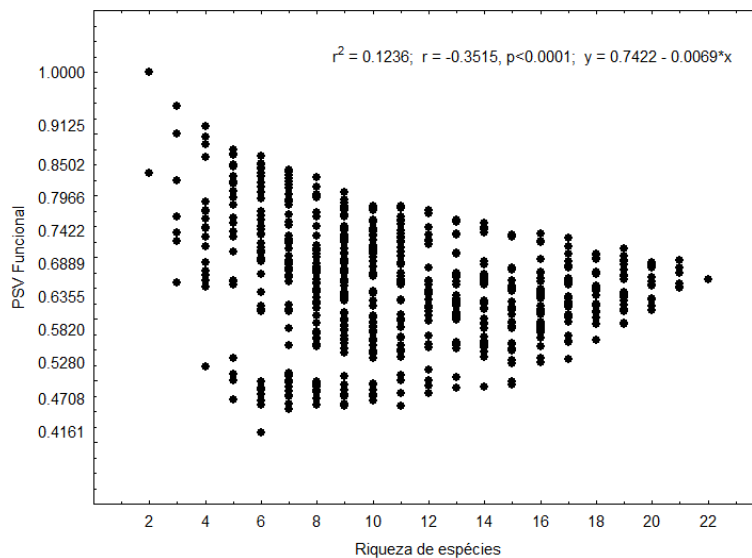


Figura 5: Relação entre riqueza de espécies e diversidade funcional de carnívoros.

Os valores de diversidade filogenética também variaram ao longo do território brasileiro. A região Norte do país em geral também possui os maiores valores de diversidade filogenética, embora, os menores valores observados sejam localizados nessa região. O restante do país possui valores intermediários dessa medida de diversidade (Figura 7). Como

esperado, a riqueza de espécies não apresentou nenhuma relação com a variação da diversidade filogenética ( $r^2 < 0.0001$ ;  $p = 0.9328$ ) (Figura 8).

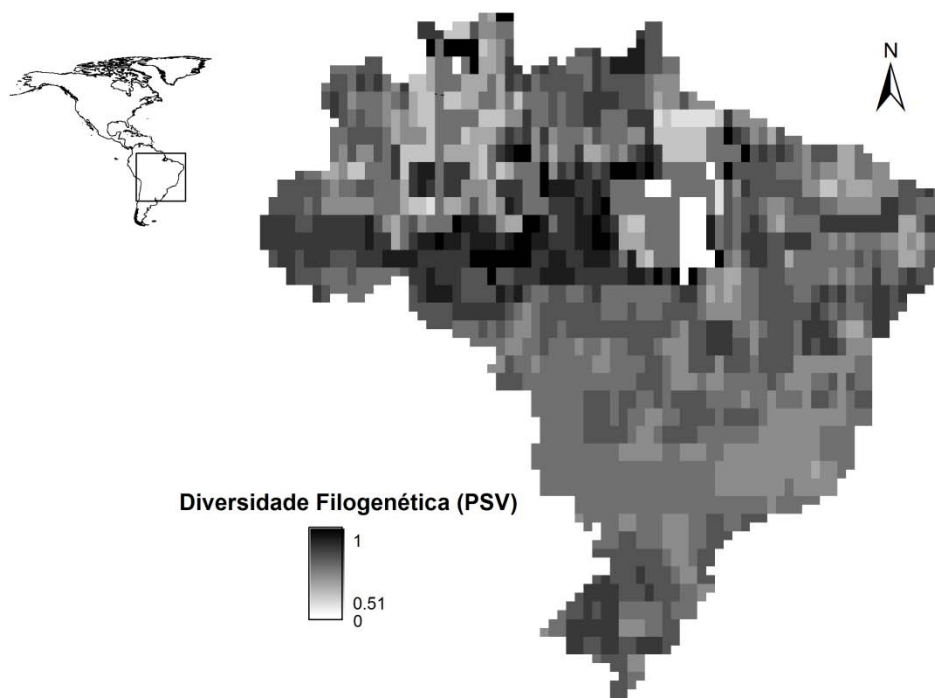


Figura 6: Distribuição espacial da diversidade filogenética de carnívoros no território brasileiro. Os valores de diversidade filogenética encontrados variaram de 0.51 a 1.

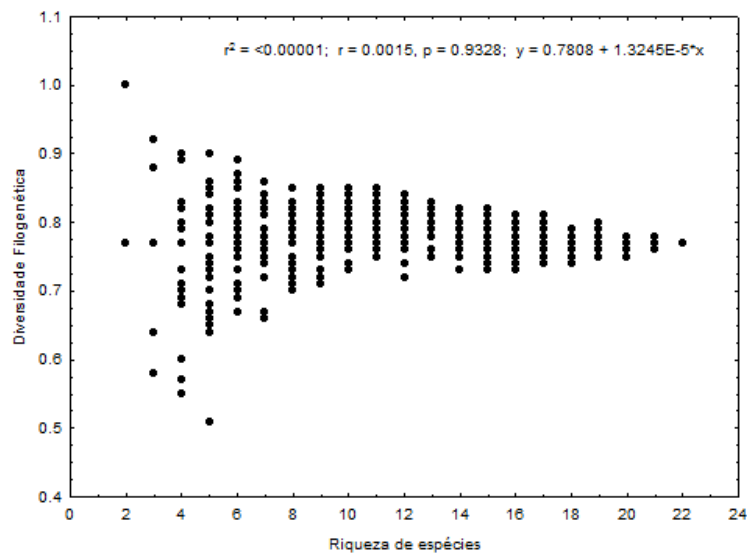


Figura 7: Relação entre riqueza de espécies e diversidade filogenética de carnívoros.

Os valores de riqueza de espécies e de diversidade funcional encontrados dentro das Unidades de Conservação existentes são maiores do que se a mesma proporção de UC's fosse

distribuída ao acaso no território brasileiro. Porém o contrário foi observado para diversidade filogenética, se a mesma proporção de UC's existentes no Brasil estivesse em qualquer outro lugar do país, a diversidade filogenética seria a mesma que existe dentro das UC's atualmente instituídas (Figura 9A, 9B). Desse modo, o sistema de reservas atual não é eficiente para proteção dessa medida de diversidade.

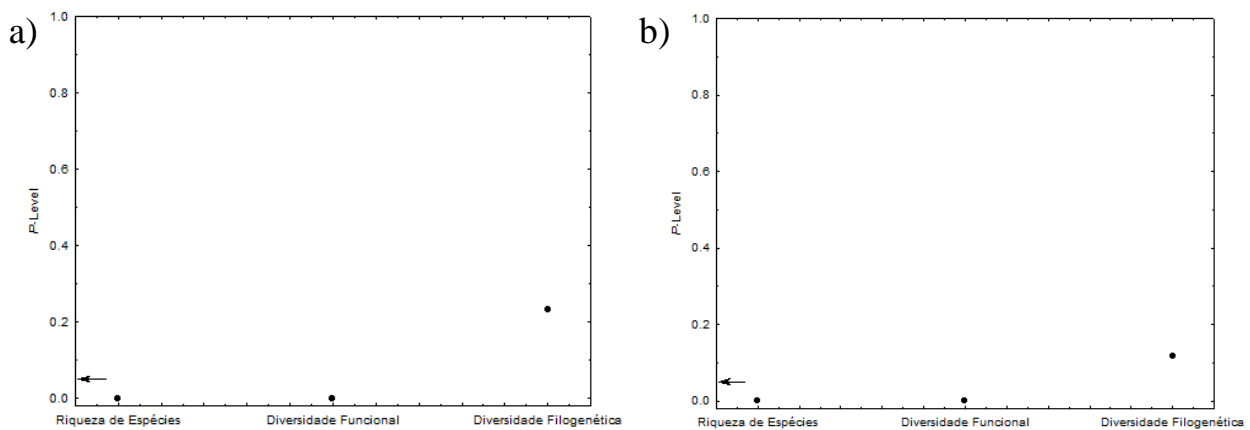


Figura 8: a) Probabilidades da média de riqueza de espécies de carnívoros (média=0.485), diversidade funcional (média=0.652) e filogenética (média=0.765) da Ordem carnívora ao longo do território brasileiro serem diferentes, e maiores (b) dentro das Unidades de Conservação do que seria esperado ao acaso em qualquer região dentro do território nacional. As setas indicam um valor de referência para um nível de significância de 0,05.

Nós observamos que para o Cenário 1, o conjunto de células que melhor complementam as UC's por representar alta adequabilidade climática para todas espécies, mas que também apresentam baixo custo (alta diversidade funcional) estão localizadas em várias regiões do país (Figura 10). Em geral, o Cenário 2 também indica que nessas regiões e estão as áreas mais interessantes para representar espécies e diversidade filogenética (Figura 11). No entanto, apesar de haver essa similaridade, em uma visão local, as células prioritárias mudam dependendo de qual custo atribuímos as mesmas.

Quando comparamos os Cenários (com 5% e 20% das áreas mais importantes em cada um), constatamos que existem poucas áreas prioritárias no Brasil que representam todas as espécies e altos valores das demais medidas de diversidade de carnívoros (Figuras 12 e 13).

Sendo assim, as áreas indicadas por essa combinação definem as melhores possibilidades para representar ambas as medidas de diversidade simultaneamente. No entanto, para que as todas as espécies e os maiores valores de diversidade funcional e filogenética que estão dentro das 5% ou 20% sejam assegurados na paisagem, todo o conjunto de áreas dessas regiões mais importantes devem ser considerados nas estratégias conservacionistas, ainda que estejam fora das regiões de congruência para as três medidas.

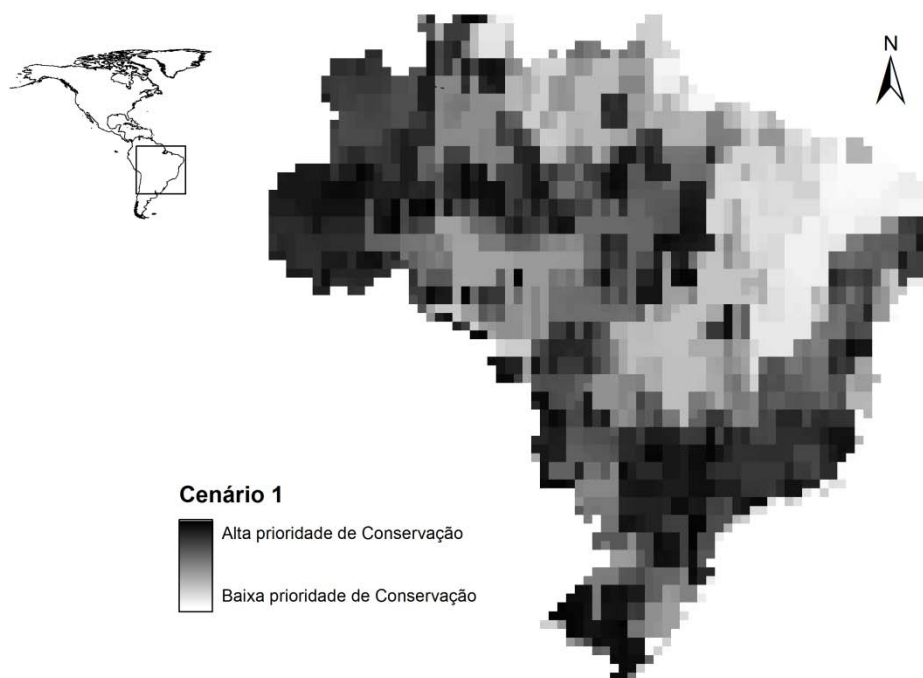


Figura 9: Ordem das áreas prioritárias no Brasil, considerando a riqueza de espécies de carnívoros e a diversidade funcional como custo (Cenário 1). A definição de prioridades é dada por um balanço entre os valores das duas medidas de diversidade e as regiões altamente prioritárias representam todas espécies e minimizam o custo (representam alta diversidade funcional).

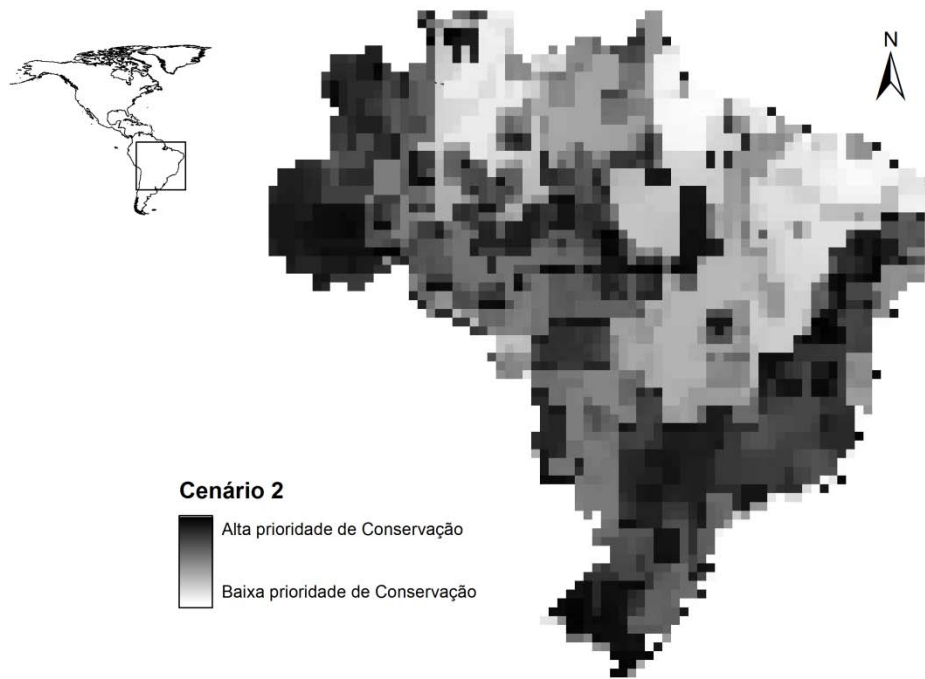


Figura 10: Ordem das áreas prioritárias considerando a riqueza de espécies e a diversidade filogenética (Cenário 2). A definição de prioridades é dada por um balanço entre os valores das duas medidas de diversidade e as regiões altamente prioritárias representam todas espécies e minimizam o custo (representam alta diversidade filogenética).

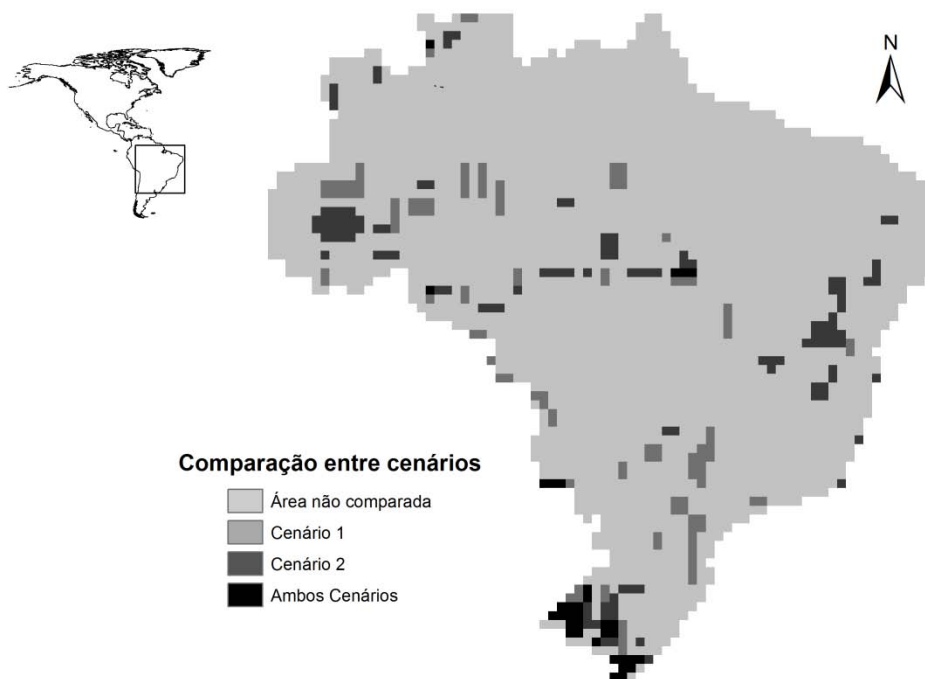


Figura 11: Comparação entre as 5% regiões de maior prioridade do Cenário 1 (com a diversidade funcional como custo) e do Cenário 2 (com a diversidade filogenética como custo). As regiões de congruência espacial para os dois cenários representam as espécies com altos valores de diversidade funcional e filogenética (baixo custo), simultaneamente.

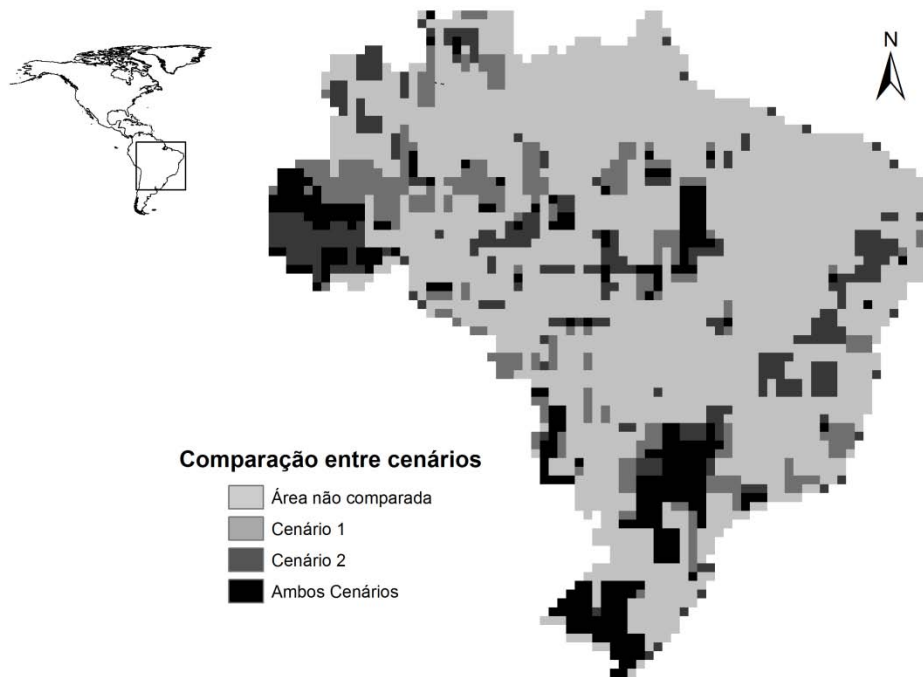


Figura 12: Comparação entre as 20% regiões de maior prioridade do Cenário 1 (com a diversidade funcional como custo) e do Cenário 2 (com a diversidade filogenética como custo). As regiões de congruência espacial para os dois cenários representam as espécies com altos valores de diversidade funcional e filogenética (baixo custo), simultaneamente.

## DISCUSSÃO

### *Padrões de diversidade taxonômica, funcional e filogenética de Carnívoros no Brasil*

Mamíferos carnívoros são mais susceptíveis a processos de extinção, devido às suas características biológicas (e.g., tamanho corporal e área de vida, tamanho da prole, tempo de gestação, hábito alimentar, dentre outros) (Eisenberg & Redford, 1999). Com as mudanças rápidas observadas no habitat natural provenientes de atividades antrópicas, planejamentos emergenciais de conservação tornam-se imprescindíveis, antes que essas espécies, suas características funcionais e história evolutiva sejam extintas. Recentemente, esforços têm sido realizados para essa temática, e a história evolutiva e características biológicas que desencadeiam importantes processos funcionais estão sendo inseridos em análises conservacionistas (e. g. Faith et al 2004; Loyola et al. 2008; Carvalho et al 2010; Devictor et

al 2010). Nosso estudo investigou como a diversidade taxonômica, funcional e filogenética de carnívoros estão espacialmente distribuídas no território brasileiro e assim, apresentamos regiões importantes para conservação desses aspectos de diversidade.

O nosso conhecimento acerca da biodiversidade ainda é muito pequeno perante o que não conhecemos (Purvis & Hector, 2000). Uma alternativa para esta problemática é a utilização de métodos de modelagem preditiva para gerar as distribuições geográficas esperadas das espécies (Pearson et al. 2007). O pressuposto geral dos métodos de modelagem é que fatores climático/ambientais controlam a distribuição das espécies e, portanto, os modelos gerados representam o nicho fundamental dessas espécies (Pearman et al., 2007). Esses métodos produzem mapas que indicam onde as espécies são susceptíveis de ocorrer (Pearson et al., 2007) tal como utilizamos neste estudo. Porém sabe-se também que estes métodos tendem a superestimar a distribuição das espécies (Rondinini et al 2006) e por isso a eficácia de seu uso em estudos de conservação torna-se reduzida. Essa crítica deve ser considerada, porém, diante da situação emergencial para decisões de conservação, evidenciamos que estamos propondo uma solução imediata que sugere a direção dos locais de maior potencialidade para conservação desses aspectos de diversidade de carnívoros no Brasil. Posteriormente, estudos mais refinados acerca dessas regiões devem ser feitos e assim com exatidão as propostas de conservação podem ser concretizadas.

A riqueza de espécies não se mostrou um bom preditor para as demais medidas de diversidade. Ao invés disto, a identidade das espécies que compõem cada célula parece ser um aspecto mais determinante. Outros autores também encontraram que a riqueza não é sempre o principal componente determinante de outros aspectos de diversidade para alguns grupos de vertebrados (e.g. Devictor et al 2010, Thuiller et al 2011). Alterações na composição de espécies entre regiões podem resultar em singularidade funcional e/ou filogenética para estas áreas (Devictor et al., 2010). Nestes casos, mesmo a perda de poucas

espécies, pode potencialmente afetar o funcionamento do ecossistema em grandes escalas, ainda que sejam ecossistemas com alta riqueza de espécies (Taylor et al., 2006). A investigação sobre a forma com que as diferentes medidas de diversidade estão relacionadas e como variam espacialmente, deve fornecer informações importantes sobre a localização das áreas de interesse para conservação. Assim, mapear diferentes componentes de diversidade simultaneamente, deve auxiliar na integração de vários mecanismos envolvidos na estruturação das comunidades. Além disso, ao verificar incongruências entre os padrões de medidas de diversidade, fica clara a necessidade de elaborar planejamentos de conservação que buscam incorporar a representatividade de todas as espécies em questão, mas que ao mesmo tempo considerem a diversidade funcional e filogenética, estabelecendo um conjunto mínimo de áreas para proteger estes aspectos.

A distribuição espacial dos padrões de diversidade depende de como os processos de diversificação e colonização ocorreram ao longo do tempo (Tôrres & Diniz-Filho, 2004). Isso ocorre porque as espécies respondem aos gradientes ambientais de diferentes maneiras e isso afeta a distribuição espacial das mesmas e, conseqüentemente, pode gerar incompatibilidade com a diversidade funcional e filogenética (Prinzing et al 2008). O motivo é que os gradientes ambientais podem afetar a composição de espécies, mas de forma independente a diversidade filogenética e funcional (Webb et al 2002). O resultado de como as comunidades são moldadas depende da força com que o ambiente atua sobre os traços funcionais como filtro ou impulsionando a exclusão competitiva entre as espécies (Webb et al 2002).

Este tipo de conhecimento pode subsidiar a identificação dos principais processos que conduzem a estes padrões observados, através da identificação de características retidas na filogenia das espécies. Testes de conservação de nicho em traços funcionais poderiam indicar os que mais contribuem para as diferenças observadas na diversidade funcional e filogenética em diferentes regiões (Devictor et al 2010). Assim, explorar os mecanismos que geram a

distribuição de diferentes medidas de diversidade tem grandes implicações para compreender a incompatibilidade desses componentes e auxiliar na identificação e desenho de UC's (Cumming & Child 2009).

*UC's do Brasil e áreas complementares prioritárias para conservação de diferentes aspectos de diversidade de Carnívoros*

Nós encontramos que a proporção de UC's atualmente instituídas está localizada em regiões mais eficazes do que se as distribuíssemos ao acaso, para representar altos valores de riqueza de espécies e diversidade funcional de carnívoros. Ou seja, elas representam áreas com altos níveis de riqueza e diversidade funcional, mas isso não quer dizer que todas as espécies estejam representadas, pois algumas regiões prioritárias podem conter espécies com distribuição restrita e estas regiões podem não ser as UC's. No entanto, para diversidade filogenética, as UC's não são eficientes e ainda que redistribuíssemos a mesma proporção de UC's em qualquer outra região do país, o resultado seria o mesmo. Desse modo, se não forem instituídas novas reservas capazes de representar a diversidade filogenética de carnívoros, boa parte da história evolutiva dessas espécies (traços filogenéticos únicos) poderá ser perdida. Carvalho et al. (2010) e Devictor et al. (2010) também enfatizam em seus estudos que a eficiência das áreas protegidas no que diz respeito a diferentes aspectos de diversidade pode ser desigual para cada componente, sendo necessária a incorporação de mais áreas na rede de reservas para proteger a biodiversidade como todo.

A distribuição das espécies de carnívoros desse trabalho não é restrita ao território brasileiro, embora, para maioria, a grande parte de sua distribuição esteja no país (Eisenberg & Redford (1999). Assim, nossos resultados devem ser interpretados com uma visão geopolítica, de modo que a relação entre os diferentes aspectos de diversidade dessas

espécies, eventualmente pode mudar em outros países que não foram incorporados neste estudo. Porém o objetivo aqui era averiguar se estes aspectos estão protegidos nas UC's do Brasil. A partir disso, visando a política que é regida no país, elucidar como podem ser considerados em futuros planejamentos de conservação dessas espécies, auxiliando na tomada de decisões sobre a demanda de recursos destinados para este fim.

Definir áreas complementares à rede de reserva atual (Molainen et al. 2009), nos permitiu minimizar o conjunto de áreas necessárias para proteger todas as espécies, bem como altos índices de diversidade funcional e filogenética de carnívoros. Se essas áreas forem protegidas, menor redundância filogenética e funcional estará representada, e a história evolutiva e processos ecológicos relacionados a essas espécies serão mantidos (Heard & Mooers 2000; Petchey, 2003). Mais estudos como este devem ser desenvolvidos para outros grupos taxonômicos, a fim de compreender os padrões dessas métricas de diversidade e encontrar alternativas de áreas protegidas com a maior eficácia possível para integrar estes elementos de várias espécies simultaneamente.

## **REFERÊNCIAS**

Agapow, P. M. 2005. Species: demarcation and diversity. *Phylogeny and conservation* (Purvis, A.; Gittleman, J. L. & Brooks, T. M. Eds.), Cambridge University Press, Cambridge, p. 55-75.

Bininda-Emonds, O. R. P.; Gittleman J. L. & Purvis A. 1999. Building large trees by combining phylogenetic information: a complete phylogeny of the extant Carnivora (Mammalia). *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 74:143-175

Brandon, K.; Fonseca, G. A. B.; Rylands, A. B. & Silva, J. M. C. 2005. Conservação Brasileira: desafios e oportunidades. *Megadiversidade*, 1:7-13.

Brito, M. C. W 2003. Unidades de Conservação: intensões e resultados. 2ª edição Annablume, FAPESP, SP.

Cabeza, M.; Arponen, A.; Jäättelä, L.; Kujala, H.; Van Teeffelen, A. & Hanski, I. 2010. Conservation planning with insects at three different spatial scales. *Ecography*, 33: 1-10. doi: 10.1111/j.1600-0587.2009.06040.x

Cardillo, M.; Mace, G. M.; Gittleman, J. L. & Purvis, A. 2006. Latent extinction risk and the future battlegrounds of mammal conservation. *PNAS USA*, 103(11): 4157-4161.

Cardillo, M.; Purvis, A.; Sechrest, W.; Gittleman, J. L.; Bielby, J.; et al. 2004. Human population density and extinction risk in the world's carnivores. *PLoS Biology* 2:909–914.

Carvalho, R. A., M. V. Cianciaruso., J. Trinda-de-Filho, M. D. Sagnori & R. D. Loyola. (2010) Drafting a blueprint for functional and phylogenetic diversity conservation in the Brazilian Cerrado. *Na tl. Conserv.* 8: 1-6.

Cianciaruso, M. V.; Silva, I. A. & Batalha, M. A. 2009. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotropica*, 9(3): 93-103.

Cumming, G. S. & Child, M. F. (2009). Contrasting spatial patterns of taxonomic and functional richness offer insights into potential loss of ecosystem Services. *Philos. Trans. R. Soc. B*, 364, 1683–1692.

Devictor, V.; Moullot, D.; Meynard, C.; Jiguet, F.; Thuiller, W. & Mouquet, N. 2010. Spatial mismatch and congruence between taxonomic, phylogenetic and functional diversity: the need for integrative conservation strategies in a changing world. *Ecology Letters*, 13:1030-1040.

Diaz, S. & Cabido, M. 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution*, 16: 646-655.

Eisenberg, J. F. & Redford, K. H. 1999. *Mammals of the Neotropics. The Central Neotropics: Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil*. Chicago. Univ. Chicago Press, 3, 609p.

Elith, J.; Graham, C. H.; Anderson, R. P.; 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.; Soberón, J.; Williams, S.; Wisz, M. S. & Zimmermann, N. E. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29, 129-151.

Faith, D. P.; Reid, C. A. M. & Hunter, J. 2004. Interacting phylogenetic diversity, complementarity and endemism for conservation assessment. *Conservation biology*, 18(1):255-261.

Gatti, A.; Bianchi, R.; Rosa, C. R. X. & Mendes, S. L. 2006. Diet of two sympatric carnivores, *Cerdocyon thous* and *Procyon cancrivorus*, in a restinga area of Espírito Santo State, Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 22: 227-230.

Heard, S. B. & Mooers, A. Ø. 2000. Phylogenetically patterned speciation rates and extinction risks change the loss of evolutionary history during extinctions. *Proceedings of the Royal Society B*, 267: 613-620.

Helmus, M. R.; Bland, T. J.; Willians, C. K. & Ives, A. R. 2007. Phylogenetic measure of biodiversity. *The American Naturalist*, 169 (3): 68-83

Hoogesteijn, R. & Mondolfi, E. 1996. Body Mass and Skull Measurements in four jaguar populations and observations on their prey base. *Bulletin of the Florida Museum of Natural History* 39: 195-219.

Loyola, R. D.; Oliveira, G.; Diniz-Filho, J. A. F. & Lewinsohn, T. M. 2008. Conservation of Neotropical carnivores under different prioritization scenarios: mapping species traits to minimize conservation conflicts. *Diversity and Distributions*, 14: 949-960.

Loyola, R. D. & Lewinsohn, T. M. 2009. Diferentes abordagens para a seleção de prioridades de conservação em um contexto macro-geográfico. *Megadiversidade*, 5: 29-42.

Maddison, W. P., and D. R. Maddison. 2007. Mesquite: A modular system for evolutionary analysis. Version 2.0. <http://mesquiteproject.org>.

Magurran, A. E. 2004. *Measuring biological diversity*. Oxford, Blackwell.

Mamede, S. B.; & Alho, C. J. R. 2008. *Impressions of the Cerrado & Pantanal: a guide for the observation of the non-flying mammals*. Ed UFMS, BR.

Margules, C. R. & Pressey, R. L. 2000. Systematic conservation planning. *Nature*, 405, 243-253.

MMA. 2004. Lei 9985, de 18 de julho de 2000, decreto nº 4.340 de 22 de agosto de 2002. Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) 5ª edição, Brasília MMA/SBF, 56p.

Moilanen, A., Franco, A. M. A.; Early, R.; Fox, R.; Wintle, B. & Thomas, C. D. 2005. Prioritising multiple use landscapes for conservation: methods for large multi species planning problems. *Proceedings of the Royal Society of London, Series B, Biological Science*, 272:1885-1891.

Moilanen A. 2007. Landscape Zonation, benefit functions and target-based planning. Unifying reserve selection strategies. *Biological Conservation*, 134, 571–579.

Moilanen, A; Wilson, K. A. & Possingham, H. P. 2009. *Spatial conservation prioritization: quantitative methods & computational tools*. Oxford: Oxford University Press. 304 p.

Paglia, A. P. & Fonseca, G. A. B. 2009. Assessing changes in the conservation status of threatened Brazilian vertebrates. *Biodiversity and conservation*, 18(13):3563-3577.

Pearman, P. B.; Guisan, A.; Broennimann, O. & Randin, C. F. 2007. Niche dynamics in space and time. *Trends in Ecology and Evolution*, 23, 149–158.

Pearson R. G.; Raxworthy, C. J.; Nakamura, M. & Peterson, A. T. 2007. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography*, 34: 102–117.

Petchey, O. L. 2003. Integrating methods that investigate how complementarity influences ecosystem functioning. *Oikos*, 101: 323-330.

Phillips, S. J.; Anderson, R. P. & Schapire, R. E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological modeling*, 190: 231-259.

Pimm, S. L.; Russell, G. J.; Gittleman, J. L. & Brooks, T. M. 1995. The future of biodiversity. *Science*, 269: 347-350.

Presley, S. J. 2000. *Eira barbara*. *Mammalian Species*, 636: 1-6.

Prinzing, A.; Reiffers, R.; Braakhekke, W. G.; Hennekens, S. M.; Tackenberg, O.; Ozinga, W.A.; Schamine, J. H. J. & Groenendael, J. M. V. 2008. Less lineages – more trait variation: phylogenetically clustered plant communities are functionally more diverse. *Ecology Letters*, 8: 809–819.

Purvis, A. & Hector, A. 2000. Getting the measure of biodiversity. *Nature*, 405: 212-219.

Reis, N. R.; Peracchi, A. L.; Pedro, W. A. & Lima, I. P. Mamíferos do Brasil. 2011. 2ª Edição, 439p.

Rocha, V. J.; Reis, N. R. & Sekiama, M. L. 2004. Dieta e dispersão de sementes por *Cerdocion thous* (Carnívora, Canidae), em um fragmento floressal no Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 21(4): 871-876.

Rodriguez, A. S. L. & Gaston, K. J. 2002. Maximising phylogenetic diversity in the selection of networks of conservation areas. *Biological Conservation* 105: 103–111.

Rosenfeld, J. S. 2002. Functional redundancy in ecology and conservation. *Oikos* 98: 156-162.

Rondinini C, Wilson KA, Boitani L, Grantham H, Possingham HP (2006) Tradeoffs of different types of species occurrence data for use in systematic conservation planning. *Ecol Lett* 9: 1136–1145.

Sampaio, R.; Munari, D. P.; Rohe, F.; Ravetta, A. L.; Rubim, P.; Farias, I. P.; Silva, M. N. F. & Cohn-Haft, M. 2010. New distribution limits of *Bassaricyon alleni* Thomas 1880 and insights on an overlooked species in the Western Brazilian Amazon. *Mammalia* 74: 323–327.

Sergio, F.; Caro, T.; Brown, D.; Clucas, B.; Hunter, J.; Ketchum, J.; McHugh, K.; Hiraldo, F. 2008. Top predators as conservation tools: Ecological rationale assumptions and efficacy. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 39:1-19.

Sollmann, R.; Tôrres, N. & Silveira, L. 2008. Jaguar Conservation in Brazil: The Role of Protected Areas. *Cat News Special Issue*, 4: 15-20

Taylor, B.W.; Flecker, A.S. & Hall, R.O. Jr .2006. Loss of a harvested fish species disrupts carbon flow in a diverse tropical river. *Science*, 313, 833–836

Tchaicka, L.; Eizirik, E.; Oliveira, T. G.; Candido, J. R. & Freitas, T. R. O. 2006. Phylogeography and population history of the crab-eating fox (*Cerdocyon thous*). *Molecular Ecology* 16(4): 819-838.

Tilman, D. 2001. Functional diversity. In: S.A Levin (eds.). *Encyclopedia of biodiversity* San Diego, Academic, 109–120.

Tôrres, N. M. & Diniz-Filho, J. A. F. 2004. Phylogenetic autocorrelation and evolutionary diversity of Carnivora (Mammalia) in Conservation Units of the New World. *Genetics and Molecular Biology*, 27(4): 511-516.

Thuiller, W.; Lavergne, S.; Roquet, C.; Boulangeat, I.; Laffourcade, B. & Araújo, M. B. 2011. Consequences of climate change on the Tree of Life in Europe. *Nature*, 470, 531-534.

Webb, C. O.; Ackerly, D. D.; McPeck, M. A. & Donoghue, M. J. 2002. Phylogenies and community ecology. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*. 33, 475–505.

Williams, P. H.; Humphries, C. J. & Vane-Wright, R. I. 1991. Measuring biodiversity: taxonomic relatedness for conservation priorities. *Australian Systematic Botany*, 4: 665-679.

Williams, J.C.; ReVelle, C.S.; Levin, S.A. 2004. Using mathematical optimization models to design nature reserves. *Front. Ecol. Environ.* 2, 98–105.

Wilson, D. E. & Reeder, D. M. (eds). 2005. *Mammal Species of the World. A Taxonomic and Geographic Reference* 3ª edição, Johns Hopkins University Press, 2:142p.

Wozencraft, W. C. 2005. Order Carnivora. 532-628. In: Wilson, D. E; Reeder, D. M. (eds). *Mammal species of the world: A taxonomic and Geographic reference*. 3ª edição, Baltimore: The Johns Hopkins University Press, 2142p.

Yenses, E. & Tarifa, T. 2003. *Galictis cuja*. *Mammalian Species*, 728: 1-8

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Diante das mudanças rápidas observadas na paisagem provenientes de atividades antrópicas, a biodiversidade tem se tornado cada vez mais ameaçada. Para criar ações conservacionistas é necessário conhecer as espécies e a sua distribuição ao longo do espaço. Assim, estimativas de ocorrência obtidas por meio de modelagens de distribuição potencial são importantes para orientar o estabelecimento de estratégias conservacionistas. Apesar disto, diante das peculiaridades e limitações destes modelos, a compreensão dos mecanismos que atuam em escalas mais restritas é indispensável para efetivar ações práticas mais robustas, que normalmente são implementadas em escalas regionais.

Espécies altamente vulneráveis como os mamíferos da Ordem Carnívora, podem ter sua viabilidade comprometida num tempo previsível se alternativas mitigadoras não forem estabelecidas. Como os recursos destinados para conservação no Brasil são relativamente escassos, é preciso criar alternativas rápidas que representem a melhor possibilidade de alocação de recursos. Neste sentido, propostas conservacionistas que buscam minimizar conflitos de conservação são imprescindíveis, para tornar as ações mais realistas. Por outro lado, compreender como diferentes componentes de diversidade estão interligados e espacialmente distribuídos nos permitiu criar cenários de conservação que são capazes de proteger a biodiversidade de carnívoros como todo, pois o papel funcional das espécies e a história evolutiva do grupo, estão ambos representados em conjuntos de áreas definidas como prioritárias.

Considerando que a riqueza de espécies não é um bom indicador de outras medidas de diversidade, ações mais efetivas são alcançadas quando consideramos outros componentes além da diversidade taxonômica (i.e. diversidade funcional e filogenética) nos planejamentos de conservação. Assim, concluímos que um planejamento eficaz precisa considerar todos

estes aspectos para seleção de áreas prioritárias. Isto deve ser realizado considerando primeiramente a melhor solução espacial para representar todas as espécies em questão, a diversidade funcional e filogenética do grupo. Este é o cenário que podemos denominar de eficaz. Posteriormente, devemos criar um balanço entre este resultado e características sócio - econômicas do espaço estudado, e assim obter o um cenário que efetivamente podem ser posteriormente utilizados nas tomadas de decisões conservacionistas.