

## MÉTODOS PARA INDICAÇÃO DE ÁREAS PARA CONSERVAÇÃO: UMA ANÁLISE A PARTIR DA MODELAGEM DE NICHO DE TATUS, NO ESTADO DE MATO GROSSO

**Teresa Cristina da Silveira Anacleto**

Doutora em Ciências Ambientais – UFG  
Professora do Departamento de Ciências Biológicas – UNEMAT  
[teresacristina@unemat.br](mailto:teresacristina@unemat.br)

**Guilherme Oliveira**

Doutor em Ecologia e Evolução – UFG  
Professor do Centro de Ciências Agrárias, Ambientais e Biológicas – UFRB  
[guilhermeoliveira@yahoo.com.br](mailto:guilhermeoliveira@yahoo.com.br)

### RESUMO

O Cerrado está sendo transformado em áreas antrópicas e faltam informações que contribuam com a priorização de áreas de interesse ecológico. Muitos algoritmos têm sido desenvolvidos para auxiliar a biologia da conservação. Este trabalho apresenta um ensaio metodológico para indicar áreas que devem ser conservadas, usando processos analíticos de modelagem e de seleção de áreas, e discute algumas técnicas indicadas para solucionar problemas reais de conservação. Foi usado o programa SITES, com base na ocorrência potencial dos tatus, estabelecida pelo GARP, para selecionar os municípios de Mato Grosso prioritários à conservação. A densidade populacional humana foi usada como uma medida de custo de conservação. Foi considerada a conservação de, no mínimo, 20% da área potencial de ocorrência das espécies de tatu com ocorrência no Cerrado. A maioria dos municípios teve alta ocorrência de tatu (7 e 8 espécies). A insubstituibilidade foi baixa e o SITES incluiu 25 municípios, concentrados principalmente no Cerrado. A maior conectividade ocorreu entre os Rios das Mortes e Araguaia, onde há quatro unidades de conservação. No Pantanal, foi selecionado o município de Cáceres, que concentra áreas alteradas no entorno de três unidades de conservação. Nossas análises mostram como as ferramentas matemáticas podem auxiliar nas ações conservacionistas.

**Palavras-chave:** Cerrado. Biodiversidade. Ocorrência potencial. Tatu.

### METHODS FOR INDICATION OF AREAS FOR CONSERVATION: AN ANALYSIS FROM NICHE MODELING OF ARMADILLOS, IN MATO GROSSO STATE

### ABSTRACT

Cerrado has been transformed in anthropic areas and there is still lack of information to establish priority areas of ecological interest. Many numerical algorithms have been developed to aid conservation biology. This work presents a methodological essay to indicate areas that should be conserved, using analytical modeling process and selection of areas, and discusses some techniques indicated to solve real problems of conservation. The program SITES was used, considering the potential occurrence of armadillos established by GARP to select which Mato Grosso municipalities were more important for armadillos conservation, using also the human population density as a measure of conservation cost. The goal was to conserve at least 20% of the modeled range of species of armadillos that occur in Cerrado. Most of the municipalities had high potential occurrence of armadillos (7 and 8 species). The irrepleceability was low and the SITES included 25 municipalities, concentrated basically in Cerrado area. The connectivity was higher between Araguaia and das Mortes rivers, where there are four conservation unities. In Pantanal, the Cáceres municipality was selected, and concentrates altered areas around three conservation unities. Our analyses support that mathematical tools are important for conservation planning.

**Keywords:** Cerrado. Biodiversity. Potential occurrence. Armadillo.

---

Recebido em 26/03/2014  
Aprovado para publicação em 16/08/2014

## INTRODUÇÃO

As últimas décadas têm sido críticas para a conservação da diversidade biológica devido a ameaças como a perda e a fragmentação de habitat, as invasões de espécies e as mudanças climáticas, resultantes da crescente ação humana sobre o ambiente (PEREIRA; PETERSON, 2004). Isso aumenta a necessidade de proteger as espécies, mas o planejamento e a prática da conservação encontram limitações nos setores social, econômico e político (PRENDERGAST *et al.*, 1999). No Brasil, essas limitações são mais acentuadas onde as atividades agropecuárias estão em expansão (ANACLETO e MIZIARA, 2006). Um bom exemplo é a região Centro-Oeste, onde o avanço do desmatamento pode ser avaliado pela redução do Cerrado. Nos últimos anos, mais da metade do bioma foi transformado em pasto, agricultura e outras áreas antrópicas (KLINK e MACHADO, 2005).

A soja é uma cultura comum no Cerrado e justifica grandes projetos de infraestrutura e de transporte que, por sua vez, iniciam uma cadeia de eventos conduzindo à destruição de habitats naturais em grandes extensões (FEARNSIDE, 2000). É essa acelerada descaracterização do Cerrado que compromete a sobrevivência das espécies, algumas ainda pouco estudadas e que estão ameaçadas de extinção. De fato, os dados sobre a diversidade biológica do Cerrado são escassos, a alteração ambiental é rápida e a implementação de métodos para gerar planos viáveis de conservação tem se tornado uma necessidade premente para estabelecer áreas prioritárias para proteger a fauna e a flora do bioma.

As estratégias de reservar áreas exclusivas para assegurar a persistência de plantas e animais é uma boa alternativa para a conservação da biodiversidade (DINIZ-FILHO *et al.*, 2007). Entretanto, a indicação dessas áreas não pode ocorrer de forma oportunista, com base no baixo valor econômico da área e usando somente dados limitados de distribuição ou ocorrência das espécies (FONSECA *et al.*, 2000; PETERSON *et al.*, 2000). É preciso desenvolver e aplicar métodos capazes de alocar reservas que representem de modo eficiente a biodiversidade e com o menor custo possível, permitindo assim um balanço entre conservação e desenvolvimento humano (BALMFORD *et al.*, 2000; PHALAN, 2011).

Uma das novas tecnologias que ajudam a entender como as espécies se distribuem geograficamente é a modelagem de nicho (ARAÚJO e PETERSON, 2012; PETERSON e SOBERÓN, 2012). Aqui será empregado o termo modelagem de nicho, apesar da falta de consenso sobre o termo. Os autores que discordam afirmam que os modelos projetam simulações da distribuição das espécies no espaço geográfico, mas não oferecem uma descrição do nicho das espécies e complementam sobre a falta de dados sobre as interações e a dificuldade de interpretá-las (JIMÉNEZ-VALVERDE; LOBO; HORTAL, 2008). A modelagem correlaciona dados de ocorrência das espécies com variáveis ambientais (temperatura, precipitação, elevação e vegetação, dentre outras) e gera informações úteis na solução de problemas reais, como a construção de mapas de riqueza de espécies, mapas de endemismos e a indicação de áreas prioritárias para a conservação baseada em princípios como o de complementaridade. Muitas técnicas foram desenvolvidas, como, por exemplo, o BIOCLIM (NIX, 1986; BUSBY, 1991), o GARP (STOCKWELL e NOBLE, 1992), o MAXENT (PHILLIPS; ANDERSON; SCHAPIRE, 2006) e, mais recentemente, a integração de 13 métodos em uma plataforma computacional, o BIOENSEMBLES (RANGEL; DINIZ-FILHO; ARAÚJO, 2009). Esses são alguns exemplos da diversidade de técnicas de modelagem que estão disponíveis para explorar a correlação entre a ocorrência das espécies.

Outra questão importante na tomada de decisão com relação à seleção de áreas para a proteção da vida selvagem, baseia-se no custo: “qual é o menor custo necessário para representar todos os alvos de conservação a fim de alcançar uma meta pré-estabelecida?” (WILLIAMS; REVELLE; LEVIN, 2004). O custo de um sistema de reserva pode ser definido por sua área total, pelo número de unidades que o compõe e, de forma mais complexa, através de uma função de custos para cada área (unidade de planejamento), como preço da terra ou posição geográfica de cada unidade (DINIZ-FILHO *et al.*, 2007).

Alguns métodos matemáticos, como o Greedy Heuristic e o Simulated Annealing, facilitam encontrar o menor número de áreas que representem os alvos de conservação. Esses métodos foram adaptados para selecionar a menor área possível necessária para preservar as espécies, minimizando custos e com base no princípio de complementaridade (ANDELMAN *et*

*al.*, 1999). Esse princípio preconiza que, no processo de escolha de áreas adicionais a uma reserva, é melhor escolher áreas que complementem os atributos que se pretende conservar (espécies, habitats ou paisagens) ao invés de duplicar atributos desnecessários.

Este trabalho apresenta um ensaio metodológico para indicar áreas prioritárias para conservação e aborda alguns procedimentos matemáticos para tratar de problemas reais de conservação. Para exemplificar o emprego de duas técnicas, foi considerada a distribuição geográfica potencial de nove espécies de tatus, como um dos atributos para conservação no estado de Mato Grosso, e as áreas de interesse ecológico foram selecionadas através de um algoritmo de anelamento simulado (Simulated Annealing).

## MATERIAIS E MÉTODOS

### UNIDADES DE PLANEJAMENTO/MUNICÍPIOS

Mato Grosso é o terceiro maior estado do país, após Amazonas e Pará, com 904.000 km<sup>2</sup> de extensão. O estado apresenta uma das menores densidades demográficas da região Centro-Oeste, com média de 3 habitantes por km<sup>2</sup> (MATO GROSSO, 2010) e abrange três biomas: Pantanal (7% de sua área), Cerrado (39%) e Amazônia (54%) (IBGE, 2004). Para gerar as “unidades de planejamento” utilizadas no programa SITES, foi considerada a divisão político administrativa do estado de Mato Grosso, através dos shapes fornecidos pela FEMA/COGEO-MT.

### DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL

Foi utilizada a modelagem de nicho de tatus estabelecida pelo programa GARP e descrita em Anacleto, Diniz-Filho e Vital (2006). No Brasil ocorrem cinco gêneros e dez espécies de tatus, sendo uma espécie endêmica, o *Tolypeutes tricinctus*. *Cabassous chacoensis* não foi considerado por ter somente um registro no Brasil, feito em 1904 com base em uma etiqueta que indica procedência do Brasil. Duas espécies estão ameaçadas: o tatu-canastra *Priodontes maximus* que está na categoria “Vulnerável” e o tatu-bola *Tolypeutes tricinctus* que estava na categoria vulnerável e passou para “Em Perigo” (ICMBio - Avaliação dos Xenartrhas, realizada em 2013).

Para a modelagem, Anacleto, Diniz-Filho e Vital (2006) consideraram as espécies que ocorrem no Cerrado: *Cabassous unicinctus*, *C. tatouay*, *Dasypus septemcinctus*, *D. novemcinctus*, *D. kappleri*, *Priodontes maximus*, *Euphractus sexcinctus*, *Tolypeutes matacus* e *T. tricinctus*. Este último foi considerado devido à distribuição potencial abranger o estado de Mato Grosso, embora não existam registros de ocorrência dessa espécie no estado.

A distribuição potencial desses tatus foi mapeada ao longo dos municípios de Mato Grosso. Matrizes de presença/ausência foram construídas a partir desses dados, considerando a quantidade de modelos (presença)/município e, para uma análise mais conservativa, foi considerada presente a espécie cuja ocorrência abrangesse determinado município em um número igual ou superior a nove modelos. Esse “número de corte” foi subjetivo, teve como premissa escolher a menor quantidade de modelos que contemplasse a ocorrência de tatus. Essa consideração baseou-se no fato de que áreas previstas com menor número de modelos podem, presumivelmente, apresentar maiores erros de comissão.

### SELEÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS

Através do programa SITES - Site Selection Module -SSM versão 1.0 (ANDELMAN *et al.*, 1999) foram selecionadas as áreas importantes para conservação por complementaridade, usando o algoritmo “Simulated Annealing”. Esse algoritmo gera uma solução ótima (número mínimo de áreas) comparando conjuntos inteiros de áreas e minimizando custos. O algoritmo começa selecionando uma rede aleatória de áreas e a cada iteração muda o sistema também aleatoriamente adicionando, excluindo e/ou trocando áreas (POSSINGHAM; BALL; ANDELMAN, 2000).

A meta de conservação foi definida como a representação de 20% da distribuição potencial das espécies de tatus nos municípios. Para garantir que todas as espécies fossem representadas foi atribuído um fator de penalidade para a perda das espécies. No SSM, esse fator é representado pelo número 3 e indica que a não representação das espécies tem um custo muito alto e a solução não será considerada ótima. Assim, o programa SSM se empenha em

encontrar os objetivos de representação das espécies, priorizando-as para conservação e indicando as soluções com baixos custos.

Em um primeiro momento, assumiu-se custo igual para todos os municípios. Neste caso, múltiplas soluções equivalentes são encontradas e, então, a melhor abordagem analítica é combinar estes múltiplos resultados para obter um mapa de insubstituibilidade. A insubstituibilidade indica a importância relativa de uma área para a proteção das espécies analisadas, isto é, áreas que são totalmente insubstituíveis (selecionadas em todas as simulações) contêm espécies que não podem ser encontradas em outro lugar (PRESSEY; JOHNSON; WILSON, 1994). Foram analisadas 100 simulações no SITES, cada uma delas estabelecida a partir de  $5 \times 10^6$  iterações. O índice de insubstituibilidade indicou a frequência de cada unidade de planejamento nessas 100 simulações, dando assim uma medida da importância relativa dos municípios nas soluções de complementaridade (DINIZ-FILHO *et al.*, 2006).

Entretanto, é possível também assumir que os municípios possuem custos diferenciados. Para isso foi considerada a premissa que áreas mais populosas são mais impactadas ou possuem limitações maiores para a implementação de ações conservacionistas. Para atribuir um custo aos municípios, foi considerada a densidade populacional humana (habitantes/km<sup>2</sup>) (MATO GROSSO, 2010).

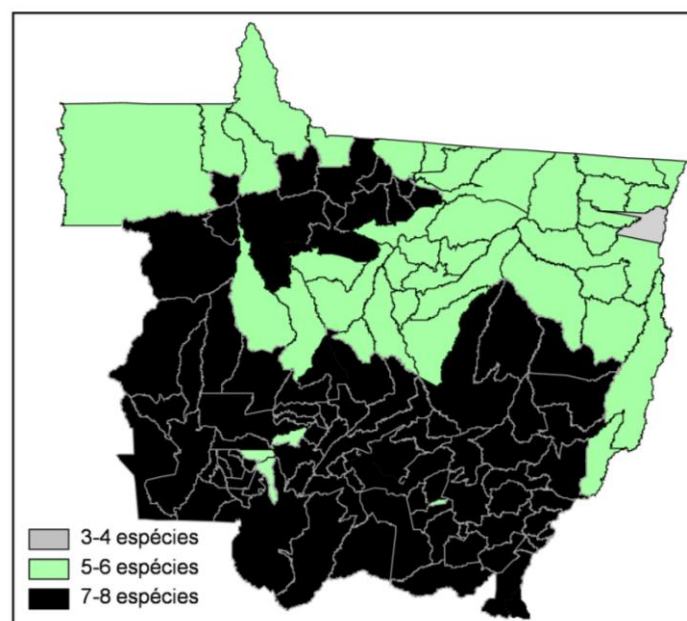
A densidade foi padronizada numa escala de 0 a 1, isto é, foi atribuído o valor 0 ao município com menor densidade populacional e 1 ao município com maior densidade populacional. Nessa análise, foram realizadas 50 simulações, com  $20 \times 10^6$  iterações por simulação.

A partir do resultado do SITES, foram selecionadas as soluções que atenderam os seguintes critérios: 1º) não perderam espécies, 2º) tiveram o menor número de municípios e 3º) tiveram a menor população humana total. Dessa forma, foi encontrada a solução que inclui o menor número de município, na qual todas as espécies são representadas pelo menos uma vez, e que incorpora os municípios com a menor população humana total.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

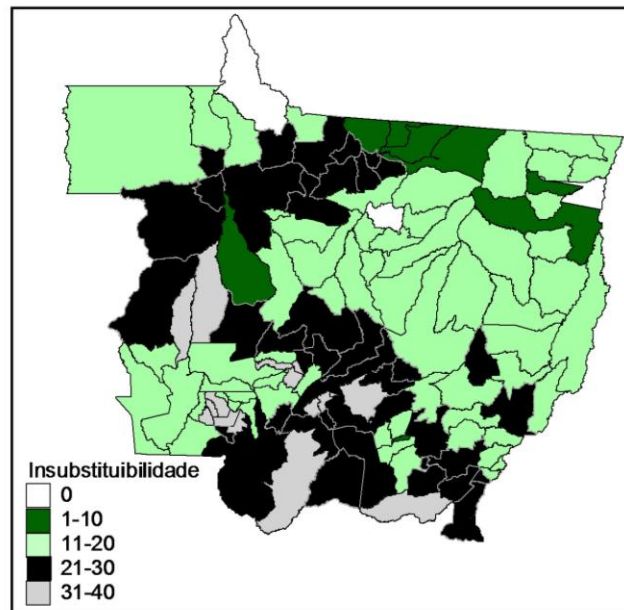
A distribuição geográfica potencial de tatus indicou a ocorrência de 7 e 8 espécies para a maioria dos municípios (66% - Figura 1). Essa distribuição se concentrou no Cerrado e no Pantanal. Esses biomas são representativos para a diversidade de tatus, especialmente o Cerrado que abriga nove das dez espécies que ocorrem no Brasil (SCHALLER, 1983; ANACLETO; SANTOS; KÖPPE, 2008; AGUIAR e FONSECA, 2008).

**Figura 1.** Distribuição geográfica potencial de nove espécies de tatus (sobreposição dos mapas individuais) nos municípios de Mato Grosso, Brasil.



Na primeira abordagem de seleção de áreas, sem a inclusão da densidade populacional, não houve municípios com valor 100, o que indicaria serem totalmente insubstituíveis. Do total de 100 análises, o maior valor (40) foi atribuído a 15 municípios (Figura 2). Como o padrão espacial de insubstituíbilidade teve valores baixos para as análises com os tatus no Mato Grosso, há muitas alternativas possíveis de seleção de municípios a fim de alcançar as metas definidas previamente. Essa flexibilidade na indicação de áreas para conservação dentro do estado é muito positiva, um exemplo é se o município selecionado estiver degradado ou com obstáculos políticos, os esforços de conservação podem ser concentrados em áreas contíguas. Quanto menor o valor de insubstituíbilidade de uma área, maior a possibilidade de substituí-la por outra área equivalente (LAWLER; WHITE; MASTER, 2003).

**Figura 2.** Padrão espacial de insubstituíbilidade para nove espécies de tatus que ocorrem no Mato Grosso.

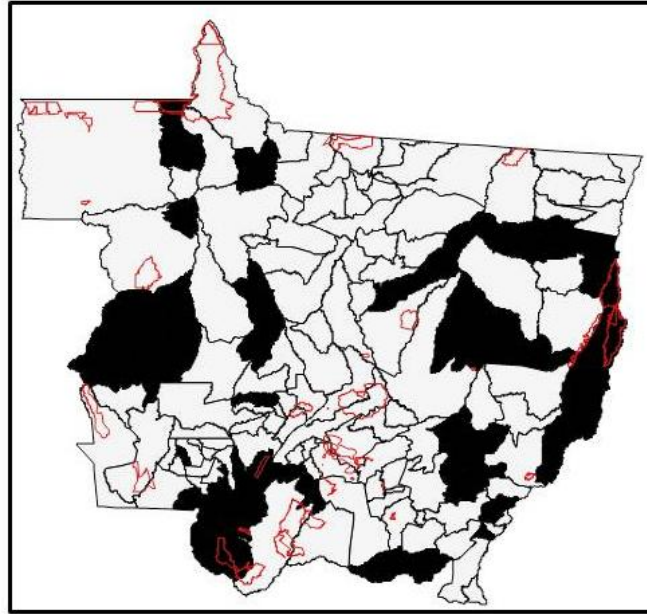


Após a inclusão da densidade populacional nas análises, a melhor solução gerada pelo SITES incluiu 25 municípios (Figura 3), situados principalmente no Cerrado. Embora a conectividade entre as parcelas não tenha sido uma variável estabelecida nas metas, no leste do estado houve um agrupamento de seis municípios. É interessante observar que nessa área estão inseridas quatro unidades de conservação. No município de Cocalinho há uma planície de inundação entre dois grandes rios, o das Mortes e o Araguaia, onde estão o Parque Estadual do Araguaia, as Reservas de Vida Silvestre Corixão da Mata Azul e Quelônios do Araguaia e a Área de Proteção Ambiental Meandros do Araguaia. Essas unidades de conservação estão inseridas numa matriz de propriedades particulares onde se explora a pecuária extensiva e anualmente são semeadas gramíneas exóticas diretamente nos campos de murundus (ANACLETO, obs. pess.). As ações antrópicas são constantes, principalmente nos Refúgios de Vida Silvestre (ANACLETO *et al.*, 2005), esse forte impacto humano e a ocorrência de espécies pouco pesquisadas resultaram na indicação do município como área prioritária para criação de unidades de conservação (BRASIL, 1999, 2001).

Entretanto, o que se faz mais urgente são ações efetivas de fiscalização nessas áreas. No Pantanal, foi selecionado o município de Cáceres que também concentra áreas alteradas no entorno de três unidades de conservação: a Estação Ecológica Taiamã e o Parque Estadual do Guirá, este último vizinho do Parque Nacional do Pantanal Matogrossense, no município de Poconé. Assim, ao analisar o resultado gerado pelo SITES, dois municípios se destacaram, entre os 25 selecionados, pelo fato de atingirem os objetivos propostos e adicionalmente compreenderem áreas legalmente protegidas, sendo os mais adequados para priorizar esforços que visem a proteção das espécies de tatus que ocorrem no Cerrado. A partir do ensaio aqui apresentado, usando a riqueza de tatus, outras espécies podem ser beneficiadas,

principalmente as predadoras de tatus, como o cachorro vinagre (*Speothos venaticus*) e o lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*), ambas classificadas como quase ameaçadas (IUCN, 2013). Com essa proteção é possível evitar o que os pesquisadores denominam de cascata trófica, referindo-se a perda das espécies que estão no topo da pirâmide trófica que, conseqüentemente, afeta outros processos ecológicos (ESTES *et al.*, 2011).

**Figura 3.** Municípios de Mato Grosso selecionados pelo programa SITES (n=25), que possuem menor densidade populacional e concentram maior riqueza potencial de tatus. Os polígonos vermelhos indicam as unidades de conservação.



As análises aqui apresentadas mostram que as abordagens matemáticas constituem bons métodos para incrementar as ações de conservação da natureza. Os sistemas de informação geográfica e os dados de ocorrência das espécies associados ao desenvolvimento de algoritmos computadorizados tornaram possível a construção de mapas de riqueza de espécies, de endemismos e a indicação de áreas prioritárias para a conservação baseada em princípios como o de complementaridade (CONROY; MOORE, 2002; HENEGBRY; MERCHANT, 2002; PETERSON, 2001). O processo de relacionar a ocorrência das espécies com variáveis ambientais (modelagem espacial) pode ser aplicado aos estudos de biogeografia, evolução, ecologia, conservação e manejo de várias espécies, como as espécies silvestres (AUSTIN; MEYERS, 1996; FLEISHMAN *et al.*, 2001; ANDERSON; LEW; PETERSON, 2003; CABEZA *et al.*, 2004), as espécies invasoras (PETERSON e VIEGLAIS, 2001) e na área de saúde pública, indicando localidades propícias aos vetores de doenças (PETERSON; PEREIRA; NEVES, 2004). Além disso, é possível modelar a distribuição de espécies frente aos cenários futuros de mudanças climáticas, cruzando dados espaciais e geográficos (ARAÚJO *et al.*, 2004; THULLER *et al.*, 2004).

No entanto, esses métodos precisam sempre de uma análise prévia para considerar as limitações dos programas matemáticos e os resultados obtidos. Nos processos que envolvem variáveis ambientais, por exemplo, deve-se considerar que a cobertura das Estações Climatológicas não é uniforme no espaço e que, enquanto algumas áreas têm boas informações, outras têm informações escassas. Por isso, deve-se analisar o tamanho da área que as variáveis ambientais cobrem antes de proceder a modelagem; variáveis mais refinadas podem resultar em modelagens espaciais mais precisas. As variáveis aqui empregadas referem-se ao período de 1965 a 1990 e estão disponíveis no programa DIVA-GIS ([www.diva-gis.org](http://www.diva-gis.org)). Essas variáveis, definidas na resolução de 10' (cerca de 16,7 km), resultaram em melhores prognósticos de distribuição quando comparadas com as variáveis disponíveis originalmente no GARP (ver detalhes em ANACLETO; DINIZ-FILHO; VITAL, 2006).

Outro fator importante é a implicação dos erros falso-positivo ou falso-negativo para um específico cenário. Idealmente, um modelo deveria prever corretamente tanto a presença como a ausência. Na prática, entretanto, classificações incorretas ocorrem quando um modelo prevê que a espécie deveria estar em uma localidade quando de fato não está (erro tipo I, comissão) ou quando prevê a ausência da espécie numa localidade, quando a espécie de fato ocorre (erro Tipo II, omissão). É prudente optar pelos modelos de distribuição das espécies que minimizam os erros falso-positivo (comissão), pois é perigoso um conservacionista concentrar esforços para proteger uma área onde não ocorram as espécies que se pretende preservar (LOISELLE *et al.*, 2003). E, mesmo que a espécie possa vir a ocorrer nessa área em longo prazo, a área onde essa espécie ocorre atualmente pode ficar sem a devida proteção e comprometer as populações futuras. O GARP, algoritmo que gerou a base de dados aqui usada, é considerado um processo preditivo que produz modelos com baixo erro de comissão (falso-positivo) (LOISELLE *et al.*, 2003; ANDERSON; LEW; PETERSON, 2003). Neste trabalho foram utilizados como regiões de presença de espécies apenas aquelas com um maior número de sobreposição dos modelos. Esses métodos exemplificam as novas visões de seleção de

## CONCLUSÕES

O ensaio metodológico aqui apresentado demonstra como algumas abordagens matemáticas, aliadas a um conhecimento prévio por parte do pesquisador sobre as espécies que estão sendo analisadas, apresentam habilidades em contornar o problema do desconhecimento dos padrões exatos de distribuição geográfica das espécies, sendo ideal para biomas com lacunas de conhecimento, como o Cerrado, com a possibilidade de incorporar outros fatores além dos dados biológicos, como dados sócio-econômicos e demográficos. Cabe aos tomadores de decisão nas esferas políticas e sócioeconômicas adotarem esses procedimentos científicos ao estabelecerem estratégias de conservação da biodiversidade.

## AGRADECIMENTOS

À Nayara P. R. Souza (LETS-UFG) pelo auxílio na organização da base de dados, à Everaldo P. Maciel (FEMA-COGEIO, MT) por disponibilizar os shapes utilizados neste trabalho.

## REFERÊNCIAS

- AGUIAR, J. M.; FONSECA, G. A. B. Conservation status of the *Xenarthra*. In: VIZCAÍNO, S. F.; LOUGHRY, W. J. (Eds.). **The Biology of the Xenarthra**. Gainesville: University Press of Florida, 2008. p. 215-231.
- ANACLETO, T. C. S. Cingulata e Pilosa. In: WEBER, M. M.; ROMAN, C.; CÁCERES, C. (Orgs.). **Mamíferos do Brasil**. Santa Maria: Editora UFSM, 2013. p. 81-105.
- \_\_\_\_\_; SANTOS, D. L.; KÖPPE, V. C. Inventário da mastofauna da planície de inundação do Rio das Mortes, MT. In: CABETTE, H. S. R. (Org.). **Fauna e Flora da planície de inundação do Rio das Mortes, MT**. Nova Xavantina: Editora da UNEMAT, 2008. p. 81-88.
- \_\_\_\_\_; MIZIARA, F. Expansão de fronteiras e impactos sócio-ambientais no cerrado matogrossense. **Geografia**, v. 31, n. 3, p. 527-538, 2006.
- \_\_\_\_\_; FERREIRA, A. A.; DINIZ-FILHO, J. A. F.; FERREIRA, L. G.. Seleção de áreas de interesse ecológico através de sensoriamento remoto e de otimização matemática: um estudo de caso no município de Cocalinho, MT. **Acta Amazônica**, v. 35, n. 4, p. 437-444, 2005.
- \_\_\_\_\_; DINIZ-FILHO, J. A. F.; VITAL, M. V. C. Estimating potential geographic ranges of armadillos (*Xenarthra*, Dasypodidae), in Brazil, under niche-based models. **Mammalia**, v. 70, n. 1, p. 202-213, 2006.
- ANDELMAN, S. J.; BALL, I.; DAVIS, F. W.; STOMS, D. M. **SITES**: An analytical toolbox for ecoregional conservation planning v.1.0. Technical report, The Nature Conservancy. 1999. Disponível em: <<http://www.biogeog.ucsb.edu/projects/tnc/toolbox.html>>. Acesso: 24 set. 2013.
- ANDERSON, R. P.; LEW, D.; PETERSON, A. T. Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. **Ecological Modelling**, v. 162, n. 3, p. 211-232, 2003.

ARAÚJO, M. B.; CABEZA, M.; THUILLER, W.; HANNAH, L.; WILLIAMS, P. H. Would climate change drive species out of reserves? An assessment of existing reserve-selection methods. **Global Change Biology**, v. 10, n. 9, p. 1618-1626, 2004.

\_\_\_\_\_; PETERSON, A. T. Uses and misuses of bioclimatic envelope modeling. **Ecology**, v. 93, n. 7, p. 1527-1539, 2012.

AUSTIN, M. P.; MEYERS, J. A. Current approaches to modeling the environmental niche of eucalyptus: implication for management of forest biodiversity. **Forest Ecology and Management**, v. 85, n. 1-3, p. 95-106, 1996.

BALMFORD, A.; MOORE, J. L.; BROOKS, T.; BURGESS, N.; HANSEN, L. A.; WILLIAMS, P.; RAHBEK, C. Conservation conflicts across Africa. **Science**, v. 291, n. 5513, p. 2616-2619, 2000.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Ações Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade do Cerrado e Pantanal**. Brasília: FUNATURA, Conservation International, Fundação Biodiversitas, Universidade de Brasília, 1999.

\_\_\_\_\_. **Avaliação e Identificação de Ações Prioritárias para a Conservação, Utilização Sustentável e Repartição dos Benefícios da Biodiversidade na Amazônia Brasileira**. Brasília: Instituto Socioambiental – ISA, Instituto de Pesquisas Ambientais da Amazônia – IPAM, Grupo de Trabalho Amazônico – GTA, Instituto Sociedade, População e Natureza – ISPN, Instituto do Homem e do Meio Ambiente da Amazônia – IMAZON e Conservation International do Brasil, 2001. Disponível em: <[http://www.mma.gov.br/estruturas/sbf\\_chm\\_rbbio/\\_arquivos/Sumario\\_Amazonia.pdf](http://www.mma.gov.br/estruturas/sbf_chm_rbbio/_arquivos/Sumario_Amazonia.pdf)>. Acesso: 24 jan. 2014.

BUSBY, J. R. Bioclim: a bioclimate analysis and prediction system. In: MARGULES, C. R., AUSTIN, M. P. (Eds.). **Nature Conservation: Cost Effective Biological Surveys and Data Analysis**. Melbourne, Australia: Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization (CSIRO) Publishing, 1991. p. 64-68.

CABEZA, M.; ARAÚJO, M. B.; WILSON, R. J.; THOMAS, C. D.; COWLEY, M. J. R.; MOILANEN, A. Combining probabilities of occurrence with spatial reserve design. **Journal of Applied Ecology**, v. 41, n. 2, p. 252-262, 2004.

CONROY, M. J.; MOORE, C. T. Wildlife habitat modeling in an adaptive framework: The role of alternative models. In: SCOTT, J. M.; HEGLUND, P. J.; MORRISON, M. L.; HAUFLE, J. B.; RAPHAEL, M. G.; WALL, W. A.; SAMSON, F. B. (Eds.). **Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale**. Washington, DC; Island Press, 2002. p. 205-218.

DINIZ-FILHO, J. A. F.; BINI, L. M.; PINTO, M. P.; RANGEL, T. F. L. V. B.; CARVALHO, P.; BASTOS, R. P. Anuran species richness, complementarity and conservation conflicts in Brazilian cerrado. **Acta Oecologica**, v. 29, n. 1, p. 9-15, 2006.

\_\_\_\_\_; CARVALHO, A. R.; PINTO, M. P.; ANACLETO, T. C. S. Métodos para seleção de reservas e estabelecimento de áreas prioritárias para conservação no Cerrado In: PEREIRA, A. M. S. (Org.). **Recursos genéticos e conservação de plantas medicinais do Cerrado**. Ribeirão Preto: Ed. Legis Summa, 2007. p. 75-107.

ESTES, J. A., *et al.* Trophic Downgrading of Planet Earth. **Science**, v. 333, n. 6040, p.301-306, 2011.

FEARNSIDE, P. M. O avanço da soja como ameaça à biodiversidade na Amazônia. In: SIMPÓSIO DE ECOSSISTEMAS BRASILEIROS, 5., 2000, Vitória. **Anais...** Vitória: UFES, 2000. p. 74-82.

FLEISHMAN, E. *et al.* Modeling and predicting species occurrences using broad-scale environmental variables: an example with butterflies of the Great Basin. **Conservation Biology**, v. 15, n. 6, p. 1674-1685, 2001.

FONSECA, G. A. B. *et al.* It's time to work together and stop duplicating conservation efforts... following Africa's lead in setting priorities. **Nature**, v. 405, n. 6785, 393-394, 2000.

MATO GROSSO. Secretaria de Estado de Planejamento e Coordenação Geral - SEPLAN. **Anuário Estatístico de Mato Grosso**. Disponível em:



<<http://www.seplan.mt.gov.br/index.php/2013-05-10-18-15-57/2013-05-10-19-32-21/2013-05-10-19-39-12/2010>>. Acesso em: 14 dez. 2013.

HENEBRY, G. M.; MERCHANT, J. W. Geospatial data in time: limits and prospects for predicting species occurrences. In: Scott, J. M.; Morrison, M. L.; Heglund, P. J. (Eds.). **Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale**. Covello, CA: Island Press, 2002. p. 291-309.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Mapa de Biomas e de Vegetação**. 2004 Disponível em: <[http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/default\\_prod.shtm#MAPAS](http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/default_prod.shtm#MAPAS)>. Acesso 14 dez. 2013.

IUCN - International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. **Red List of Threatened Species**. Version 2013.2. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org>>. Acesso 14.dez.2013

JIMÉNEZ-VALVERDE, A.; LOBO, J. M.; HORTAL, J. Not as good as they seem: the importance of concepts in species distribution modeling. **Diversity and Distributions**, v. 14, n. 6, p. 885-890, 2008.

KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. Conservation of the Brazilian Cerrado. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 707-713, 2005.

LAWLER, J. J.; WHITE, D. E.; MASTER, L. L. Integrating representation and vulnerability: two approaches for prioritizing areas for conservation. **Journal of Applied Ecology**, v. 13, n. 6, p. 1762-1772, 2003.

LOISELLE, B. A. et al. Avoiding pitfalls of using species distribution models in conservation planning. **Conservation Biology**, v. 17, n. 6, p. 1591-1600, 2003.

NIX, H. A. A biogeographic analysis of Australian elapid snakes. In: LONGMORE, R. (Ed.). **Atlas of Australian Elapid Snakes**. Australian Flora e Fauna Series, n. 7. Victoria, Australia: Commonwealth Scientific e Industrial Research Organization (CSIRO) Publishing, 1986. p. 4-15.

PEREIRA, R. S.; PETERSON, A. T. **O uso da modelagem na definição de estratégias para a conservação da biodiversidade**. 2004. Disponível em: <<http://www.comciencia.br/reportagens/biodiversidade/bio18.htm>>. Acesso: 14 dez. 2013.

PETERSON, A. T. Predicting species' geographic distribution based on ecological niche modeling. **Condor**, v. 103, n. 3, p. 599-605, 2001.

\_\_\_\_\_. *et al.* Geographic analysis of conservation priority: endemic birds and mammals in Veracruz, Mexico. **Biology Conservation**, v. 93, n. 1, p. 85-94, 2000.

\_\_\_\_\_.; PEREIRA, R. S.; NEVES, V. F. Using epidemiological survey data to infer geographic distributions of leishmaniasis vector species. **Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical**, v. 37, n. 1, p. 10-14, 2004.

\_\_\_\_\_.; SOBERON, J. Species Distribution Modeling and Ecological Niche Modeling: Getting the Concepts Right. **Natureza e Conservação**, v. 10, n. 2, p. 102-107, 2012.

\_\_\_\_\_.; VIEGLAIS, D. A. Predicting species invasions using ecological niche modeling: new approaches from bioinformatics attack a pressing problem. **BioScience**, v. 51, n. 5, p. 363-371, 2001.

PHALAN, B.; Onial, M.; BALMFORD, A.; GREEN, R. E. Reconciling food production and biodiversity conservation: land sharing and land sparing compared. **Science** v. 333, n.6047, p. 1289-1291, 2011.

PHILLIPS, S. J.; ANDERSON, R. P.; SCHAPIRE, R. E. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. **Ecological Modelling**, v. 190, n. 3-4, p. 231-259, 2006.

POSSINGHAM, H. P.; BALL, I. R.; ANDELMAN, S. Mathematical methods for identifying representative reserve networks. In: FERSON, S.; BURGMAN, M. (Eds.). **Quantitative Methods for Conservation Biology**. New York: Springer, 2000. p. 291-306.

PRENDERGAST, J. R.; QUINN, R. M.; LAWTON, J. H. The gaps between theory and practice in selecting nature reserves. **Conservation Biology**, v. 13, n. 3, p. 484-492, 1999.

PRESSEY, R. L.; JOHNSON, I. R.; WILSON, P. D. Shades of irreplaceability: towards a measure of the contribution of sites to a reservation goal. **Biodiversity and Conservation**, v. 3, n. 3, p. 242-262, 1994.

RANGEL, T. F. L. V. B.; DINIZ-FILHO, J. A. F.; ARAÚJO, M.B. **Bioensembles** 1.0, Software for Computer Intensive Ensemble Forecasting of Species Distributions under Climate Change. Privately Distributed. Madrid/Goiás/Évora. 2009.

SCHALLER, G. B. Mammals and their biomass on a Brazilian Ranch. **Arquivos de Zoologia do Estado de São Paulo**, v. 31, n. 1, p. 1-36, 1983.

STOCKWELL, D. R. B.; NOBLE, I. R. Induction of sets of rules from animal distribution data: a robust and informative method of data analysis. **Mathematics and Computers in Simulation**, v. 33, n. 5-6, p. 385-390, 1992.

THUILLER, W.; BROTONS, L.; ARAUJO, M. B.; LAVOREL, S. Effects of restricting environmental range of data to project current and future species distributions. **Ecography**, v. 27, n. 2, p. 165-172, 2004.

WETZEL, R. M. Revision of the naked-tailed armadillos, genus *Cabassous* McMurtrie. **Annals of the Carnegie Museum**. v. 49, n. 2, p. 323-357, 1980.

WILLIAMS, J. C.; REVELLE, C. S.; LEVIN, S. A. Using mathematical optimization models to desing nature reserves. **Frontiers in Ecology and Environment**, v. 2, n. 2, p. 98-105, 2004.