



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ECOLOGIA E EVOLUÇÃO**



Lara Gomes Côrtes

**MODELAGEM DE DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES COMO
FERRAMENTA PARA A CONSERVAÇÃO DE ESPÉCIES
RARAS DE ANFÍBIOS DO CERRADO**

Orientador: Paulo De Marco Júnior

GOIÂNIA - GO
FEVEREIRO – 2009

UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E EVOLUÇÃO

Lara Gomes Côrtes

MODELAGEM DE DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES COMO
FERRAMENTA PARA A CONSERVAÇÃO DE ESPÉCIES
RARAS DE ANFÍBIOS DO CERRADO

Orientador: Paulo De Marco Júnior

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Goiás, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Ecologia e Evolução para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

Orientador: Paulo De Marco Júnior

GOIÂNIA - GO
FEVEREIRO – 2009

Lara Gomes Côrtes

**MODELAGEM DE DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES COMO
FERRAMENTA PARA A CONSERVAÇÃO DE ESPÉCIES
RARAS DE ANFÍBIOS DO CERRADO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Goiás, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Ecologia e Evolução para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 26 de fevereiro de 2009

Prof. Dr. Rogério Pereira Bastos

Prof. Dr. Daniel de Brito Candido da Silva

Prof. Dr. Paulo De Marco Júnior
(Orientador)

Aos meus pais, Nilva e Diógenes, que já me ensinaram tanto e cujo apoio é tão essencial em minha vida, permitindo-me chegar até aqui.

“A biblioteca da vida está queimando e nós nem ao menos conhecemos os títulos dos livros”

Gro Harlem Brundtland

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador, Paulo De Marco Júnior, agradeço, primeiramente, por ter confiado em mim, alguém sem experiência anterior em ecologia. Hoje sei que, naquele dia, eu já tinha ganhado na loteria, dado o tamanho da procura por sua orientação. Minha dissertação exigiu, em diversos momentos, um conhecimento que eu não tinha, mas eu pude sempre contar com o auxílio dessa pessoa que, de maneira única, conseguia elogiar os passos de formiguinha que eu dava. Esse jeito otimista de enxergar os pequenos avanços de uma pessoa é um ensinamento que vou carregar para sempre comigo. Agradeço pela paciência, pela atenção, pelas conversas cheias de ensinamentos valiosos. Obrigada também por despertar em mim a curiosidade e a paixão necessárias pela ciência, pela ecologia e por transmitir essa vontade de resolver os problemas ambientais do Brasil. Não há dúvidas de que aprendi muito. Sua orientação foi e continua sendo essencial para a minha formação como profissional e como ser humano. Muito obrigada.

Aos professores do mestrado agradeço pelas sugestões, pelas críticas, pela paciência e pelos conhecimentos transmitidos que foram essenciais para a conclusão dessa dissertação. Ao professor Rogério Pereira Bastos agradeço pela disponibilização de dados utilizados nos experimentos e pelas conversas sobre os anfíbios. Ao professor Luís Maurício Bini pela importante sugestão de utilização de espécies virtuais. Também agradeço aos meus inúmeros professores, pois acredito que toda a minha caminhada educacional foi importante. Sou imensamente grata e terei sempre respeito e admiração por todos esses profissionais que realmente podem mudar o mundo.

Agradeço aos meus pais por estarem sempre presentes de alguma forma em todos os momentos de minha vida, por serem aquela torcida fiel que acompanhou todos os meus passos até aqui e que me empurrou pra frente quando eu mais precisei. A eles tenho admiração e dívida eternas por serem essas pessoas que nunca mediram esforços para que eu continuasse estudando e tivesse uma boa formação. Eles são, sem dúvida, parte do bom exemplo, da curiosidade, da alegria, da confiança, do amor e do otimismo que carrego comigo.

Agradeço também ao meu irmão Fernando pelas discussões sobre a vida, sobre o futuro, sobre os obstáculos que enfrentamos, enfim, por ser meu primeiro e eterno amigo. Agradeço pelo seu jeito divertido de ver o mundo com quem aprendi a ser mais calma, mais confiante, mais feliz. Agradeço ao meu namorado Douglas pela atenção, pela paciência, pela confiança. Obrigada por me fazer lembrar que, às vezes, eu também preciso de pausas. Aos

meus familiares e à Lúcia, agradeço pelas conversas e pela companhia que não me deixam esquecer que a vida tem diversas faces, cada uma importante ao seu modo.

Aos meus amigos de infância, do Laboratório de Ecologia Teórica e do mestrado ficam aqui registrados os meus sinceros agradecimentos pela força, pelo estímulo, pela ajuda, pelos conselhos, pelas discussões, pela confiança, pelo conhecimento, pelo tempo (tão valioso) que dispensaram inúmeras vezes a mim. Muito obrigada por tudo e, certamente, um pouco de cada um de vocês permanece dentro de mim, tornando-me uma pessoa e um profissional melhor. Aprendi imensamente com todos vocês e estarei sempre pronta a ajudá-los no que for necessário.

À CAPES pela bolsa de mestrado e à Universidade Federal de Goiás por toda a estrutura.

Enfim, essa dissertação tem um pouco de muita gente e por isso só tenho a agradecer. A todos peço também desculpas pelas inúmeras ausências em acontecimentos importantes, pelos nervosismos desnecessários, pelos momentos que precisaram de mim e eu não pude estar presente, mas que só assim seria possível chegar até aqui. Mais uma vez agradeço por toda essa compreensão e é com alegria que posso dizer que voamos um pouco mais longe.

RESUMO GERAL

CÔRTEZ, Lara Gomes. Universidade Federal de Goiás, fevereiro de 2009. **Modelagem de distribuição de espécies como ferramenta para a conservação de espécies raras de anfíbios do cerrado.** Orientador: Paulo De Marco Júnior.

A modelagem de distribuição potencial de espécies produz modelos empíricos que relacionam os registros de ocorrência das espécies em campo a variáveis preditoras ambientais, baseando-se em respostas derivadas de diversas hipóteses de como os fatores ambientais controlam a distribuição das espécies. Essa ferramenta é especialmente importante para a biologia da conservação, porque pode dar respostas rápidas que são necessárias frente a uma crise de biodiversidade. Nesse contexto, a modelagem se torna uma metodologia potencialmente promissora porque permite extrair informações biogeográficas úteis a partir de poucos registros de ocorrências das espécies. Assim, esse trabalho objetivou identificar problemas metodológicos de modelagens de distribuição potencial com dados escassos, propondo também a utilização da modelagem como uma importante ferramenta na tomada de decisões de conservação para espécies raras. Nós fizemos experimentos simulando a raridade de anfíbios bem conhecidos e também utilizamos espécies virtuais. Nós constatamos que modelos com o Limiar Mínimo podem produzir taxas de omissão menores e que o Maxent com valor de RM igual a um obteve a melhor acurácia em relação às medidas de desempenho utilizadas. Nós também demonstramos que a melhor metodologia para poucos dados irá depender da finalidade do modelo. Em inventários deve-se utilizar o Somatório de diferentes metodologias; no estabelecimento de áreas prioritárias para a conservação deve-se utilizar a Intersecção de modelos; na avaliação do *status* de conservação de uma espécie deve ser utilizado o método de Intersecção de modelos. No entanto, como método individual, a Distância Euclidiana parece ser a melhor opção. De maneira geral, nossa metodologia demonstrou ser útil para a realização de avaliações preliminares de espécies com dados escassos, identificando seis espécies de anfíbios que devem ser priorizadas em projetos de conservação. Nós não temos a pretensão de que essas avaliações de risco de extinção sejam imediatamente convertidas em listas de espécies ameaçadas, mas o principal objetivo é o direcionamento de inventários e a produção de um conhecimento sistemático que possa ser utilizado em *workshops* de discussão de espécies ameaçadas e de áreas prioritárias para a conservação.

ABSTRACT

CÔRTEZ, Lara Gomes. Universidade Federal de Goiás, february 2009. **Species distribution modeling like a tool to conserve amphibian rare species of Cerrado.** Orientador: Paulo De Marco Júnior.

The species distribution modeling generates empirical models which are relationships between occurrence records and environmental predicting variables. These relationships are derived from hypothesis about how environmental factors control species distributions. Species distribution modeling is a tool especially important to conservation biology, because it can gives fast answers which are necessary to face a biodiversity crisis. In this context, the modeling becomes a potential promising tool to extract useful biogeography information from few occurrence records. Then this work aimed to identify methodological problems of modeling with few data and also proposes the use of modeling like an important tool to take decisions in conservation of rare species. We did experiments simulating the rarity of well known amphibian species and another experiment with virtual species. We found that models with minimum threshold can generate the smallest omission rate and MAXENT with regularization multiplier value equal to one obtained the best accuracy according to measures used. We also found that the best methodology for few data will depend on the purpose of models. In inventories should be use the Sum of different methodology; to establish priority conservation areas and to evaluate specie conservation status one must use the models Intersection. However, Euclidian Distance seems to be the best individual methodology. In general the methodology which we propose here is useful to preliminary assessments of little known species. We identified six amphibian species that should be prioritized in conservation policies. We don't have the claim that these assessments would be converted immediately in red lists, but our principal aim is the direction of inventories and the production of systematic knowledge. It can be use in discussion workshops about threatened species and priority conservation areas.

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS	v
RESUMO GERAL	vii
ABSTRACT	viii
SUMÁRIO.....	ix
CAPÍTULO 1	1
1. INTRODUÇÃO GERAL	1
2. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	5
CAPÍTULO 2	7
MODELAGEM E CONSERVAÇÃO: A PROBLEMÁTICA DA ESCASSEZ DE DADOS ..	7
1. INTRODUÇÃO.....	7
2. METODOLOGIA.....	13
2.1 Experimento de raridade simulada I.....	13
2.1.1 Dados de ocorrência e espécies utilizadas.....	13
2.1.2 Variáveis ambientais	14
2.1.3 Métodos de modelagem.....	15
<i>Maxent, parâmetro de regularização e limiares</i>	15
2.1.4 Desenho experimental e análise estatística.....	17
2.2 Experimento de raridade simulada II.....	19
2.2.1 Dados de ocorrência e espécies utilizadas.....	19
2.2.2 Variáveis ambientais	21
2.2.3 Métodos de modelagem.....	21
<i>Distância Euclidiana</i>	22
<i>Maxent Espacial</i>	22
2.2.4 Desenho experimental e análise estatística.....	22
2.3 Medidas de desempenho.....	23
a) AUC.....	23
b) Taxa de sobreprevisão	25
c) Taxa de omissão	25
d) Razão de área predita	25
e) Kappa	25
3. RESULTADOS	26
3.1 Experimento de raridade simulada I.....	26
3.2 Experimento de raridade simulada II.....	29
4. DISCUSSÃO	34
4.1 Qual o melhor limiar e RM?.....	34
4.2 Qual o melhor método de modelagem para poucos pontos?	38
5. CONCLUSÃO.....	43
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	45
7. ANEXOS	52
CAPÍTULO 3	54
CRISE DE BIODIVERSIDADE: UTILIZANDO A MODELAGEM DE DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL DE ESPÉCIE PARA ESTABELECEER PRIORIDADES DE CONSERVAÇÃO	54
1. INTRODUÇÃO.....	54
2. METODOLOGIA.....	60
2.1 Área de estudo	60
2.2 Dados de ocorrência e espécies utilizadas	60
2.3 Informações de história natural	61

2.4 Variáveis ambientais.....	64
2.5 Métodos de modelagem utilizados	65
2.6 Avaliação do status de conservação	67
3. RESULTADOS	70
3.1 Distribuição predita para cada espécie e ameaças associadas	70
3.2 Identificações de áreas prioritárias para ações de conservação	91
3.3 Avaliação do status de conservação	94
4. DISCUSSÃO	96
4.1 Regiões de ocorrência e ameaças associadas	96
4.2 Importância econômica	97
4.3 Avaliação do status de conservação	98
5. CONCLUSÃO.....	101
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	102
7. ANEXOS	112

CAPÍTULO 1¹

1. INTRODUÇÃO GERAL

A fascinante questão de quais seriam os fatores determinantes da distribuição dos seres vivos pela Terra no espaço e no tempo tem inspirado há muito tempo diversos ecólogos a buscar explicações para ela (Andrewartha & Birch 1954). Nesta busca, a análise da relação entre ambiente e espécies sempre foi uma questão central em ecologia e foi na quantificação desta relação que se originou a modelagem de distribuição potencial de espécies (Guisan & Zimmermann 2000; Guisan & Thuiller 2005). Os métodos de modelagem evoluíram de simples quantificações não espacializadas destas relações a modelagens estatísticas espacialmente explícitas e empíricas da distribuição das espécies (Guisan & Thuiller 2005).

A modelagem de distribuição potencial de espécies produz modelos empíricos que relacionam os registros de ocorrência das espécies em campo a variáveis preditoras ambientais, baseando-se em respostas derivadas de diversas hipóteses de como os fatores ambientais controlam a distribuição das espécies (Guisan & Zimmermann 2000). Desse modo, a distribuição geográfica da espécie é predita através do mapeamento da área onde os requerimentos ambientais dos registros de ocorrência são atingidos. Assim, essa técnica vem sendo empregada para prever sítios potenciais para espécies invasoras (Ficetola et al. 2007), estimar mudanças de distribuição frente às mudanças climáticas (Pearson & Dawson 2003) e identificar localidades potenciais para a ocorrência de espécies de importância de conservação (Rodriguez et al. 2007).

Uma característica marcante dos modelos de distribuição potencial é a dependência do conceito de nicho ecológico (Guisan & Zimmermann 2000; Soberón 2007). Apesar de não ser difícil encontrarmos referências a conceitos similares nos trabalhos de Darwin, a palavra “nicho” foi pela primeira vez utilizada por Grinnell em 1924, em referência à posição ecológica de um animal na natureza. Grinnell (1924) definiu o “nicho ecológico ou ambiental” como sendo a última unidade de distribuição ocupada por uma única espécie ou subespécie. Segundo Vandermeer (1972), há dois aspectos importantes no conceito de nicho de Grinnell: 1) sua natureza de distribuição, pois o nicho é definido como a distribuição dos indivíduos em uma área geográfica; 2) sua natureza potencial, pois o nicho é a distribuição idealizada dos organismos na ausência de interações com outras espécies. Nesse sentido, segundo Grinnell, a distribuição de uma espécie é limitada apenas por um conjunto de

¹ As referências bibliográficas deste capítulo seguem as regras da revista *Ecography*.

barreiras físicas ou climáticas, raramente se referindo à limitação de recursos como um fator importante.

Elton (1927) também desenvolveu seu conceito de nicho, segundo o qual nicho significa o lugar do animal na comunidade, o que o animal está fazendo, sua relação com a comida e os inimigos. Segundo Vandermeer (1972), o aspecto mais importante deste conceito de nicho é sua natureza pós-interativa, ou seja, define o atual lugar do organismo na natureza como consequência de interações com outros seres vivos, em oposição ao caráter potencial do conceito como definido por Grinnell (1924). A visão de nicho de Elton estava mais direcionada para descrever como um organismo transforma o ambiente (através da cadeia trófica) do que para determinar quais fatores ambientais afetam o organismo (Leibold 1995). Durante o período de 1930-1950, os conceitos de nicho de Grinnell e Elton foram misturados de alguma forma e a noção vaga de nicho ecológico como a profissão de um organismo na comunidade se tornou um conceito aceito em diversos livros de ecologia (Vandermeer 1972).

O conceito moderno de nicho foi proposto por Hutchinson (1957), e revolucionou a ecologia definindo nicho como sendo um hipervolume n-dimensional, e cujos eixos abrangem as condições e recursos limitantes para a sobrevivência, crescimento e reprodução de um organismo. Desta forma, cada ponto no espaço multidimensional onde a espécie ocorre obedece às condições ambientais que são adequadas para ela. Hutchinson (1957) também distingue entre nicho fundamental e realizado, sendo o primeiro semelhante ao conceito de Grinnell (1924) e o último ao conceito de Elton (1927). O nicho fundamental é todo o hipervolume adequado para a persistência da espécie na ausência de outras espécies e o nicho realizado é a parte do nicho fundamental que permanece ocupada pela espécie após interações com outras espécies. O termo nicho passa a ser uma característica das espécies e não mais do ambiente (Pulliam 2000).

Hutchinson (1957) forneceu uma nova formalização do conceito de nicho que se tornou uma teoria central para muitas pesquisas ecológicas. Entretanto, 50 anos depois é perceptível que há uma confusão no uso deste conceito (Pulliam 2000), especialmente no campo da modelagem de distribuição potencial. Na literatura de modelagem é comum encontrar que os modelos quantificam o nicho realizado das espécies, uma vez que os pontos de ocorrências utilizados já estão limitados por interações bióticas e recursos limitados (Guisan & Thuiller 2005). Diversos termos são usados quando se descreve o que foi modelado, tais como “habitat”, “nicho fundamental”, “nicho realizado” ou “nicho ambiental” (Kearney 2006).

Assim, torna-se necessário esclarecermos o quê, afinal, nós estaríamos modelando. A escala usada na modelagem de distribuição potencial parece ser essencial na resposta desta pergunta (Guisan & Thuiller 2005; Araujo & Guisan 2006; Soberón 2007). A dependência da escala existe porque o fator que se sobressai em cada caso será dependente da escala de resolução do estudo, sendo a capacidade de dispersão das espécies, as condições ambientais e as interações bióticas os principais fatores na determinação dos padrões de distribuição das espécies (Soberón 2007). Soberón (2007) define o nicho modelado como sendo nicho Grinnelliano, pois as condições ambientais, equivalentes à definição de nicho de Grinnell (1917, 1924), são mais relevantes em escalas de estudo maiores ($> 1 \text{ km}^2$), como ocorre nas modelagens de distribuição, e as interações bióticas, equivalentes ao nicho de Elton, tornam-se mais influentes em escalas menores ($< 1 \text{ km}^2$).

Nesse sentido, na escala geográfica em que a modelagem é feita e que, conseqüentemente, as distribuições estão definidas, a presença de competidores não significa a redução da área de distribuição de uma espécie (Soberón 2007). Em outras palavras, o tamanho da célula de resolução dos conjuntos de variáveis utilizados na modelagem pode ser grande ($1\text{-}50 \text{ km}^2$) para a escala da dispersão natural da espécie. Nessa situação as espécies que competem pelo mesmo recurso podem co-ocorrer simultaneamente na mesma célula, uma vez que elas podem estar ocupando micro-habitat distintos dentro da célula (Araujo & Guisan 2006).

Desse modo, tendo como referencial teórico o nicho Grinnelliano e sendo favorecida por avanços computacionais e pelo aumento da disponibilidade de dados digitais (Graham et al. 2004), a modelagem de distribuição potencial de espécies tem sido utilizada como uma importante ferramenta em diversas áreas da ecologia aplicada. Porém, essa ferramenta é especialmente importante para a biologia da conservação, porque pode dar respostas rápidas que são necessárias frente a uma crise de biodiversidade (Singh 2002; Western 1992; Soule 1985). Nesse contexto, a modelagem se torna uma metodologia potencialmente promissora porque permite extrair informações biogeográficas úteis a partir de poucos registros de ocorrências das espécies (Pearson et al. 2007). Dessa forma, essa técnica pode auxiliar na tomada de decisões de conservação para espécies deficientes em dados, pois o tamanho da distribuição das espécies pode ser estimado, gerando um conhecimento imprescindível para avaliações de *status* de conservação. Então, torna-se possível, ao menos, a leitura do título do livro das características de cada espécie, um começo que pode minimizar conflitos entre atitudes evidenciárias e precaucionárias, fato comum nas discussões de risco de extinção de espécies deficientes em dados, como os anfíbios do Cerrado.

No entanto, avanços metodológicos ainda são necessários na modelagem com dados escassos para que esses modelos possam auxiliar de forma efetiva em ações de conservação. Dessa forma, o presente trabalho objetiva identificar problemas metodológicos de modelagens de distribuição potencial com dados escassos, propondo também a utilização da modelagem como uma importante ferramenta na tomada de decisões de conservação para espécies raras. No primeiro capítulo nos realizamos experimentos de raridade simulada para identificar os melhores parâmetros, limiares e métodos e quais tipos de erro os modelos com poucos pontos de ocorrência estariam sujeitos. No segundo capítulo nós utilizamos os resultados dos experimentos realizados para gerar um conjunto de produtos diretamente ligados a propostas de conservação de anfíbios endêmicos deficientes em dados do Cerrado. Nós avaliamos o *status* de conservação dessas espécies, realizamos análises de lacunas e propusemos áreas prioritárias para inventários e conservação das mesmas.

2. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Andrewartha, H. G. & Birch, L. C. 1954. The distribution and abundance of animals. - University of Chicago Press.
- Araujo, M. B. & Guisan, A. 2006. Five (or so) challenges for species distribution modelling. - J. Biogeogr. 33: 1677-1688.
- Elton, C. 1927. Animal ecology. - Sidgwick and Jackson.
- Ficetola, G. F., Thuiller, W. & Miaud, C. 2007. Prediction and validation of the potential global distribution of a problematic alien invasive species - the American bullfrog. - Diversity and Distributions 13: 476-485.
- Graham, C. H., Ferrier, S., Huettman, F., Moritz, C. & Peterson, A. T. 2004. New developments in museum-based informatics and applications in biodiversity analysis. - Tree 19: 497-503.
- Grinnell, J. Geography and Evolution. 1924. - Ecology 5: 225-229.
- Guisan, A. & Thuiller, W. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. - Ecol Letters 8: 993-1009.
- Guisan, A. & Zimmermann, N. E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. - Ecological Modelling 135: 147-186.
- Hutchinson, G. E. 1957. Concluding remarks. - Cold Spring Harbor Symposium of Quantitative Biology 22: 415-427.
- Kearney, M. 2006. Habitat, environment and niche: what are we modelling? - Oikos 115: 186-191.
- Leibold, M. A. 1995. The Niche Concept Revisited: Mechanistic Models and Community Context. - Ecology 76: 1371-1382.
- Pearson, R. G. & Dawson, T. P. 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? - Global Ecology and Biogeography 12: 361-371.

- 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. - *J. Biogeogr.* 34: 102-117.
- Pulliam, H. R. 2000. On the relationship between niche and distribution. - *Ecol Letters* 3: 349-361.
- Rodriguez, J. P., Brotons, L., Bustamante, J. & Seoane, J. 2007. The application of predictive modelling of species distribution to biodiversity conservation. - *Diversity and Distributions* 13: 243-251.
- Singh, J. S. 2002. The biodiversity crisis: A multifaceted review. - *Current Science* 82: 638-647.
- Soberón, J. 2007. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. - *Ecol Letters* 10: 1115-1123.
- Soule, M. E. 1985. What is conservation biology? - *Bioscience* 35: 727-734.
- Vandermeer, J. H. 1972. Niche theory. - *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 3: 107-132.
- Western, D. 1992. The biodiversity crisis: a challenge for biology. - *Oikos* 63: 29-38.

CAPÍTULO 2²

MODELAGEM E CONSERVAÇÃO: A PROBLEMÁTICA DA ESCASSEZ DE DADOS

1. INTRODUÇÃO

Uma das características mais citadas como positivamente correlacionada ao risco de extinção é ter uma pequena área de distribuição geográfica (Lips et al. 2003; Hero et al. 2005; Watling & Donnelly 2007; Cooper et al. 2008; Sodhi et al. 2008). Esse padrão é também afetado pelo fato de que espécies de distribuição restrita são, geralmente, menos abundantes (Brown 1984; Johnson 1998). Essas duas características, baixa abundância e pequena área de distribuição, são as variáveis que definem a raridade de uma espécie (Gaston 1994). Espécies com essas características devem ser os principais alvos de ações de conservação, pois populações pequenas estão mais sujeitas à extinção por diversas causas, incluindo perda de variabilidade genética, estocasticidade demográfica e flutuações ambientais (Gaston 1998).

Assim, existem fortes justificativas para aumentar os esforços em caracterizar a área de distribuição de espécies para auxiliar na tomada de decisões de conservação. Porém, a raridade dessas espécies está diretamente relacionada à menor probabilidade de se obter informação de ecologia e, conseqüentemente, essas espécies são também pouco conhecidas, especialmente em áreas tropicais (Houlahan et al. 2000). Para enfrentar esse problema de informações escassas, a modelagem de distribuição potencial de espécies (MDPE) tem sido uma ferramenta bastante utilizada para propor estratégias de conservação de espécies raras ou pouco conhecida (Anderson & Martinez-Meyer 2004; Hernandez et al. 2006; Gibson et al. 2007; Papes & Gaubert 2007; Rodriguez et al. 2007; Hernandez et al. 2008).

A MDPE a partir de poucos dados de ocorrência impõe novos desafios além da necessidade de se lidar com incertezas sem prejudicar a efetividade de medidas de conservação. Essa efetividade estará diretamente associada a estimativas eficientes da distribuição geográfica das espécies que queremos proteger (Hernandez et al. 2006), ainda que haja um número limitado de ocorrências conhecidas para estas espécies. Acreditamos que a MDPE possa ser uma ferramenta bastante útil nesses casos, pois se uma espécie tem distribuição restrita, é provável que uma grande proporção do seu espaço ambiental esteja representada mesmo em poucos pontos de ocorrência (Hernandez et al. 2006) e, portanto, seria possível modelar sua distribuição potencial a partir de dados escassos.

² As referências bibliográficas deste capítulo seguem as regras da revista *Ecography*

Os resultados de Hernandez et al. (2006) corroboraram essa idéia e indicaram que modelos razoáveis podem ser feitos para algumas espécies raras que tenham somente cinco pontos, as quais freqüentemente possuem áreas de distribuição pequenas e tolerâncias ambientais limitadas. Evidentemente, o sucesso desses procedimentos pode ser afetado por características intrínsecas das espécies e também pelo tipo de estratégia de modelagem utilizada.

O avanço recente da disponibilidade de informações geográficas (Graham et al. 2004) permitiu o desenvolvimento de diversos métodos de modelagem que utilizam apenas dados de presença. Esses métodos vão desde técnicas simples que determinam a distribuição das espécies a partir de medidas de similaridade ambiental (Distância Euclidiana, Distância de Mahalanobis, Bioclim, DOMAIN), a métodos que utilizam complexos algoritmos genéticos (GARP) ou de máxima entropia (Maxent). Entretanto, nós sabemos que metodologias distintas irão produzir predições diferentes (Araujo & Guisan 2006) e cada uma pode se sobressair na modelagem de espécies ou dados com determinadas características (Hernandez et al. 2008; Phillips 2008).

Na modelagem de espécies com poucos pontos de ocorrência, alguns trabalhos têm demonstrado a superioridade do Maxent (Hernandez et al. 2006; Papes & Gaubert 2007; Pearson et al. 2007). Ao contrário do que seria esperado, as predições do Maxent, nestas circunstâncias, foram mais amplas do que as do GARP (Papes & Gaubert 2007). Pearson et al. (2007), utilizando o Maxent, constataram que a acurácia dos modelos reduzem dramaticamente a partir de dados de ocorrências menores que cinco pontos. Eles também obtiveram uma grande variabilidade nos resultados ao remover seqüências aleatórias de pontos de ocorrências, demonstrando haver sensibilidade dos resultados dos modelos a localidades individuais quando poucos dados estão disponíveis. Pearson et al. (2007) também concluíram que modelos com limiares fixos de dez tenderam a manter uma elevada proporção de presenças corretamente preditas mesmo com a redução do número de pontos de ocorrência. Porém, os autores advertem que tais modelos devem ser interpretados apenas como a identificação de regiões que possuem condições ambientais semelhantes aos locais onde sabemos que as espécies ocorrem, podendo direcionar futuros inventários.

Apesar de alguns trabalhos terem obtido sucesso na modelagem de espécies raras (Hernandez et al. 2006; Papes & Gaubert 2007; Pearson et al. 2007), poucos pontos de ocorrência de espécies dificultam qualquer análise estatística e resulta em decréscimo no potencial preditivo dos modelos quando comparados a modelos construídos a partir de um maior número de ocorrências (Hernandez et al. 2006; Pearson et al. 2007; Wisz et al. 2008). É

amplamente aceito que as medidas mais robustas para a avaliação da acurácia de um modelo são as que utilizam dados independentes, ou seja, utilizam dados que não entraram na construção do modelo (Fielding & Bell 1997; Vaughan & Ormerod 2005). Desse modo, a metodologia de avaliação mais comum é a partição do conjunto de dados em amostras de “formação” e de “teste”, obtendo, assim, diversas medidas de acurácia derivadas de uma matriz de confusão, a qual descreve a frequência de predições corretas e incorretas de presenças e ausências conhecidas (Fielding & Bell 1997). Porém, tais métodos de partição não são apropriados quando os dados disponíveis são limitados, pois tanto os dados de “formação” como os dados de “teste” se tornam muito pequenos (Pearson et al. 2007).

Além dos avanços necessários na avaliação de modelos de distribuição, principalmente em relação a espécies raras, um dos maiores desafios para a evolução da ciência da modelagem é a melhora na parametrização destes modelos (Araujo & Guisan 2006). Sabemos que parâmetros iniciais diferentes de um mesmo método podem gerar diferentes projeções de distribuições potenciais (Elith et al. 2006; Pearson et al. 2006). Essa existência de variabilidade nos resultados dos modelos, devido a diferenças na parametrização dos mesmos, constitui uma forma de incerteza que foi subestimada anteriormente (Araujo & Guisan 2006). Assim, torna-se importante considerar várias parametrizações de um mesmo método com o intuito de melhorar nosso entendimento da sensibilidade dos modelos aos pressupostos e parâmetros iniciais, permitindo comparações de modelos mais robustas (Elith et al. 2006; Pearson et al. 2006). É necessário um melhor entendimento do “porquê” e “quando” parametrizações distintas da mesma metodologia fornecem resultados diferentes, pois a utilidade dos modelos de distribuição para a biogeografia e ecologia aplicadas é parcialmente dependente do sucesso da resolução de alguns destas perguntas (Araujo & Guisan 2006).

Nesse sentido, modelos de distribuição potencial melhores, mesmo com poucos pontos de ocorrência, talvez possam ser obtidos apenas mudando os parâmetros iniciais com o intuito de reduzir a sobreparametrização (“*overfitting*”) dos modelos. A sobreparametrização é um ajuste exagerado dos dados às restrições impostas pela média dos valores das variáveis ambientais dos pontos de ocorrência. Esse é um problema bastante comum quando são utilizadas muitas variáveis ou quando há poucos dados de ocorrência, os quais geralmente estão bem abaixo dos padrões dos métodos de *machine-learning* (Phillips et al. 2004).

A sobreparametrização prejudica a aplicabilidade de um modelo para outra região de estudo (Guisan & Zimmermann 2000; Guisan & Thuiller 2005), uma vez que a alta performance de um modelo ocorreria às expensas da generalidade do mesmo (Araújo &

Rahbek 2006). Desse modo, há um conflito de escolhas na construção de modelos confiáveis: obter uma alta performance, característica de um modelo bastante flexível e complexo; ou reduzir a sobreparametrização, garantindo generalidade e manutenção da mesma performance quando novos dados forem adicionados futuramente (Reineking & Schroder 2006).

Com o intuito de se obter um equilíbrio nesse conflito, métodos de regularização são utilizados para limitar a complexidade dos modelos. Os exemplos mais conhecidos de tentativas para se encontrar o balanço entre o desempenho de um modelo (ex: ajuste aos dados) e sua complexidade são os processos de seleção de variáveis. Essa seleção, porém, pode reduzir o desempenho dos modelos (Reineking & Schroder 2006) e, atualmente, métodos alternativos foram desenvolvidos, sendo denominados métodos de regularização. Esses métodos geralmente têm um parâmetro que determina a força da regularização, que reflete na penalidade que é dada ao aumento da complexidade para o modelo (Reineking & Schroder 2006). Através do parâmetro regularizador, modelos mais complexos podem ser ajustados a partir de poucos dados, pois este parâmetro impede o aumento de complexidade para além do que é suportado pelos dados empíricos (Phillips & Dudik 2008). Portanto, os algoritmos de modelagem, através do parâmetro regularizador, objetivam encontrar uma função que se ajuste bem aos dados, mas que também não seja tão complexa (Phillips & Dudik 2008).

Outro aspecto das modelagens com poucos pontos que merece atenção é a determinação do melhor limiar de conversão dos dados em presença/ausência nestas circunstâncias. Essa etapa é importante porque, embora mapas de distribuições contínuas produzam modelos úteis para a conservação (Wilson et al. 2005), geralmente é necessário transformá-los em mapas categóricos que possuem maior facilidade de aplicação e avaliação (Jimenez-Valverde & Lobo 2007). Além disso, a escolha do valor do limiar pode ter efeitos dramáticos no desempenho dos modelos e os limiares que são adequados em modelagens com muitos registros de ocorrência podem não ter um bom desempenho quando lidam com dados escassos (Pearson et al. 2007). Assim, mesmo sendo uma etapa essencial em modelagens, poucos trabalhos tentaram comparar os resultados de modelos utilizando diferentes limiares (Liu et al. 2005; Jimenez-Valverde & Lobo 2007; Pearson et al. 2007; Freeman & Moisen 2008).

A escolha do melhor limiar pode depender da relação entre erros de omissão e comissão (Fielding & Bell 1997; Jimenez-Valverde & Lobo 2007) e a prioridade em minimizar um ou outro tipo de erro irá depender da finalidade de utilização do modelo (Fielding & Bell 1997; Loiselle et al. 2003; Peterson 2006; Rondinini et al. 2006; Freeman &

Moisen 2008). Por exemplo, baixas taxas de omissão devem ser medidas de desempenho prioritárias em modelos de distribuição potencial que objetivam a conservação de espécies (Fielding & Bell 1997; Fielding 2002), mais especificamente para o direcionamento de inventários (Peterson 2006; Freeman & Moisen 2008). No entanto, as espécies geralmente necessitam de diversos tipos de ações de conservação, como o estabelecimento de áreas prioritárias, sendo a taxa de sobreprevisão o erro mais caro nesse caso (Loiselle et al. 2003).

Há também um crescente reconhecimento de que métodos diferentes produzem resultados distintos, mesmo quando os modelos são calibrados com as mesmas variáveis preditoras e resposta (Araujo & New 2006; Elith et al. 2006; Phillips & Dudik 2008). Assim, métodos mais simples como as distâncias talvez gerem modelos melhores quando estamos trabalhando com espécies pouco conhecidas (Guisan & Thuiller 2005). Por exemplo, Phillips et al. (2008) defende o uso de metodologias simples que não gerem pseudo-ausências quando há esforço amostral insuficiente e tendencioso para determinadas regiões. Essa sugestão é feita porque o Maxent, considerado o melhor método para dados escassos (Hernandez et al. 2006; Papes & Gaubert 2007; Pearson et al. 2007; Wisz et al. 2008), sofre com o tendenciamento de coletas (Peterson et al. 2007), fato tão comum em países em que dados de campo têm sido freqüentemente coletados objetivando espécies selecionadas, em oposição a inventários exaustivos (Eterovick et al. 2005). Além disso, a utilidade de modelos feitos com Distância Euclidiana foi demonstrada recentemente por de Siqueira et al. (2009), cujo trabalho utilizou um único registro de ocorrência de uma planta para direcionar o inventário, que, por sua vez, registrou mais cinco populações dessa espécie.

Adicionalmente, um método promissor parece ser a utilização de metodologias que exploram a tendência central das projeções de modelos (Araujo et al. 2005), pois a utilização de predições combinadas gera erros menores do que a utilização de qualquer método separadamente (Araujo & New 2006). Assim, através da sobreposição de modelos, é possível reduzir a probabilidade de se tomar decisões de conservação baseadas em predições distantes da realidade (Araujo & New 2006). Entretanto, nenhum trabalho propôs a utilização do consenso de modelos para espécies com dados escassos, o que indica a possibilidade e a necessidade de se testar essa metodologia.

Desse modo, esses trabalhos demonstram a existência de um campo com pesquisa ainda incipiente, mas que busca determinar a melhor metodologia para modelar a distribuição de espécies que carecem de informações adequadas. Não há dúvidas de que a melhor solução é o aumento do conhecimento sobre as espécies, uma vez que a melhora na qualidade dos dados é fundamental para a acurácia das predições (Lobo 2008; Hernandez et al. 2008).

Entretanto, a falta de dados não parece ser um problema que será resolvido em um futuro próximo (Hernandez et al. 2008), enfatizando a necessidade de metodologias que permitam a tomada de decisões de conservação utilizando as informações que temos hoje.

Assim, no contexto atual de acelerada perda de biodiversidade e dados ainda limitados, este trabalho objetiva identificar problemas metodológicos de modelagens de distribuição potencial com dados escassos, propondo também a utilização da modelagem como uma importante ferramenta na tomada de decisões de conservação para espécies raras. Dentro desse problema geral, um conjunto de objetivos específicos, voltados para as questões metodológicas, foi identificado:

- i. Simular a raridade de espécies com o intuito de avaliar o desempenho dos modelos obtidos, identificando, assim, a natureza dos erros de predição de alguns métodos de modelagem de distribuição potencial quando apenas poucos dados de ocorrência das espécies estão disponíveis
- ii. Identificar quais são os parâmetros de regularização e limiares mais adequados para modelagens de espécies pouco conhecidas. Espera-se que modelos de espécies raras exijam valores mais altos do parâmetro de regularização para que se consiga evitar a sobreparametrização. Com relação ao limiar, acreditamos que, mesmo para poucos pontos de ocorrência, existirão diferenças entre os valores de limiares distintos, resultando em diferentes distribuições preditas. Assim, limiares mais “liberais” serão mais adequados para modelagens com poucos pontos, pois produzem modelos com taxas de omissão mais baixas, objetivo principal de modelagens de distribuição potencial de espécies raras;
- iii. Testar métodos individuais de modelagem com características distintas objetivando-se comparar o sucesso de predição dos mesmos quando há poucos dados de ocorrência. Espera-se que métodos de modelagem mais simples (como distâncias) gerem modelos melhores neste contexto de raridade, pois estes métodos são menos complexos e menos sujeitos à sobreparametrização;
- iv. Testar diferentes metodologias de modelagem com o intuito de identificar as melhores técnicas na minimização de erros de omissão, sobreposição e razão de área predita. Espera-se que o somatório de modelos produza predições com as menores taxas de omissão, erro que deve ser prioritariamente minimizado para inventários. O uso de consenso de predições (intersecção) deverá gerar modelos com as menores taxas de sobreprevisão, objetivo que é almejado para o estabelecimento de áreas prioritárias para a conservação de espécies. Essa mesma metodologia, por reduzir fontes de erros

associados a estatísticas de modelagens específicas de cada método, também deverá produzir modelos com tamanho de distribuição mais similar à área de ocorrência de uma espécie, característica que é utilizada em avaliações de risco de extinção.

2. METODOLOGIA

2.1 Experimento de raridade simulada I

2.1.1 Dados de ocorrência e espécies utilizadas

Os pontos de ocorrência das espécies foram obtidos através de revisão bibliográfica, do site CRIA/Species Link (<http://splink.cria.org.br>) e/ou comunicação pessoal (Bastos, R. P.). Quando havia somente a localidade de ocorrência da espécie, as coordenadas geográficas (longitude/latitude) foram obtidas através do site da Alexandria Digital Library (<http://www.alexandria.ucsb.edu/>) e do Google Earth, que mantém hoje uma extensão das informações do IBGE. Os mapas gerados com todos os pontos que utilizamos para estas espécies foram comparados aos mapas de distribuição disponíveis no site do GAA (<http://www.globalamphibians.org/>), sendo semelhantes a estes ou mais amplos. A única restrição para a escolha destas espécies foi a sua ocorrência no Bioma Cerrado (endêmicas ou não). Escolhemos as cinco espécies que tivemos mais facilidade de acesso aos dados, sendo que o número de pontos de ocorrência deveria ser diferente para cada uma delas, considerando também um mínimo de 10 pontos. As espécies escolhidas e as informações de biologia básica das mesmas estão listadas abaixo.

Chiasmocleis albopunctata (Boettger, 1885)

É uma espécie de ampla distribuição no Cerrado (Caramaschi & Cruz 1997), mas não é endêmica deste bioma, tendo ainda uma das maiores distribuições dentre as espécies do seu gênero (Caramaschi & Cruz 1997). Segundo inventários do Distrito Federal, esta espécie ocorre em formações campestres e veredas (Brandão & Araujo 2001). Ela apresenta padrão reprodutivo explosivo, sendo que os ovos e girinos se desenvolvem em corpos de água lânticos (Toledo et al. 2003). Nós obtivemos 29 pontos de ocorrência para esta espécie.

Dendropsophus elianeae (Napoli & Caramaschi, 2000)

É uma espécie que ocorre nos Cerrados de Goiás, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, São Paulo e Minas Gerais, podendo talvez ocorrer na região de chacos do Paraguai (Napoli & Caramaschi 2000). Esta espécie ocupa a parte superior de gramíneas e herbáceas, estando

associada a lagoas permanentes grandes, com renovação contínua de água (Martins & Jim 2004). O total de pontos utilizados foi de 46 pontos.

Hypsiboas goianus (B. Lutz, 1968)

É uma espécie de ampla distribuição no Brasil Central, endêmica do Cerrado, vocaliza a partir de gramíneas e arbustos e apresenta reprodução prolongada (Bastos et al. 2003). Indivíduos dessa espécie são encontrados em grande abundância quase todo o ano na Floresta Nacional de Silvânia (Bastos et al. 2003). Esta espécie é considerada também especialista de habitat, dependente de matas de galeria e possui baixo potencial de colonização (Brandão & Araujo 2001). O total de ocorrências usadas para esta espécie foi de 13 pontos.

Hypsiboas lundii (Burmeister, 1856)

É uma espécie endêmica do Cerrado que ocorre nas regiões centro-oeste e sudeste brasileiras (Frost 2007). É encontrada em grande abundância na Floresta Nacional de Silvânia e em baixas abundâncias na Serra do Cipó (Bastos et al. 2003; Eterovick & Sazima 2004). Os machos vocalizam ao longo do ano, à noite, sobre vegetação marginal a alturas variáveis de 0,5-8m do chão (Eterovick & Sazima 2004). Reproduz-se principalmente em riachos permanentes de fundo arenoso e pedregoso, marginados por vegetação arbórea, sendo a desova depositada numa depressão que o macho escava (Bastos et al. 2003; Eterovick & Sazima 2004). O total de pontos usados para esta espécie foi de 55 pontos.

Physalaemus cuvieri Fitzinger, 1826

É uma espécie de ampla distribuição na América do Sul (Frost 2007), localmente abundante e amplamente distribuída no Cerrado (Telles et al. 2007). Os machos agregam-se em areias e vocalizam na margem de corpos de água temporários ou permanentes em áreas abertas (Bastos et al. 2003). É uma espécie que se adapta bem a ambientes modificados pela ação do homem (Eterovick & Sazima 2004). É generalista e ocorre em diversos tipos de habitat do Cerrado (Brandão & Araujo 2001). Os machos vocalizam com o início da chuva e os ovos são depositados em ninhos de espuma sobre a água (Bastos et al. 2003). O total de ocorrências obtidas para estas espécies foi de 181 pontos.

2.1.2 Variáveis ambientais

As variáveis climáticas utilizadas na modelagem da distribuição potencial das espécies foram temperatura média anual, sazonalidade da temperatura (coeficiente de variação),

temperatura média do trimestre mais seco do ano, precipitação anual, sazonalidade da precipitação (coeficiente de variação), precipitação no trimestre mais quente, as quais foram retiradas do WORLDCLIM (<http://www.worldclim.org>). Utilizamos também duas variáveis topográficas, altitude e inclinação, retiradas do modelo global Hydro-1K de elevação digital (<http://edcdaac.usgs.gov/gtopo30/hydro/>). Todas as variáveis climáticas e topográficas utilizadas têm resolução de 2,5 minutos ($\approx 0,0417$ graus). Essas variáveis foram cortadas para a América do Sul.

2.1.3 Métodos de modelagem

Maxent, parâmetro de regularização e limiares

O Maxent é um método utilizado para caracterizar probabilidades de distribuição a partir de informações incompletas (Phillips et al. 2006), sendo considerada atualmente a melhor metodologia para trabalhar com poucos dados (Hernandez et al. 2006; Papes & Gaubert 2007; Pearson et al. 2007). O Maxent prediz uma distribuição potencial baseando-se no princípio de que esta distribuição deve ser condizente com tudo que é conhecido para a espécie (inferido através das condições ambientais dos pontos de ocorrência), mas devendo evitar limitações infundadas (Phillips et al. 2006). Desta forma, o Maxent encontra a probabilidade de distribuição com máxima entropia, a qual é próxima da distribuição uniforme, mas que é restringida pelas informações disponíveis (Phillips et al. 2006).

O Maxent oferece um excelente potencial para extrair informações biogeográficas úteis a partir de poucos registros de ocorrências das espécies (Pearson et al. 2007), mas ainda não há consenso em relação a alguns aspectos metodológicos. Por exemplo, alguns trabalhos têm mostrado que a escolha do limiar de corte, o qual transforma um modelo de probabilidades contínuas de presença da espécie em um mapa binário de presença/ausência, afeta significativamente a performance de um modelo com poucos pontos (Papes & Gaubert 2007; Pearson et al. 2007). Nestas circunstâncias, o melhor limiar não seria o limiar mais comumente indicado para análises com muitos pontos de ocorrência.

Dessa forma, nós testamos o desempenho em relação às taxas de omissão geradas por dois limiares diferentes em modelos produzidos com o Maxent: 1) O limiar que maximiza a soma da sensibilidade com a especificidade (*Maximum training sensitivity plus specificity*), o qual foi sugerido como um dos melhores métodos de escolha de limiar (Liu et al. 2005). Este limiar é equivalente a achar o ponto na curva ROC cuja tangente da inclinação é igual a um (Liu et al. 2005); 2) O menor limiar obtido para uma ocorrência utilizada na construção do

modelo da espécie (*Minimum training presence*), o qual foi sugerido como o mais adequado para modelar espécies raras com objetivos de conservação (Pearson et al. 2007).

Com o intuito de facilitar o entendimento, durante o texto nós nos referimos ao primeiro tipo de limiar como “máximo” e ao segundo como “mínimo”. Tais termos permitem uma melhor compreensão uma vez que passamos a focar no valor numérico de cada limiar, pois o limiar máximo tem, geralmente, valores mais altos, gerando áreas de predição de ocorrência menores e o limiar mínimo tem valores menores, predizendo áreas mais amplas.

Além disso, como o Maxent é uma técnica de *machine-learning* (Phillips et al. 2004) e devido ao princípio da máxima entropia, ele tende a estar sujeito à sobre-parametrização (Hernandez et al. 2006). Isso ocorre porque, segundo o princípio de máxima entropia, o modelo produzido respeita um conjunto de limitações derivadas dos dados de ocorrência da espécie. Essas limitações são expressas em funções simples das variáveis ambientais utilizadas, sendo que a média de cada uma dessas funções precisa estar próxima da média empírica dos sítios de ocorrência da espécie modelada (Phillips & Dudik 2008).

Com o objetivo de reduzir a sobre-parametrização, o Maxent possui um parâmetro de regularização (RM - *Regularization Multiplier*), que produz um “relaxamento” na predição (Hernandez et al. 2006). Dessa forma, a distribuição predita passa a incluir valores médios de variáveis próximos aos valores das médias das variáveis ambientais dos pontos de ocorrência conhecida da espécie, e não somente os valores que seriam exatamente iguais a elas (Hernandez et al. 2006). O RM determina a amplitude do limite do erro das funções geradas em relação aos dados empíricos de ocorrência da espécie (Phillips & Dudik 2008). Entretanto, a influência do parâmetro regularizador do Maxent sobre a modelagem com poucos pontos de ocorrência tem sido pouco estudada (Phillips et al. 2004; Dudik et al. 2004). Neste trabalho, nós avaliamos o desempenho de modelos gerados com valores de RM de 0,5; 0,7; 1; 1,3; 1,5; 1,7; 2 e 2,5 e poucos pontos de ocorrência: dois, três, quatro, cinco e seis.

Nós utilizamos o Maxent versão 3.2.1 e selecionamos as seguintes opções: criar curva de resposta, formato cumulativo do resultado, resultado em arquivo do tipo asc, fazer figuras das predições, fazer jackknife para medir a importância das variáveis e das funções automáticas de dependência das variáveis. Esta última opção utiliza apenas funções lineares quando há menos de dez pontos de ocorrência disponíveis (Phillips et al. 2006; Raes & Steege 2007), e estas funções foram comprovadas como melhores para modelos gerados com dados entre dois e nove pontos de ocorrência (Phillips & Dudik 2008).

O formato cumulativo do resultado fornece uma forma fácil de interpretar a probabilidade de distribuição da espécie (Phillips et al. 2006). O Maxent calcula uma

probabilidade não negativa da ocorrência da espécie para cada pixel da área de estudo, sendo que a soma de todas estas probabilidades deve ser igual a um e, portanto, a probabilidade de cada célula é tipicamente extremamente baixa (Phillips et al. 2006). Então, com o intuito de facilitar a interpretação, o valor da probabilidade de uma célula, designado pelo formato cumulativo, corresponde à soma da probabilidade daquela célula e de todas as outras com probabilidade igual ou menor, multiplicada por 100 para ser obtida uma porcentagem (Phillips et al. 2006).

Além disso, em configurações nos selecionamos as opções sementes aleatórias, remoção de registros de ocorrência em duplicata, e desmarcamos as outras opções da mesma janela que vêm marcadas como padrão do programa. Também utilizamos em nossas modelagens uma porcentagem de zero de teste aleatório, máximo 1000 repetições, 10000 pseudo-ausências, limiar de convergência igual a 0,00001 e variamos o parâmetro de regularização (regularization multiplier- RM). Nestes últimos parâmetros, em relação às configurações padrões do programa, nós apenas aumentamos o número de repetições e fizemos modelagens com os diversos RM já citados.

2.1.4 Desenho experimental e análise estatística

Com o intuito de compreendermos os erros aos quais as modelagens com dados escassos estão sujeitas, nós estudamos as mudanças no desempenho dos modelos com diferentes valores de RM quando o número de pontos é reduzido. Essas mudanças foram examinadas calculando-se diversas medidas de desempenho derivadas de uma matriz de confusão (Tabela 1 e 2). A matriz de confusão foi formada pela comparação entre os modelos desenvolvidos a partir de todos os pontos disponíveis para cada espécie (controle) e os modelos calibrados com números de ocorrências reduzidas artificialmente (amostras/predições) (Tabela 1). Estes últimos foram feitos com dois, três, quatro, cinco e seis pontos de ocorrência, havendo dez amostras distintas para cada número de pontos (Figura 2). Essas amostras foram escolhidas através de aleatorizações do conjunto total de ocorrências para cada uma das cinco espécies estudadas. Os controles foram sempre os modelos gerados com o Maxent por ter sido considerado um dos melhores métodos de modelagem em um trabalho recente (Elith et al. 2006).

Além disso, o modelo controle foi gerado com RM igual a um por ser este o valor padrão indicado por Phillips (2006). Adicionalmente nós utilizamos o Limiar Mínimo nos modelos controle porque constatamos que este limiar parece ser capaz de reduzir erros provenientes de esforços amostrais diferentes. Por exemplo, quando as espécies tinham uma

maior proporção de pontos para uma determinada região do país, o modelo com Limiar Máximo dava um maior peso para essas regiões e omitia áreas onde havia o registro de poucos pontos de ocorrência. Problemas de modelagem com registros de ocorrência tendenciosos são discutidos em alguns trabalhos recentes (Hortal et al. 2008; Phillips 2008; Peterson et al. 2007; Phillips & Dudik 2008) e nós buscamos reduzi-los aqui utilizando o Limiar Mínimo. A distribuição potencial de cada espécie obtida através de todos os registros de ocorrência disponíveis está no Anexo 1.

Tabela 1. Matriz de confusão formada pela comparação entre os modelos desenvolvidos a partir de todos os pontos disponíveis para cada espécie (controle) e os modelos calibrados com números de ocorrências reduzidas artificialmente (predição/ amostras).

Predição (amostras)	Controle	
	+	-
+	a	b
-	c	d

Tabela 2. Medidas de desempenho derivadas da matriz de confusão que foram utilizadas na avaliação da acurácia dos modelos (Letras de acordo com a tabela 1).

Medidas	Cálculo
Taxa de omissão	$c/(a + c)$
Taxa de sobreprevisão	$b/(b+d)$
Sensitividade	$a/(a+c)$
Especificidade	$d/(b+d)$
Razão de área predita	$(a+b)/(a+c)$
Kappa	$[(a+d)-(((a+c)(a+b)+(b+d)(c+d))/N)]/[N-(((a+c)(a+b)+(b+d)(c+d))/N)]$

O limiar de corte mais adequado foi determinado com o intuito de reduzir as taxas de omissão. Nós verificamos se havia diferenças nas taxas de omissão entre modelos que utilizam limiares de cortes diferentes porque, com modelagens feitas a partir de poucos pontos de ocorrência, os valores desses limiares poderiam simplesmente não diferir. Nesse

experimento, foi calculado também o AUC, as taxas de sobreprevisão e razão de área predita. As medidas de desempenho obtidas para cada valor de RM e para os diferentes números de pontos foram testadas por meio de ANOVA fatorial de modelos lineares generalizados, uma vez que as variáveis estudadas não apresentavam homogeneidade de variância. Nós utilizamos modelos lineares generalizados com distribuição Gamma e função de ligação logarítmica, exceto para a avaliação das taxas de omissão na qual nós utilizamos a distribuição de Poisson.

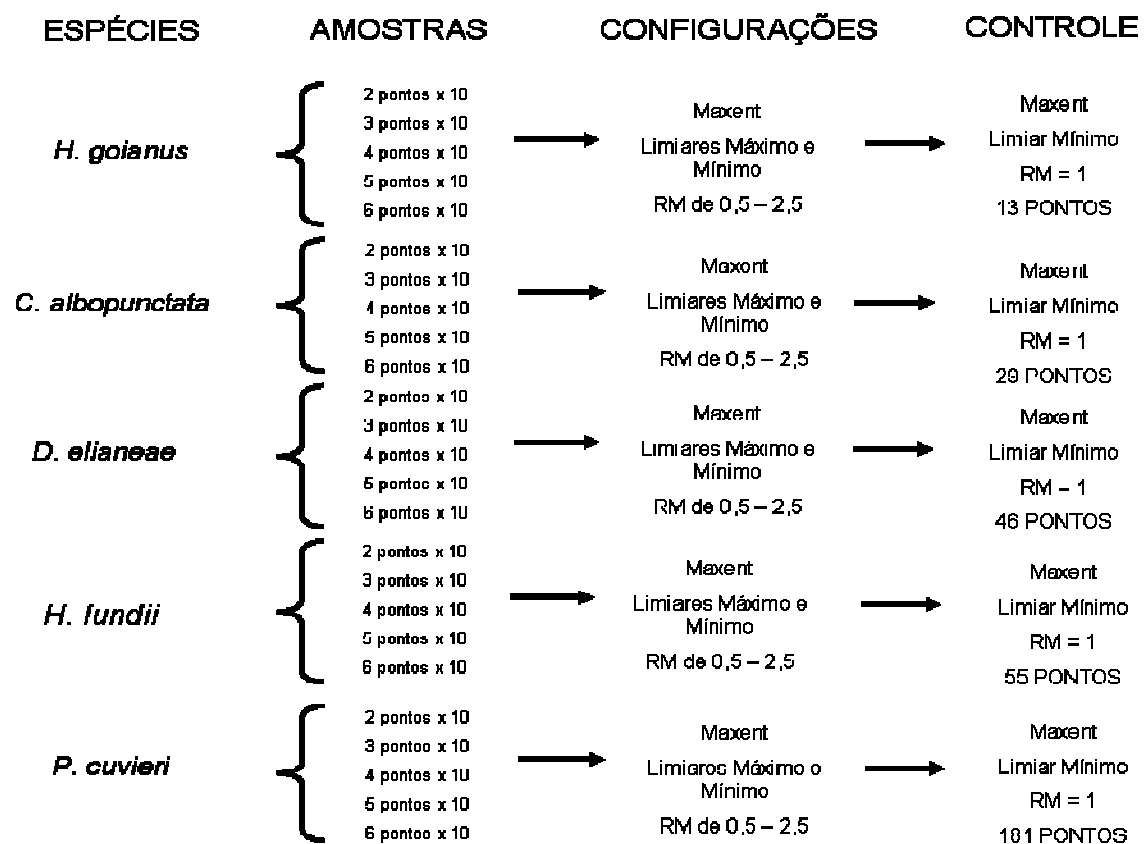


Figura 2. Esquema metodológico do experimento de raridade simulada I. Foram sorteadas dez amostras distintas para cada número de pontos de ocorrência. Foram utilizados oito valores distintos do parâmetro regularizador (RM) do Maxent. Os modelos foram analisados em relação aos dois tipos de limiares de corte (Limiar Máximo: *Maximum training sensitivity plus specificity*; Limiar Mínimo: *Minimum training presence*). O controle é o modelo gerado com o Maxent de RM = 1 a partir de todos os pontos disponíveis para cada espécie estudada.

2.2 Experimento de raridade simulada II

2.2.1 Dados de ocorrência e espécies utilizadas

Nesse experimento nós utilizamos espécies virtuais para avaliar o desempenho de diferentes metodologias de modelagem, pois o uso de espécies virtuais permite o controle da qualidade dos dados e o isolamento de fontes possíveis de erro que geralmente estão associadas aos dados de espécies reais (Hirzel et al. 2001). Espécies virtuais são vantajosas porque se torna possível o perfeito conhecimento da “distribuição real” da espécie, facilitando a identificação das diferenças de desempenho entre diversas metodologias que possuem características particulares (Austin et al. 2006).

No processo de criação de espécies virtuais objetiva-se também a proximidade com a realidade, uma vez que os preditores ambientais devem ser retirados de paisagens reais (Hirzel et al. 2001). Dessa forma, nós utilizamos oito variáveis climáticas e topográficas do Cerrado (*item 2.1.2*) e assumimos uma resposta Gaussiana das espécies em relação ao gradiente ambiental. Esse tipo de resposta significa que a espécie terá uma probabilidade de ocorrência decrescente e simétrica ao redor de um ótimo ambiental. Adicionalmente, nós determinamos tolerâncias ambientais diferentes para cada espécie com o intuito de avaliar o desempenho de modelos com poucos pontos para a predição da ocorrência de espécies com tamanhos de distribuição distintos. As tolerâncias ambientais das espécies de distribuição restrita (sp025), intermediária (sp050) e ampla (sp100) são equivalentes a desvios padrão de 0,25, 0,50 e 1, respectivamente. Assim, nós criamos mapas de adequabilidade ambiental a partir de um ponto ótimo para a ocorrência da espécie escolhido de forma aleatória, assumindo uma resposta Gaussiana ao ambiente e ordenando as células de acordo com a tolerância ambiental de cada espécie (Figura 3 A-C).

A segunda etapa do processo de criação das espécies virtuais consistiu da simulação de eventos de colonização-extinção através de autômatos celulares e de acordo com o mapa de adequabilidade ambiental construído no primeiro momento (Figura 3 D-E). Nesse sistema, uma célula é colonizada ou não baseada na adequabilidade da célula e na presença da espécie nas células vizinhas em um processo iterativo. Para atingir um nível de estabilidade na distribuição das espécies, o processo foi repetido por 1000 iterações (ou “anos”). São pressupostos básicos desse processo que o ambiente não mude nesse tempo e que haja conservação de nicho na espécie. Ao final dessa etapa é gerada a “distribuição real” de cada espécie virtual. Os métodos utilizados para essa simulação seguiram, portanto, o protocolo apresentado por De Marco et al. (2008), em um estudo similar baseado em autômato celular.

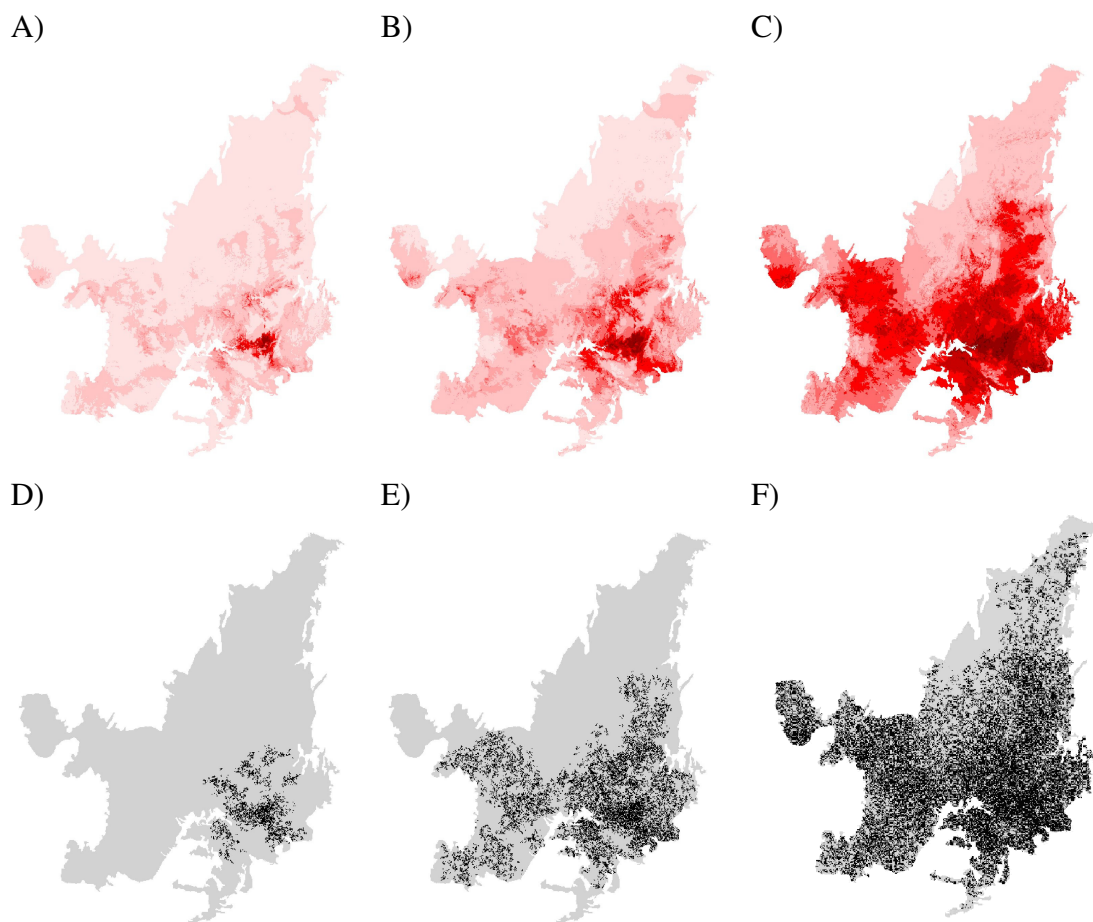


Figura 3. As duas fases do processo de simulação da distribuição das espécies virtuais. Na primeira linha estão os mapas de adequabilidade ambiental para as espécies simuladas, assumindo-se uma resposta Gaussiana em relação ao gradiente ambiental. Um valor de ótimo ambiental foi escolhido e a adequabilidade foi ordenada de acordo com a tolerância ambiental das espécies. Na segunda linha é apresentado o resultado do processo espacial de colonização e extinção simulado por meio de autômato celular e da adequabilidade ambiental (após 1000 repetições). A colonização de uma célula é dependente das células vizinhas e a probabilidade de extinção é linearmente e negativamente relacionada à adequabilidade ambiental da célula.

2.2.2 Variáveis ambientais

As variáveis ambientais utilizadas nesse segundo experimento foram as mesmas do experimento I para o método de Maxent e Distância Euclidiana, mas para o Maxent Espacial nós incluímos variáveis espaciais de latitude e longitude.

2.2.3 Métodos de modelagem

Nesse experimento, objetivamos comparar os erros de predição de diferentes metodologias de modelagem com intuito de selecionar a mais adequada para produzir

modelos de distribuição potencial de espécies com dados escassos. Desse modo, utilizamos o programa Maxent (descrito no item 2.1.3) com os parâmetros que obtiveram os melhores resultados no experimento anterior, o método de Distância Euclidiana e o Maxent Espacial.

Distância Euclidiana

Nós calculamos o centróide do conjunto de ocorrências de cada espécie e calculamos a Distância Euclidiana padronizada de cada ponto de ocorrência ao centróide. Nós padronizamos as variáveis ambientais para que todas tivessem o mesmo peso na construção dos modelos, caso contrário, as variáveis que tivessem uma maior média ou amplitude de variação teriam automaticamente um maior efeito na distância. O método de modelagem por meio de Distância Euclidiana foi anteriormente utilizado por de Siqueira et al. (2009) para direcionar o inventário de uma planta com um único registro de ocorrência.

Nós escolhemos como limiar a maior distância do centróide predita para um dos pontos de ocorrência conhecida da espécie. Esse limiar pode ser ecologicamente interpretado como a identificação das células preditas que são pelo menos tão adequadas quanto àquelas onde uma presença da espécie foi registrada. Assim, assumimos uma posição conservadora, determinando a menor área possível, mas mantendo um erro zero de omissão (Pearson et al. 2007).

Maxent Espacial

Esse método se diferencia dos outros pela adição das variáveis de longitude e latitude, as quais representam a importância do espaço e das limitações de migração das espécies na determinação da distribuição das mesmas. Dessa forma, a predição de um modelo ficaria mais próxima da distribuição geográfica da espécie, pois a modelagem passa a considerar fatores abióticos e limitações de dispersão, que são as variáveis mais importantes na escala em que os modelos são feitos (Soberón & Peterson 2005; Soberón 2007). Nessa escala, também há uma grande sobreposição entre o conjunto de fatores abióticos e bióticos que permitem a ocorrência da espécie estudada (Soberón & Peterson 2005). Adicionalmente, o Maxent com filtros espaciais foi apontado recentemente como uma metodologia promissora que melhora o desempenho dos modelos (De Marco et al. 2008).

2.2.4 Desenho experimental e análise estatística

Com o objetivo de identificar a melhor metodologia de modelagem para dados escassos, nós realizamos esse experimento com as espécies virtuais descritas no item 2.2.1.

Dessa forma, espera-se que tenhamos reduzido problemas que possam ser derivados da escolha de um método de modelagem como controle para um experimento de avaliação de diversas metodologias. Assim, a distribuição das espécies virtuais é conhecida e serve como controle.

Dentre o conjunto de células de ocorrência de cada espécie virtual, nós amostramos dez conjuntos aleatórios de dois, três, quatro, cinco, seis, dez e 15 pontos de ocorrência para cada uma das três espécies virtuais (Figura 4). A distribuição das espécies virtuais com todos os pontos é conhecida e serve como controle para avaliar esses modelos com poucos registros. Os modelos com dez e 15 pontos agem também como um controle, uma vez que diversos trabalhos consideram que bons modelos podem ser gerados com números de pontos similares a estes (Papes & Gaubert 2007; Hernandez et al. 2008). Cada conjunto de pontos foi utilizado para realizar modelagens de distribuição potencial através do Maxent, do Maxent Espacial e da Distância Euclidiana. Adicionalmente, avaliamos também *ensembles* de intersecção e de somatório das duas melhores metodologias. Esses modelos foram avaliados para o Cerrado.

Os modelos gerados por cada metodologia foram avaliados e comparados através de diversas medidas de acurácia (Tabela 2) derivadas da matriz de confusão formada pelo modelo controle (distribuição de cada espécie virtual) e suas respectivas amostras (Tabela 1). Nós calculamos as taxas de omissão, as taxas de sobreprevisão, as razões de áreas preditas e o kappa. Então, nós testamos o efeito do tipo de espécie, do método e do número de pontos no desempenho de modelos de distribuição com dados escassos através de ANOVA de medidas repetidas. Quando não obtida a homogeneidade de variância mesmo após transformações, nós analisamos os resultados apenas por inferência de intervalo de confiança.

2.3 Medidas de desempenho

a) AUC

Com o objetivo de superar a subjetividade na escolha de limiares, utiliza-se a curva ROC que é obtida colocando em um gráfico a sensibilidade em função dos erros de comissão (1-especificidade) para todos os limiares possíveis de uma predição probabilística da ocorrência de uma espécie (Fielding & Bell 1997; Raes & Steege 2007; Lobo et al. 2008). Assim, a área sob a curva ROC (AUC) fornece uma medida da acurácia geral do modelo, a qual é independente de um limiar particular. Dentre as medidas necessárias para criar a curva ROC, a sensibilidade quantifica a proporção de predições corretas de presenças da espécie e a especificidade identifica a proporção de predições corretas da ausência da espécie (Tabela 2).

Os valores de AUC variam entre 0 e 1, sendo que um valor de 0,5 indica uma acurácia do modelo não sendo melhor que um modelo aleatório e um valor de 1 significa um perfeito ajuste do modelo (Fielding & Bell 1997). O valor do AUC pode ser interpretado como a probabilidade de que, quando uma presença ou uma ausência da espécie são retiradas ao acaso da população, uma presença terá um maior valor predito de probabilidade de ocorrência da espécie do que uma ausência (Elith et al. 2006; Phillips et al. 2006). Quando apenas dados de presença da espécie são utilizados na construção do modelo, o AUC é calculado utilizando-se pseudo-ausências e, então, o AUC passa ser a probabilidade de que um ponto de presença escolhido aleatoriamente seja classificado com maior probabilidade de ocorrência da espécie do que uma pseudo-ausência (Phillips et al. 2006). Segundo Elith et al. (2006), bons modelos devem ter AUC superior a 0,7. O AUC foi calculado apenas para os modelos gerados com o Maxent.

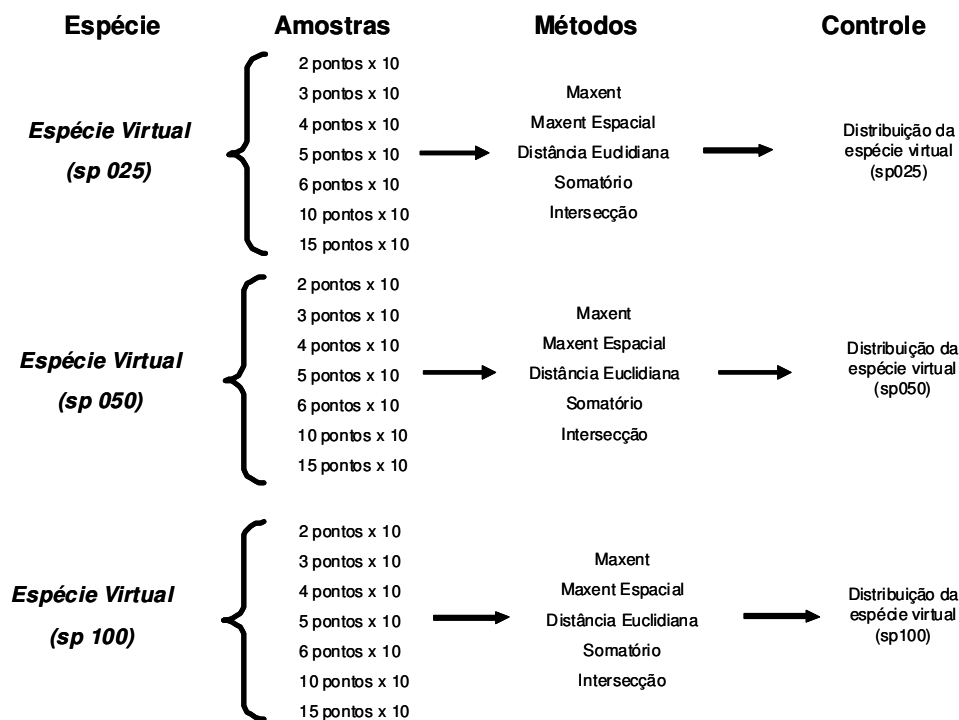


Figura 4. Esquema metodológico do experimento de raridade simulada II. Foram sorteadas dez amostras distintas para cada número de pontos de ocorrência, a partir da distribuição da espécie virtual. Utilizamos três metodologias distintas: Maxent, Maxent Espacial e Distância Euclidiana. O controle é a distribuição da espécie virtual gerada por meio de autômato celular.

b) Taxa de sobreprevisão

É uma medida da proporção de falsos positivos do modelo e, portanto, será elevada quando o termo “b” da matriz de confusão for um número grande (Tabela 2). Essa medida quantifica a proporção de células negativas preditas de maneira errada. Uma baixa taxa de sobreprevisão significa uma elevada especificidade do modelo.

c) Taxa de omissão

É uma medida da proporção de falsos negativos do modelo, sendo que será alta quando o termo “c” da matriz de confusão tiver um alto valor (Tabela 2). Essa medida quantifica a proporção de células positivas preditas de forma errônea. Uma baixa taxa de omissão significa uma elevada sensibilidade do modelo.

d) Razão de área predita

Esta medida nos fornece a proporção de células preditas como positivas pela amostra em relação à quantidade de células positivas preditas pelo controle. Esta medida é interessante porque nos permite enxergar de forma imediata o tamanho dos modelos que estão sendo gerados a partir de poucos pontos de ocorrência, pois um modelo pode ter uma baixa taxa de falsos positivos (sobreprevisão) e mesmo assim pode estar gerando áreas de distribuição muito superiores do que seria o esperado. Isso ocorre porque a taxa de falsos positivos também é dependente da quantidade de ausências preditas corretamente (a qual é geralmente alta) (Tabela 2).

e) Kappa

O Kappa irá considerar erros de omissão e sobreprevisão simultaneamente, dando o mesmo peso para ambos. Então, o Kappa mede a proporção de localidades preditas corretamente após considerar o acerto devido ao acaso. Essa medida, ao contrário das outras, é sensível à prevalência, apresentando uma resposta unimodal (Allouche et al. 2006). Isso indica que o Kappa pode ser uma estatística falha quando a quantidade de registros de ocorrência é muito diferente entre espécies ou quando se faz modelos para regiões de estudo distintas (Fielding & Bell 1997; Allouche et al. 2006). Nesse sentido, é importante ressaltar que a prevalência dos nossos modelos é bastante pequena (0,0002 - 0,0015) e, assim, os valores de Kappa só podem ser utilizados para avaliar o desempenho entre métodos desse trabalho. Os valores de Kappa vão de -1 a +1, sendo que valores iguais ou menores a zeros indicam desempenhos não superiores a de modelos aleatórios (Allouche et al. 2006).

3. RESULTADOS

3.1 Experimento de raridade simulada I

Nossos resultados demonstraram que algumas amostras apresentam diferenças nos valores dos limiares, sendo que as taxas de omissão do Limiar Mínimo serão sempre iguais ou menores às dos modelos com Limiar Máximo (Figura 5). Portanto, justifica-se a utilização do Limiar Mínimo e nossas próximas análises são referentes aos modelos nos quais utilizamos esse limiar.

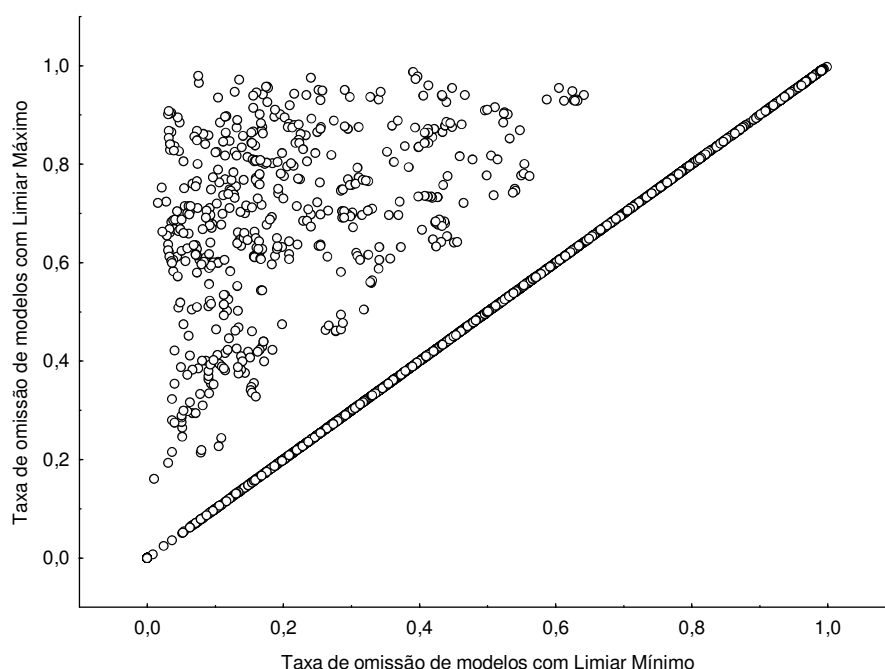


Figura 5. Valores das taxas de omissão obtidas para as mesmas amostras utilizando limiares de corte distintos (Limiar Máximo: Maximiza a soma da sensibilidade com a especificidade; Limiar Mínimo: Menor valor obtido para uma presença utilizada no ajuste do modelo).

Nossa avaliação dos valores de AUC obtidos para as amostras demonstrou que há efeito da interação entre espécie e valor de RM (Estatística $Wald_{(28)} = 47,756$, $p < 0,011$), havendo queda dos valores de AUC em modelos com valores de AUC igual a 2,0 e 2,5 para as espécies *P. lundii*, *C. albopunctata* e *H. lundii*. Essa queda é mais abrupta justamente nas espécies não endêmicas do Cerrado. Os modelos de *H. goianus* com RM igual a 2,5 também tiveram valores de AUC menores (Figura 6A).

Obtivemos também um efeito da interação entre espécie e número de pontos de ocorrência sob os valores do AUC (Estatística $Wald_{(16)} = 191,448$, $p < 0,001$) (Figura 6B). As

espécies *D. elianeae*, *H. goianus*, e *H. lundii* tiveram diferenças nos valores de AUC obtidos entre alguns números de pontos de ocorrência, mas obtiveram intervalos de confiança menores. Por outro lado, os valores de AUC declinaram de forma acentuada para *C. albopunctata* e *P. cuvieri*, as quais também obtiveram intervalos de confiança mais amplos (Figura 6B). Essas espécies tiveram valores de AUC menores para modelos com quatro, cinco e seis pontos de ocorrência.

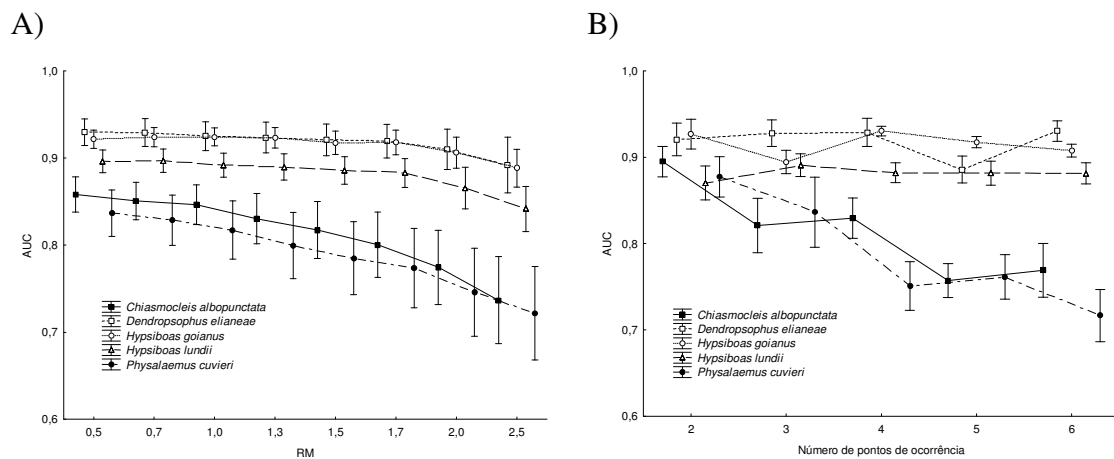


Figura 6. Valores médios de AUC e intervalos de confiança ($\pm 95\%$) obtidos a partir da interação significativa entre espécie e valor do RM (Estatística $Wald_{(28)} = 47,756$, $p < 0,011$) (A) e entre espécie e número de pontos de ocorrência (Estatística $Wald_{(16)} = 191,448$, $p < 0,001$) (B).

Em relação à taxa de sobreprevisão, houve efeito da interação entre espécies e número de pontos de ocorrência (Estatística $Wald_{(16)} = 75,027$, $p < 0,001$). A taxa de sobreprevisão foi maior para modelos com seis pontos de ocorrência quando comparados a modelos com dois pontos de ocorrência (Figura 7A). Esse aumento da taxa de sobreprevisão com o aumento do número de pontos ocorreu para todas as espécies estudadas, mas as taxa de sobreprevisão com quatro, cinco e seis pontos são maiores para *C. albopunctata* e *P. cuvieri* (Figura 7A). Adicionalmente, a taxa de sobreprevisão é afetada pelo valor do RM utilizado (Estatística $Wald_{(7)} = 14,274$, $p < 0,046$) (Figura 7B). Nesse caso, modelos com valores de RM iguais a 2,5 possuem taxas de sobreprevisão maiores do que as dos modelos com valores de RM de 0,5 - 1,7 (Figura 7B).

As taxas de omissão obtidas foram afetadas pela espécie (Estatística $Wald_{(4)} = 10,720$, $p < 0,030$) e pelo número de pontos de ocorrência (Estatística $Wald_{(4)} = 100,536$, $p < 0,001$) (Figura 7A e B). As taxas de omissão dos modelos das espécies *H. goianus* e *H. lundii* foram

menores do que as das outras espécies (Figura 8A). A taxa de omissão também reduziu com o aumento do número de pontos (Figura 8B). Essa medida não foi afetada pelo aumento da regularização (Estatística Wald $(7) = 0,5356$, $p=0,999$).

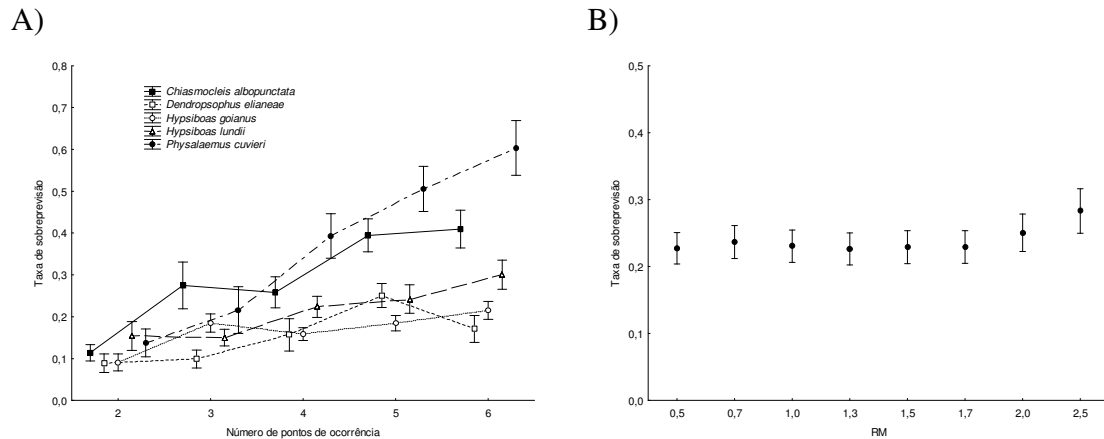


Figura 7. Valores médios das taxas de sobreprevisão e intervalos de confiança ($\pm 95\%$) obtidos a partir da interação significativa entre espécie e número de pontos de ocorrência (Estatística Wald $_{(16)} = 75,027$, $p < 0,001$) (A) e com cada valor de RM (Estatística Wald $(7) = 14,274$, $p < 0,046$) (B).

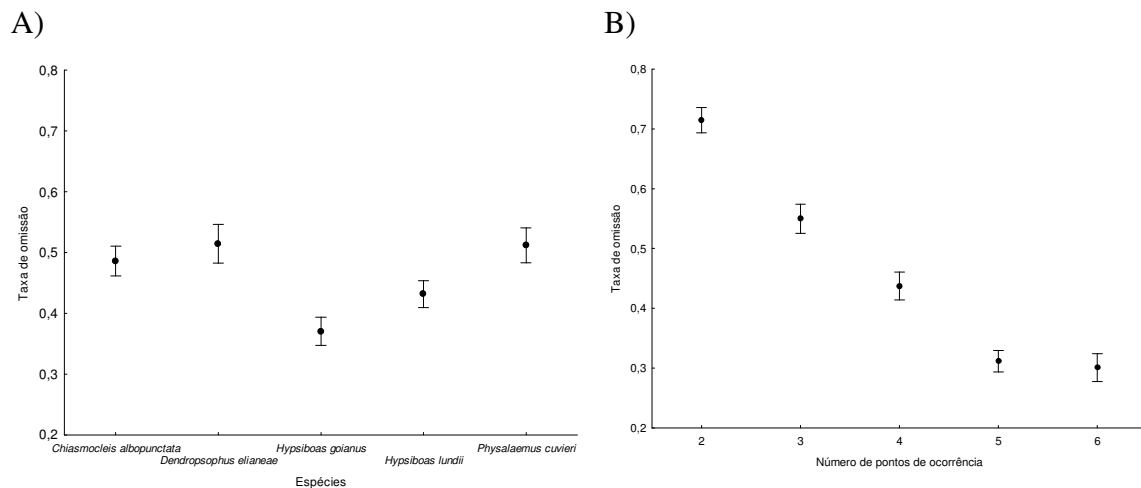


Figura 8. Valores médios das taxas de omissão e intervalos de confiança ($\pm 95\%$) obtidos para cada espécie (A) (Estatística Wald $_{(4)} = 10,720$, $p < 0,030$) e número de pontos de ocorrência (B) (Estatística Wald $_{(4)} = 100,536$, $p < 0,001$).

Em relação à medida de razão de área predita, obtivemos um efeito apenas da interação entre espécie e número de pontos de ocorrência (Estatística Wald $_{(16)} = 77,946$,

$p<0,001$) (Figura 9). De forma geral, essa medida tendeu a aumentar com o acréscimo do número de pontos de ocorrência, com algumas exceções (Figura 9). A razão de área predita foi sempre menor para *P. cuvieri* e maior para *H. goianus*, seguida de *H. lundii*, independente do número de pontos de ocorrência (Figura 8).

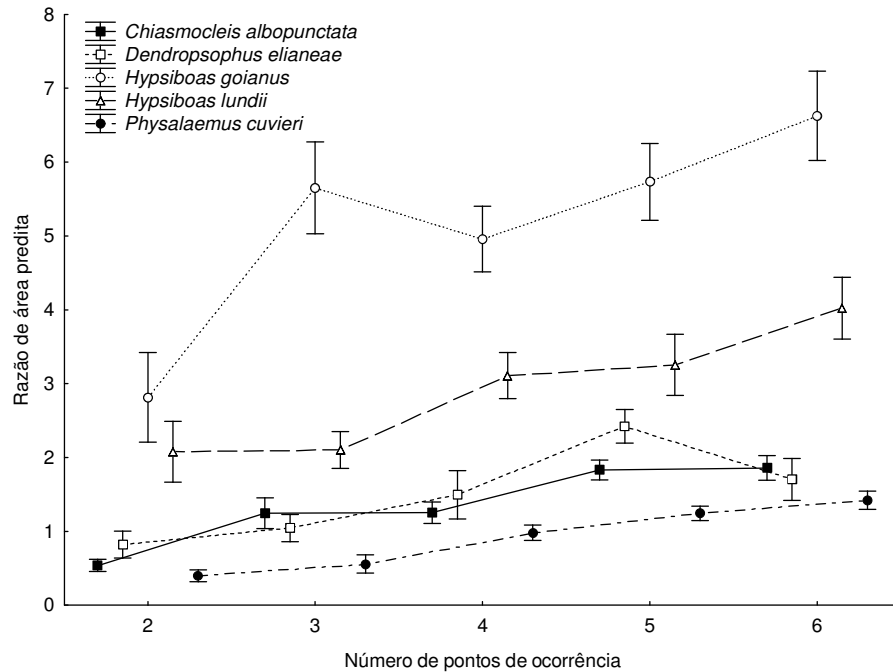


Figura 9. Valores médios das medidas de razão de área predita e intervalos de confiança ($\pm 95\%$) obtidos a partir da interação de espécies e número de pontos de ocorrência (Estatística $Wald_{(16)} = 77,946$, $p<0,001$).

3.2 Experimento de raridade simulada II

Em relação às taxas de omissão, nós constatamos um efeito da interação entre a espécie e o método utilizado ($F_{(8, 756)} = 6,1074$, $p<0,001$). A metodologia de intersecção de modelos obteve as maiores taxas de omissão e a de somatório as menores (Figura 10A). O Maxent obteve taxas de omissão menores do que o Maxent Espacial apenas para a espécie virtual sp025 (Figura 10A). A modelagem com Distância Euclidiana obteve desempenho superior ao Maxent e ao Maxent Espacial para as espécies sp050 e sp100 (Figura 10A).

Também encontramos um efeito da interação entre método e quantidade de pontos de ocorrência ($F_{(24, 756)} = 2,8108$, $p<0,001$), sendo que para todos os métodos as omissões reduzem com o aumento do número de pontos (Figura 10B). Os métodos Maxent, Distância Euclidiana e Maxent Espacial apresentaram comportamento similar e a metodologia de intersecção de

modelos apresentou as maiores taxas de omissão enquanto o somatório as menores taxas (Figura 9B).

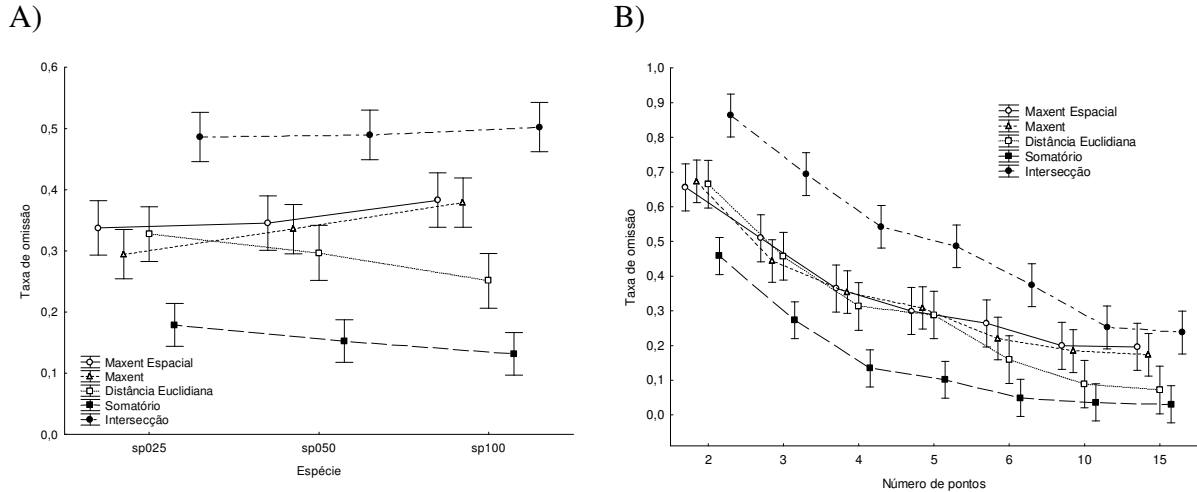


Figura 10. Valores médios das taxas de omissão e intervalos de confiança ($\pm 95\%$) obtidos a partir da interação entre o método e o tipo de espécie em A ($F_{(8, 756)} = 6,1074$, $p < 0,001$) e em relação à interação entre o método e o número de pontos de ocorrência utilizados na modelagem em B ($F_{(24, 756)} = 2,8108$, $p < 0,001$). As estatísticas são referentes aos dados transformados por raiz quadrada, mas o gráfico corresponde aos dados brutos.

Na análise em relação às taxas de sobreprevisão, razão de área predita e kappa foi utilizado apenas inferência por intervalo de confiança por não termos atingido os pressupostos. Em relação à espécie sp025, nós constatamos que a taxa de sobreprevisão foi menor para os métodos Maxent Espacial, Distância Euclidiana e Intersecção (Figura 11). Essa taxa foi maior para o Maxent, considerando-se os modelos com dois a seis pontos de ocorrência (Figura 11). No entanto, o Maxent, juntamente com o Maxent Espacial e a intersecção, passa a ter as menores taxas de sobreprevisão para modelos com dez e 15 pontos de ocorrência para todas as três espécies (Figura 11). A intersecção de modelos é o método que apresenta as menores taxas de sobreprevisão para as espécies sp050 e sp100 (Figura 11). Adicionalmente, observa-se que as taxas de sobreprevisão são geralmente maiores para a espécie sp100, a qual possui distribuição mais ampla (Figura 11). As taxas de sobreprevisão também tenderam a crescer com o aumento do número de pontos.

O método de Intersecção apresentou os melhores resultados para a razão de área predita (valores mais próximos de um), quando consideramos apenas a espécie sp025 (Figura 12). Entretanto, essa medida aumenta e se distancia do valor ideal à medida que o número de

pontos utilizados cresce, exceto para os métodos Maxent, Maxent Espacial e Intersecção, nos quais observamos uma queda nessa medida para dez e 15 pontos (Figura 12). Em relação à espécie sp050, o comportamento dos métodos Maxent, Distância Euclidiana e Intersecção é bastante similar, mas o método de Intersecção é o que apresenta menores intervalos de confiança (Figura 12). Os modelos da espécie sp100 obtiveram valores baixos de razão de área predita, sendo similares para todos os métodos estudados (Figura 12).

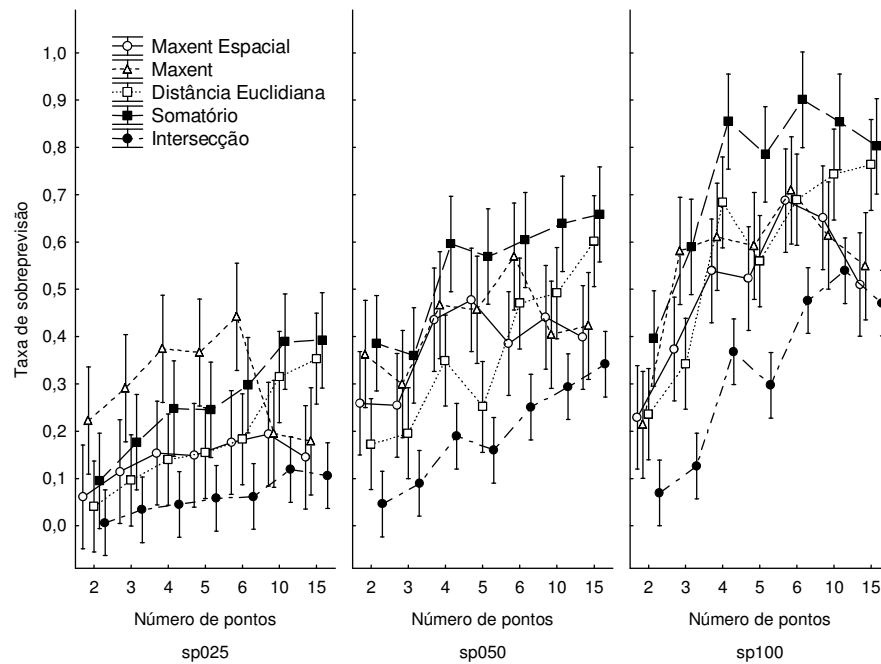


Figura 11. Valores médios das taxas de sobreprevisão e intervalos de confiança ($\pm 95\%$) obtidos em relação ao método, ao número de pontos e à espécie.

A avaliação dos modelos por meio do Kappa nos mostrou alguns resultados interessantes: 1) Desconsiderando-se a amplitude de tolerância ambiental das espécies, a Intersecção de modelos esteve sempre entre os modelos de melhor desempenho para espécies com três ou mais pontos de ocorrência (Figura 13); 2) A Distância Euclidiana pode ser considerada a melhor metodologia individual (excluindo o somatório e a intersecção) para espécies que possuem no máximo seis pontos de ocorrência, seguida pelo Maxent Espacial e, por último, o Maxent comumente utilizado para modelagens com muitos pontos (Figura 13); 3) O método de Intersecção alcançou valores de Kappa para modelos com três a seis pontos de ocorrência que são similares aos obtidos para modelos com dez e 15 pontos utilizando o Maxent (Figura 13). 4) A Distância Euclidiana e o Maxent Espacial não obtiveram valores de Kappa diferentes e se sobressaíram na tarefa de modelar espécies de distribuição restrita

(sp025) que possuem no máximo seis pontos de ocorrência e, nesse caso, ambas não se diferem dos valores de Kappa obtidos para modelagens com dez ou 15 pontos com o Maxent (Figura 14).

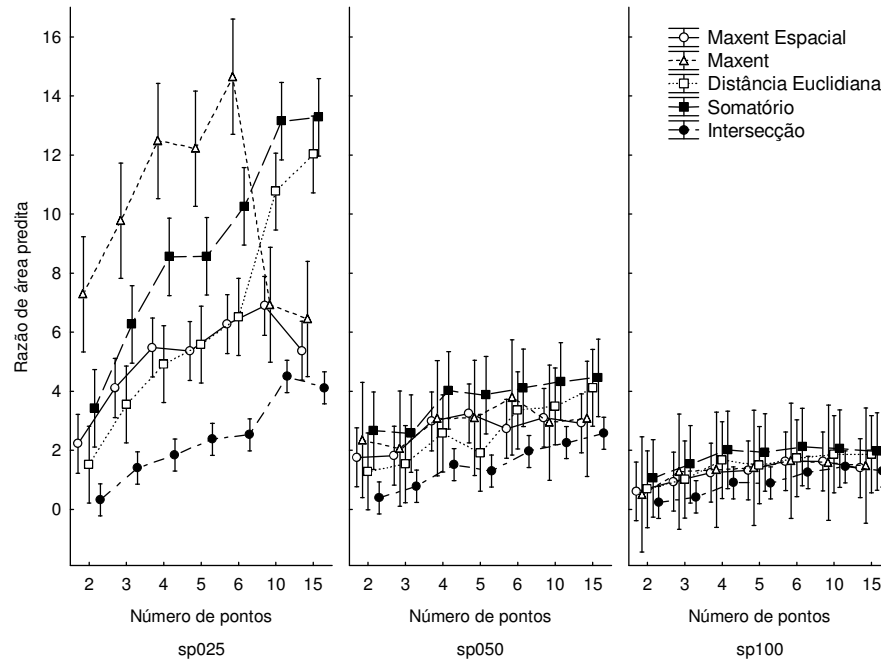


Figura 12. Valores médios da razão de área predita e intervalos de confiança ($\pm 95\%$) obtidos de acordo com o método, o número de pontos e a espécie.

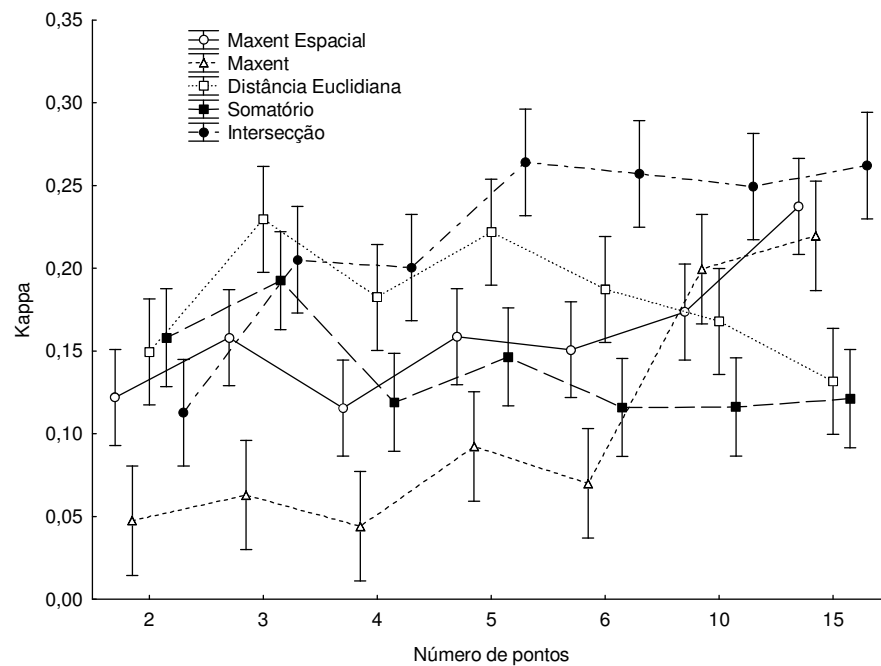


Figura 13. Valores médios de Kappa e intervalos de confiança ($\pm 95\%$) obtidos para modelos com diferentes números de pontos e para as cinco metodologias utilizadas, independente do tamanho da distribuição das espécies.

No entanto, apesar de que diversos trabalhos defendem o uso de modelagens com 10 ou 15 pontos (Hernandez et al. 2006; Papes & Gaubert 2007; Pearson et al. 2007), é necessário ressaltar que mesmo esses últimos modelos possuem valores de Kappa baixos, corroborando o trabalho de Wisz *et al.* (2008) que alerta para o uso de modelos com poucos pontos. Porém, isso também pode estar relacionado, em parte, aos baixos valores de prevalência dos nossos dados, uma vez que o Kappa é sensível à prevalência.

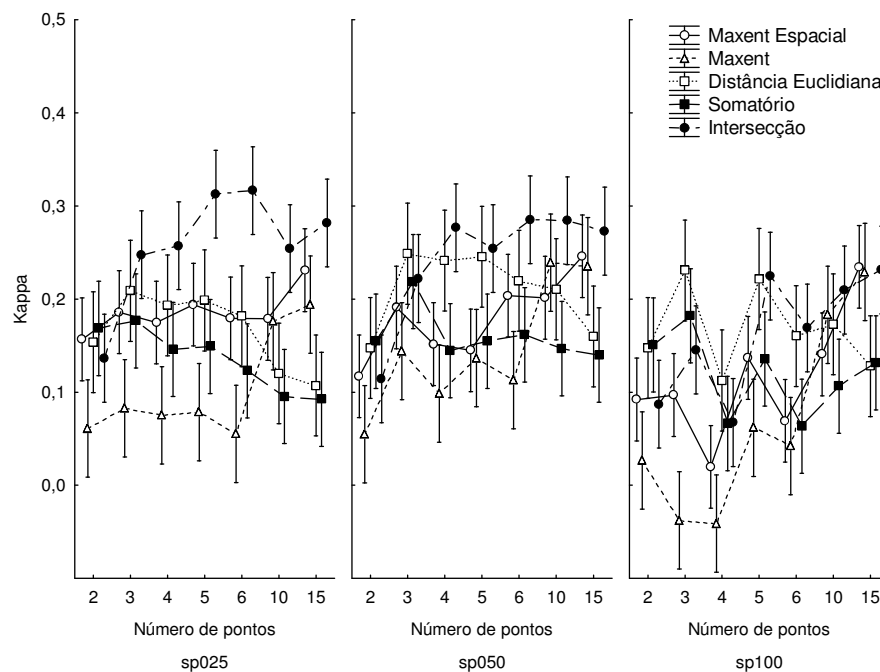


Figura 14. Valores médios de Kappa e intervalos de confiança ($\pm 95\%$) obtidos a para os modelos com diferentes números de pontos, para as cinco metodologias utilizadas e considerando o tamanho de distribuição das espécies (sp025 restrita, sp050 intermediária, sp100 ampla).

4. DISCUSSÃO

4.1 Qual o melhor limiar e RM?

É importante ressaltar que nós acreditamos que a obtenção de uma baixa taxa de omissão deve ser prioridade em modelos de conservação porque estaríamos preservando a maior proporção de sítios de ocorrência de uma determinada espécie (Fielding & Bell 1997; Fielding 2002). Além disso, caso inventários futuros constatarem que a espécie não ocorre em uma determinada localidade predita como positiva pelo modelo, nós podemos voltar atrás e liberar a utilização daquela área para um empreendimento. Porém, o contrário não é possível e caso uma espécie ocorra em uma determinada região que o nosso modelo não foi capaz de prever, é provável que alguma atividade econômica seja implantada e a perda local daquela espécie seria irreversível. Dessa forma, preferimos exagerar em área predita, sem perder o significado ecológico, e agir com base no Princípio da Precaução (Ministério do Meio Ambiente 2000), que visa a gerir a espera da informação (Machado 2007). Portanto, omitir sítios de ocorrência é um erro muito caro e que deve ser prioritariamente evitado.

Como a taxa de omissão deve ser uma medida de maior peso em modelos que objetivam a conservação de espécies (Fielding & Bell 1997; Fielding 2002), é importante analisar quais parâmetros geraram modelos com taxas de omissão significativamente menores, o que representaria também um aumento da generalidade do modelo. Freeman & Moisen (2008) constataram que modelos de espécies com baixa prevalência são sensíveis a escolha do limiar. Nossos resultados corroboram esse fato, pois para algumas amostras os valores do Limiar Mínimo e Máximo diferem, gerando diferentes taxas de omissão. Nesse sentido, sugerimos que o Limiar Mínimo deve ser o recomendado para modelagens com poucos pontos de ocorrência que visem à conservação de espécies, como foi sugerido anteriormente por Pearson et al. (2007) para modelos de espécies raras com cinco ou mais pontos de ocorrência.

O valor do Limiar Mínimo significa incluir como áreas adequadas para a distribuição potencial da espécie todas as células que possuem valor de adequabilidade igual ou maior ao do menor valor obtido para um ponto de ocorrência utilizado na construção do modelo da espécie. Dessa forma, esse limiar tem uma justificativa ecológica que é a identificação das células preditas que são pelo menos tão adequadas quanto àquelas onde uma presença da espécie foi registrada. Desse modo, estamos assumindo a posição de se manter um erro zero de omissão (Pearson et al. 2007). Continuando o mesmo raciocínio, taxas de omissão menores

poderiam ser obtidas para limiares com valores ainda menores, como o Fixo de Dez, porém a justificativa ecológica seria inexistente. Portanto, o uso do Limiar Mínimo é justificado e recomendado para modelagens com poucos pontos de ocorrência. Evidentemente, isso também significa considerar que todos os pontos de ocorrência que fazem parte da amostra foram corretamente identificados, não sujeitos a erros de identificação da espécie ou georreferenciamento.

Adicionalmente, um problema que poderia resultar dessa metodologia de escolha do Limiar Mínimo seria que uma redução nas taxas de omissão significaria prever a ocorrência da espécie em todos os lugares (Freeman & Moisen 2008). Entretanto, as taxas de sobreprevisão dos modelos são baixas para a maioria das espécies (abaixo de 0,25).

Os valores de AUC obtidos sofreram quedas para os modelos com os valores de RM mais altos de 2,0 e 2,5 para a maioria das espécies, indicando que o aumento da regularização foi acompanhado de uma queda de desempenho. Adicionalmente, constatamos que os modelos das espécies *P. cuvieri* e *C. albopunctata* foram os mais afetados pelo aumento da regularização. Isso pode significar que as espécies não endêmicas são as mais afetadas por valores altos de RM, provavelmente devido ao maior aumento da generalidade dos modelos dessas espécies, produzindo previsões de distribuição muito amplas. Houve também uma queda dos valores do AUC devido à interação entre espécies e número de pontos. Essa interação pode ter gerado um aumento da área predita dessas espécies, uma vez que a variação ambiental do conjunto de pontos de espécies não endêmicas deve ser maior.

Então, nós testamos se o valor do RM, a espécie e/ou a quantidade de pontos influenciam o tamanho da área predita e encontramos que essa variável resposta é afetada apenas pela interação entre espécies e número de pontos de ocorrência (Estatística Wald₍₁₆₎ = 77,946, $p < 0,001$) (Anexo 2), não existindo o efeito do valor do RM (Estatística Wald₍₇₎ = 9,6, $p < 0,214$). Assim, mesmo para modelos com poucos pontos de ocorrência, o tamanho da área predita estaria correlacionado negativamente com os valores de AUC, uma vez que as espécies com menores valores de AUC, também foram as de maior área predita. Dessa forma, nossos resultados corroboram a idéia, apontada anteriormente para modelos com muitos pontos de ocorrência, de que a confiança no AUC como um teste suficiente para avaliar a acurácia de um modelo deve ser reavaliada (Austin 2007; Lobo et al. 2008), pois os valores de AUC parecem ser inevitavelmente maiores para espécies de distribuição restrita.

Por outro lado, como não houve efeito do RM sobre o tamanho da área predita, os valores de AUC baixos para espécies não endêmicas e com elevado valor de RM podem ser interpretados como queda de desempenho devido ao aumento excessivo da generalidade do

modelo. Isso sugere também que o AUC continua sendo uma medida válida para avaliar a performance relativa entre diferentes parametrizações para uma mesma espécie e área de estudo.

Além disso, espera-se que uma determinada parametrização gere previsões com valores de AUC elevados e com baixa variabilidade entre espécies (Elith et al. 2006), pois, caso contrário, isso pode significar performances inconsistentes que são fortemente influenciadas pela estrutura dos pontos de ocorrência das espécies (Hernandez et al. 2008). Dessa forma, nós constatamos que modelos com valores de RM de 2,0 ou 2,5 geraram valores de AUC mais variáveis entre espécies e dentro da mesma espécie, quando comparados aos modelos gerados com RM igual a um (quando houve diferença). Entretanto, nós não observamos uma maior variância (inferida através da amplitude do intervalo de confiança) dos valores de AUC para os modelos com os menores números de pontos de ocorrência, que foi constatado no trabalho de Wisz et al. (2008).

Obter baixos valores na taxa de sobreprevisão significa que não estaremos direcionando esforços de conservação errôneos para regiões que um modelo predisse como positivas para a ocorrência da espécie (Loiselle et al. 2003), quando, na verdade, a espécie está ausente. Nossos resultados demonstraram que as espécies *P. cuvieri* e *C. albopunctata* apresentaram taxas de sobreprevisão maiores do que as outras espécies para os modelos com quatro, cinco e seis pontos de ocorrência, sendo que também foram os modelos com maior área predita (Anexo 2). Nesse sentido, as espécies endêmicas ou de menor área de distribuição têm taxa de sobreprevisão menores. Adicionalmente, as taxas de sobreprevisão só foram diferentes para modelos com valor de RM igual a 2,5. Nesses casos, o aumento da regularização representou um aumento dos erros de comissão, indicando que, novamente, o aumento da regularização dos modelos representou uma queda de acurácia dos mesmos.

A taxa de omissão nos indica a capacidade dos modelos preditos de encontrar a maior parte das células de ocorrência positiva das espécies. Os modelos com cinco e seis pontos de ocorrência obtiveram taxas de omissão igualmente baixas independente da espécie modelada. Adicionalmente, as taxas de omissão não foram afetadas pelo o aumento do RM. Nossa interpretação é que uma redução na taxa de omissão com o aumento do RM representaria um aumento da generalidade do modelo, mas isso não ocorreu, ao contrário do que nós esperávamos. Então, esse resultado sugere que o RM igual a um seria suficiente para garantir a generalidade simultaneamente à acurácia, como constatado pelos valores de AUC.

A razão de área predita reflete o quanto um modelo feito a partir de dados escassos é capaz de predizer da área total de um modelo com muitos pontos de ocorrência. É necessário

esclarecer que essa medida só indica a equivalência do tamanho da área, desconsiderando a possibilidade de ocorrência de erros de sobreprevisão, ou seja, as células preditas como potenciais para a presença das espécies podem não ser exatamente as mesmas. O tamanho da área de distribuição é essencial para avaliações de risco de extinção como as realizadas pela IUCN, na qual esta variável pode ser utilizada diretamente (Critério B) ou indiretamente para estimar declínios populacionais devido à perda de habitat (Critério A). Admitindo-se essa ressalva, os modelos de *H. goianus* e *H. lundii* predisseram as maiores áreas em relação aos seus respectivos modelos controle, apesar de terem taxas de sobreprevisão e tamanhos de área predita menores que *P. cuvieri* e *C. albopunctata*. Isso pode ser explicado porque os modelos controle de *H. goianus* e *H. lundii* têm áreas totais preditas menores que as das outras espécies, indicando que os modelos feitos a partir de poucos pontos de ocorrência para espécies de distribuição restrita podem estar sujeitos a exagerar no tamanho da distribuição potencial dessas espécies. Nesse sentido, modelagens que incluem filtros espaciais (De Marco et al. 2008) e o conhecimento das limitações históricas da distribuição das espécies (Buckley & Jetz 2007; Whittaker et al. 2005) devem ser ferramentas essenciais para a obtenção de modelos melhores a partir de dados escassos.

Nossos resultados mostraram que o uso do Limiar Mínimo como limiar de corte para modelos com dados escassos é adequado, uma vez que há uma justificativa ecológica associada, que é considerar todos os pontos que têm características ambientais tão boas quanto as de uma ocorrência conhecida da espécie, bem como uma justificativa de aplicabilidade desses modelos para a conservação de espécies, que é a necessidade de reduzir as taxas de omissão (Fielding & Bell 1997; Fielding 2002; Jimenez-Valverde & Lobo 2007).

Adicionalmente, em relação às medidas de acurácia utilizadas, nenhum valor de RM gerou modelos melhores do que o RM igual a um. Os modelos com esse RM também obtiveram valores de AUC superiores a 0,8 em média. Assim, esse valor de RM deve garantir um bom ajuste dos modelos com poucos pontos de ocorrência, simultâneo à manutenção da generalidade do modelo. Além disso, este valor de RM é o recomendado nas configurações padrões do Maxent (Phillips et al. 2006), o que significa que este RM foi testado para várias espécies, condições ambientais e número de ocorrências (Phillips & Dudík 2008).

O valor de RM igual a um também foi sugerido recentemente por Phillips e Dudík (2008) para modelagens com dados de ocorrência escassos e usando apenas funções lineares. Como nós utilizamos apenas oito variáveis ambientais e somente funções lineares em nossos modelos, esta pode ser uma possível explicação para não termos encontrado um aumento na generalidade (ou redução do *overfitting*) sem perda significativa na acurácia à medida que

aumentávamos o valor do RM. Isso pode ter ocorrido porque, talvez, as parametrizações utilizadas não gerem, automaticamente, uma complexidade muito elevada.

4.2 Qual o melhor método de modelagem para poucos pontos?

Primeiramente, podemos destacar a superioridade do Maxent Espacial em relação ao Maxent. Esse último sempre apresentou desempenhos iguais ou inferiores, exceto para a taxa de omissão da espécie sp025. Adicionalmente, constatamos que o Maxent e o Maxent Espacial apresentaram desempenho similar principalmente em relação às espécies sp050 e sp100, que são as espécies de distribuição intermediária e ampla, respectivamente. Hernandez et al. (2008) também constataram que o Maxent obteve melhor desempenho sobretudo por se sobressair na tarefa de modelar espécies que possuíam poucos dados e distribuição ampla.

Também merece atenção o fato de que o Maxent apresenta desempenho similar ao Maxent Espacial para espécies com dez ou 15 pontos. Isso pode sugerir que poucos pontos (dois a seis) não sejam suficientes para determinar as restrições ambientais das espécies modeladas e, dessa forma, as variáveis espaciais, estabelecendo limitações de migração e forçando a coesão da distribuição modelada (De Marco et al. 2008), passam a contribuir com uma informação essencial para o desempenho dos modelos. Essa interpretação também é corroborada pelo desempenho superior do Maxent Espacial em relação à razão de área predita para a espécie sp025, a qual possui a maior restrição de adequabilidade ambiental. Assim, o Maxent Espacial pode ser uma metodologia promissora para modelagens de espécies de distribuição restrita e com dados escassos, mas que ainda precisa ser testado com dados de espécies reais.

O bom desempenho do Maxent Espacial também pode ser explicado segundo a interpretação de Soberón e Peterson (2005), na qual é esperado que as interações com outras espécies sejam fracas e que a migração, juntamente com os fatores abióticos, seja predominante na determinação da distribuição das espécies. Isso ocorre devido à escala em que as modelagens são feitas. Dessa forma, o Maxent Espacial pode estar capturando a importância da dispersão, auxiliando na separação entre a distribuição geográfica de uma espécie e sua respectiva distribuição potencial. Entretanto, as distribuições das espécies virtuais foram criadas considerando-se fatores climáticos (probabilidade de extinção relacionada com a adequabilidade ambiental da célula) e espaciais (colonização dependente da proximidade com outras células já colonizadas) e, portanto, para espécies onde a capacidade de dispersão é alta, a utilização do Maxent Espacial pode não ser recomendada.

Porém, outra possibilidade seria a utilização dessa metodologia com células de tamanho compatível com a capacidade de dispersão da espécie estudada.

Além disso, ao compararmos o Maxent Espacial ao método de Distância Euclidiana observamos que, apesar da grande similaridade de desempenho, esse último método é superior em algumas medidas como ocorreu em relação ao Kappa. No entanto, a Distância Euclidiana parece ser uma metodologia adequada apenas para pouquíssimos dados, perdendo acurácia para modelagens com dez ou mais pontos. Isso suporta o desempenho inferior de modelos de distância encontrado por Hernandez et al. (2008) para modelagens através de Distância de Mahalanobis para espécies com mais de cinco registros. Nosso resultado também corrobora o trabalho feito por de Siqueira et al. (2009), o qual demonstrou que a Distância Euclidiana pode ser uma boa metodologia para lidar até mesmo com espécies que possuem um único ponto. Porém, nossos resultados diferem do que foi encontrado por Wisz *et al.* (2008), os quais utilizaram o DOMAIN e o LIVES, em relação ao fato de que os modelos pertencentes à classe de distância multivariada seriam menos sensíveis ao tamanho da amostra de pontos de ocorrência.

Adicionalmente, os nossos resultados do experimento de raridade simulada II confirmaram as nossas hipóteses, subsidiando a idéia de que o melhor método irá depender da finalidade do modelo (Fielding & Bell 1997; Loiselle et al. 2003; Peterson 2006). O melhor método para inventários, o qual deve reduzir prioritariamente as taxas de omissão (Peterson 2006; Freeman & Moisen 2008) foi o Somatório dos modelos, pois uma maior proporção das presenças foi predita corretamente. Essa metodologia reduziu as taxas de omissão, geralmente, em cerca de 20% em relação aos métodos de melhor desempenho para os modelos com dois a seis números de pontos. Dessa forma, até mesmo modelos com dois pontos de ocorrência passam a abranger ao menos 50% da área de distribuição da espécie estudada. Finalmente, ainda que tenhamos avaliado esses modelos para uma distribuição de presença-ausência, sugerimos que mapas para o direcionamento de inventários sejam apresentados de forma contínua. Isso permitirá o estabelecimento mais efetivo de áreas prioritárias para inventários, uma vez que a haverá mais classes de adequabilidade ambiental.

No entanto, é necessário ressaltar que tanto o somatório como a intersecção de modelos foram feitos apenas em relação ao Maxent Espacial e a Distância Euclidiana. Essa decisão foi tomada porque o consenso de modelos obtém um melhor desempenho especialmente quando as predições de métodos melhores são consideradas e não apenas incluindo mais metodologias (Araujo et al. 2005). Desse modo, nós utilizamos apenas os dois métodos que obtiveram o melhor desempenho individual.

A taxa de sobreprevisão também é chamada de erro Tipo I da linguagem estatística e tem fortes implicações para a escolha de áreas prioritárias para a conservação (Loiselle et al. 2003; Peterson 2006). Esse tipo de erro pode levar ao estabelecimento de reservas em áreas que não abrigam a espécie alvo de conservação e, portanto, pode ser um erro muito caro (Loiselle et al. 2003). Nosso experimento II demonstrou que a Intersecção de modelos é a melhor metodologia para minimizar as taxas de sobreprevisão. Além disso, essa metodologia de consenso de modelos (Araujo et al. 2005; Araujo & New 2006) corrige o problema de que diferentes métodos de modelagem levariam a recomendações distintas de ações de conservação (Loiselle et al. 2003).

Um questionamento válido em relação ao uso de modelagens para o direcionamento de áreas prioritárias para a conservação é que o uso apenas dos pontos de ocorrência seria a metodologia que melhor minimizaria os erros de sobreprevisão (Rondinini et al. 2006). No entanto, o tendenciamento inerente ao uso de registros de ocorrência poderia direcionar esforços de conservação errôneos para regiões que foram bem inventariadas e para *taxa* que são relativamente bem conhecidos (Bini et al. 2006; Rondinini et al. 2006). Assim, infelizmente, áreas negligenciadas quanto à quantidade de conhecimento sofreriam duplamente, pois também estariam sub-representadas em políticas de conservação (Hortal et al. 2008). Dessa forma, como decisões de conservação são necessárias mesmo frente à existência de dados limitados sobre a distribuição das espécies, os modelos de distribuição potencial de espécies despontam como ferramentas essenciais para a biologia da conservação (Wilson et al. 2005; Rodriguez et al. 2007).

Outra ação de conservação possível através de modelagens é a realização de uma avaliação preliminar do status de conservação de uma espécie, uma vez que listas de espécies ameaçadas utilizam o tamanho da distribuição como critério para estimativas de risco de extinção (IUCN Categories & Criteria 2001). Desse modo, são necessárias estimativas eficientes do tamanho da distribuição e, portanto, a medida de razão de área predita deverá ser a mais próxima de um. Adicionalmente, declínios de espécies podem ser inferidos através de perda de habitat (IUCN standards and petitions working group 2008) e na predição de efeitos de perda de habitat através de modelagens deve-se considerar simultaneamente os dois tipos de erro (Peterson 2006). Nesse sentido, a metodologia de maior Kappa deve ser priorizada. Assim, o método de Intersecção de modelos é o mais indicado por ter obtido os melhores valores em relação a essas duas medidas de desempenho, tendo se sobressaído, principalmente, para a modelagem da espécie de distribuição restrita (sp025). Isso indica que

o consenso de modelos (Araujo & New 2006) também é uma boa metodologia para modelagens com poucos dados.

Entretanto, nossos resultados demonstram que, mesmo com a Intersecção dos modelos, as modelagens de espécies de distribuição restrita (sp025) ainda predizem áreas maiores que um para a maioria dos casos. Isso pode significar que as avaliações de risco de extinção através de modelagens com poucos pontos de ocorrência terão uma característica conservadora. Isso só não ocorreu para as modelagens com dois pontos de ocorrência, cujas razões de áreas preditas são, em média, menores que um.

Outro resultado que merece destaque são os baixos valores de Kappa obtidos por nossos modelos. Sabemos que o desempenho da modelagem é dependente da quantidade de pontos de ocorrência (Stockwell & Peterson 2002; Hernandez et al. 2006; de Siqueira 2005; Wisz et al. 2008), mas isso não é justificativa para não usar toda a informação que temos hoje da melhor forma possível. Além do mais, o Kappa, ao contrário das outras medidas de desempenho, é sensível à prevalência, apresentando uma resposta unimodal (Fielding & Bell 1997; Allouche et al. 2006). Prevalência, estritamente falando, é a proporção de pontos de presença em relação à quantidade de pontos totais utilizados no modelo (Jimenez-Valverde et al. 2008). Nesse sentido, é importante ressaltar que a prevalência dos nossos modelos é bastante pequena (0,0002 - 0,0015), dificultando a comparação com o Kappa obtido por outros trabalhos. Porém, o Kappa continua válido para a comparação de desempenho entre os métodos e entre as modelagens com distintos números de pontos em nosso trabalho. Assim, constatamos que os valores de Kappa obtido para modelagens com três a seis pontos de ocorrência, utilizando o método de Intersecção de modelos, são similares aos obtidos para os modelos de dez e quinze pontos com o Maxent.

No entanto, nossas conclusões foram tomadas a partir da criação de espécies virtuais, o que garante diversas vantagens metodológicas, mas também algumas limitações. Nossas espécies virtuais respondem de maneira Gaussiana às variáveis ambientais e, se a distribuição de espécies reais for mais bem representada por formas de respostas mais complexas, é esperado que as modelagens obtenham desempenhos piores com poucos pontos, pois a informação disponível será muito escassa para suportar modelos complexos (Wisz et al. 2008).

Nossos resultados também são dependentes da forma como as amostras de pontos de ocorrência foram selecionadas. Nós montamos nosso conjunto de amostras através de aleatorizações a partir das células de distribuição da espécie virtual. Desse modo, os registros de ocorrência utilizados no experimento II são amostragens não tendenciadas, sendo

diferentes dos conjuntos de dados comumente disponíveis para a modelagem de espécies raras ou pouco conhecidas. Essas diferenças nas características dos conjuntos de dados merecem atenção, pois talvez gerem desempenhos distintos (Peterson et al. 2007; Phillips 2008), mas tal efeito está além dos objetivos desse trabalho.

5. CONCLUSÃO

O nosso trabalho objetivou estabelecer as melhores parametrizações e metodologias que permitissem a utilização da modelagem de distribuição potencial de espécies como uma ferramenta útil no tratamento de espécies raras com dados extremamente escassos, as quais podem ser também as que mais precisam de ações de conservação. No primeiro experimento, constatamos que modelos com o Limiar Mínimo podem produzir taxas de omissão menores, tendo, então, seu uso justificado para modelagens com poucos pontos. Adicionalmente, o Maxent com valor de RM igual a um obteve a melhor acurácia em relação às medidas de desempenho utilizadas.

No segundo experimento, nós constatamos que a melhor metodologia para poucos dados irá depender da finalidade do modelo. Em inventários deve-se utilizar o Somatório de diferentes metodologias, pois esse procedimento minimiza as taxas de omissão. No estabelecimento de áreas prioritárias para a conservação deve-se utilizar a Intersecção de modelos, porque isso reduz as taxas de sobreprevisão. Na avaliação do *status* de conservação de uma espécie deve ser utilizado o método que mais se aproxima do tamanho da distribuição real das espécies ou o método de melhor desempenho geral, sendo que a Intersecção de modelos se sobressai nesses critérios. No entanto, caso haja limitação de tempo e dinheiro a Distância Euclidiana parece ser a melhor opção, mas o Maxent Espacial apresenta maior facilidade prática (aplicativo *free*, amplamente usado) e também pode ser indicado, uma vez que espécies deficientes em dados provavelmente terão distribuições relativamente pequenas.

Entretanto, é importante ressaltar que nossos experimentos de raridade simulada foram feitos com poucas espécies, e suas respectivas dez amostras para cada número de pontos de ocorrência, o que pode o tornar limitado em relação ao número de réplicas e conseqüentemente às extrapolações possíveis. A variação interespecífica dos modelos do experimento I também merece atenção e futuros trabalhos devem avaliar a autocorrelação filogenética como um fator potencial de explicação. Adicionalmente, trabalhos que considerem a autocorrelação espacial na escolha de amostras por aleatorização, bem como o tendenciamento de coletas de registros de ocorrência, poderão trazer elucidações importantes.

Por outro lado, mesmo com as limitações e erros associados a esses modelos, se somarmos aos mesmos as correções possíveis derivadas do conhecimento de características ecológicas de cada espécie e de suas respectivas restrições biogeográficas, nós acreditamos que esses modelos podem e devem ser utilizados para o planejamento de ações de conservação para espécies com dados escassos. Essas ações podem partir do simples

direcionamento de inventários até avaliações mais complexas de perda de habitat e de ameaça de extinção.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Allouche, O., Tsoar, A. & Kadmon, R. 2006. Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). - *J. Appl. Ecol.* 43: 1223-1232.
- Anderson, R. P. & Martinez-Meyer, E. 2004. Modeling species' geographic distributions for preliminary conservation assessments: an implementation with the spiny pocket mice (*Heteromys*) of Ecuador. - *Biological Conservation* 116: 167-179.
- Araujo, M. B. & New, M. 2006. Ensemble forecasting of species distributions. - *Tree* 22: 42-47.
- Araújo, M. B. & Rahbek, C. 2006. How does climate change affect biodiversity? - *Science* 313: 1396-1397.
- Araujo, M. B., Whittaker, R. J., Ladle, R. J. & Erhard, M. 2005. Reducing uncertainty in projections of extinction risk from climate change. - *Global Ecology and Biogeography* 14: 529-538.
- Araujo, M. B. & Guisan, A. 2006. Five (or so) challenges for species distribution modelling. - *J. Biogeogr.* 33: 1677-1688.
- Austin, M. 2007. Species distribution models and ecological theory: A critical assessment and some possible new approaches. - *Ecological Modelling* 200: 1-19.
- Austin, M. P., Belbin, L., Meyers, J. A., Doherty, M. D. & Luoto, M. 2006. Evaluation of statistical models used for predicting plant species distributions: Role of artificial data and theory. - *Ecological Modelling* 199: 197-216.
- Bastos, R. P., Motta, J. A. O., Lima, L. P. & Guimarães, L. D. 2003. Anfíbios da Floresta Nacional de Silvânia, estado de Goiás. - Bastos, R.P.
- Bini, L. M., Diniz-Filho, J. A. F., Rangel, T. F. L. V., Bastos, R. P. & Pinto, M. P. 2006. Challenging Wallacean and Linnean shortfalls: knowledge gradients and conservation planning in a biodiversity hotspot. - *Diversity and Distributions* 12: 475-482.

- Brandão, R. A. & Araujo, A. F. B. 2001. A herpetofauna associada às Matas de Galeria no Distrito Federal. - In: Ribeiro, J. F., Fonseca, C. E. L. & Sousa-Silva, J. C. (eds.), Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria. Embrapa Cerrados, pp. 561-604.
- Brown, J. H. 1984. On the relationship between abundance and distribution of species. - *The American Naturalist* 124: 255-279.
- Buckley, L. B. & Jetz, W. 2007. Environmental and historical constraints on global patterns of amphibian richness. *Proceedings of the Royal Society* 274: 1167-1173.
- Caramaschi, U. & Cruz, C. A. G. 2007. Redescription of *Chiasmocleis albopunctata* (Boettger) and description of a new species of *Chiasmocleis* (Anura: Microhylidae). - *Herpetologica* 53: 259-268.
- Cooper, N., Bielby, J., Thomas, G. H. & Purvis, A. 2008. Macroecology and extinction risk correlates of frogs. - *Global Ecology and Biogeography* 17: 211-221.
- De Marco, P., Diniz-Filho, J. A. F. & Bini, L. M. 2008. Spatial analysis improves species distribution modelling during range expansion. - *Biology Letters* 4: 577-580.
- de Siqueira, M. F., Durigan, G., de Marco, P. & Peterson, A. T. 2009. Something from nothing: Using landscape similarity and ecological niche modeling to find rare plant species. *Journal for Nature Conservation*, in press.
- de Siqueira, M. F. 2005. Uso de modelagem de nicho fundamental na avaliação do padrão de distribuição geográfica de espécies vegetais. Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos.
- Dudik, M., Phillips, S. J. & Schapire, R. E. 2004. Performance guarantees for regularized maximum entropy density estimation. *Proceedings of the 17th Annual Conference on Computational Learning Theory*. - ACM Press.
- Elith, J., Graham, C. H., Anderson, R. P., Dudik, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R. J., Huettmann, F., Leathwick, J. R., Lehmann, A., Li, J., Lohmann, L. G., Loiselle, B. A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., Overton, J. M., Peterson, A. T., Phillips, S. J., Richardson, K., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R. E., Soberon, J., Williams, S.,

- Wisz, M. S. & Zimmermann, N. E. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. - *Ecography* 29: 129-151.
- Eterovick, P. C., Carnaval, A. C. O. Q., Borges-Nojosa, D. M., Silvano, D. L., Segalla, M. V. & Sazima, I. 2005. Amphibian declines in Brazil: an overview. - *Biotropica* 37: 166-179.
- Eterovick, P. C. & Sazima, I. 2004. Anfíbios da Serra do Cipó, Minas Gerais - Brasil. - PUCMinas.
- Fielding, A. H. 2002. What are the appropriate characteristics of an accuracy measure? - In: Scott, J. M., Heglund, P. J., Morrison, M. L., Haufler, J. B., Raphael, M. G., Wall, W. A. & Samson, F. B. (eds.), Island Press, pp. 271-280.
- Fielding, A. H. & Bell, J. F. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. - *Environ. Conserv.* 24: 38-49.
- Freeman, E. A. & Moisen, G. G. 2008. A comparison of the performance of threshold criteria for binary classification in terms of predict prevalence and kappa. - *Ecological Modelling* 217: 48-58.
- Frost, D. Amphibian Species of the World: an Online Reference. Version 5.1. 2007. <<http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.php>>. 21-4 2008.
- Gaston, K. J. 1994. *Rarity*. - Chapman & Hall.
- Gaston, K. J. 1998. Rarity as double jeopardy. - *Nature* 394: 229-230.
- Gibson, L., Barrett, B. & Burbidge, A. 2007. Dealing with uncertain absences in habitat modelling: a case study of a rare ground-dwelling parrot. - *Diversity and Distributions* 13: 704-713.
- Graham, C. H., Ferrier, S., Huettman, F., Moritz, C. & Peterson, A. T. 2004. New developments in museum-based informatics and applications in biodiversity analysis. - *Tree* 19: 497-503.
- Guisan, A. & Thuiller, W. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. - *Ecol Letters* 8: 993-1009.

Guisan, A. & Zimmermann, N. E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. - *Ecological Modelling* 135: 147-186.

Hernandez, P. A., Franke, I., Herzog, S. K., Pacheco, V., Paniagua, L., Quintana, H. L., Soto, A., Swenson, J. J., Tovar, C., Valqui, T. H., Vargas, J. & Young, B. E. 2008. Predicting species distributions in poorly-studied landscapes. - *Biodiversity and Conservation* 17: 1353-1366.

Hernandez, P. A., Graham, C. H., Master, L. L. & Albert, D. L. 2006. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. - *Ecography* 29: 773-785.

Hero, J. M., Williams, S. E. & Magnusson, W. E. 2005. Ecological traits of declining amphibians in upland areas of eastern Australia. - *J.Zool., Lond.* 267: 221-232.

Hirzel, A. H., Helfer, V. & Metral, F. 2001. Assessing habitat-suitability models with a virtual species. - *Ecological Modelling* 145: 111-121.

Hortal, J., Jimenez-Valverde, A., Gómez, J. F., Lobo, J. M. & Baselga, A. 2008. Historical bias in biodiversity inventories affects observed environmental niche of the species. - *Oikos* 117: 847-858.

Houlahan, J. E., Findlay, C. S., Schimdt, B. R., Meyer, A. H. & Kuzmin, S. L. 2000. Quantitative evidence for global amphibian population declines. *Nature* 404: 752-755.

IUCN Categories & Criteria. IUCN Red List Categories and Criteria-Version 3.1. 2001. <http://www.iucnredlist.org/info/categories_criteria2001>. 6-4-2007.

IUCN standards and petitions working group 2008. Guidelines for using the IUCN Red List Categories and Criteria.

Jimenez-Valverde, A. & Lobo, J. M. 2007. Threshold criteria for conversion of probability of species presence to either-or presence-absence. - *Acta Oecologica-International Journal of Ecology* 31: 361-369.

Jimenez-Valverde, A., Lobo, J. M. & Hortal, J. 2008. Not as good as they seem: the importance of concepts in species distribution modelling. - *Diversity and Distributions* 14: 885-890.

- Johnson, C. N. 1998. Species extinction and the relationship between distribution and abundance. - *Nature* 394: 272-274.
- Lips, K. R., Reeve, J. D. & Witters, L. R. 2003. Ecological traits predicting amphibian population declines in Central America. - *Conserv Biol* 17: 1078-1088.
- Liu, C. R., Berry, P. M., Dawson, T. P. & Pearson, R. G. 2005. Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. - *Ecography* 28: 385-393.
- Lobo, J. M. 2008. More complex distribution models or more representative data? - *Biodiversity Informatics* 5: 14-19.
- Lobo, J. M., Jimenez-Valverde, A. & Real, R. 2008. AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. - *Global Ecology and Biogeography* 17: 145-151.
- Loiselle, B. A., Howell, C. A., Graham, C. H., Goerck, J. M., Brooks, T., Smith, K. G. & Williams, P. H. 2003. Avoiding pitfalls of using species distribution models in conservation planning. - *Conservation Biology* 17: 1591-1600.
- Machado, P. A. L. 2007. *Direito Ambiental Brasileiro*. - Malheiros Editores.
- Martins, I. A. & Jim, J. 2004. Advertisement call of *Hyla jimi* and *Hyla elianeae* (Anura, Hylidae) in the Botucatu Region, São Paulo, Brazil. - *Brazilian Journal of Biology* 64: 645-654.
- Ministério do Meio Ambiente. 2000. *Convenção sobre Diversidade Biológica*.
- Napoli, M. F. & Caramaschi, U. 2000. Description and variation of new Brazilian species of the *Hyla rubicundula* group. - *Alytes* 17: 165-184.
- Papes, M. & Gaubert, P. 2007. Modelling ecological niches from low numbers of occurrences: assessment of the conservation status of poorly known viverrids (Mammalia, Carnivora) across two continents. - *Diversity and Distributions* 13: 890-902.
- 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. - *J. Biogeogr.* 34: 102-117.

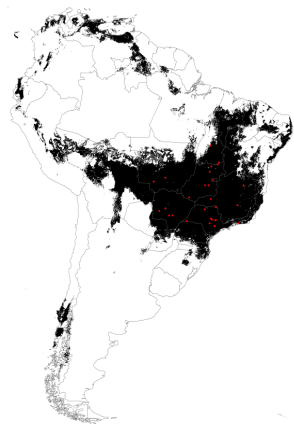
- Pearson, R. G., Thuiller, W., Araujo, M. B., Martinez-Meyer, E., Brotons, L., McClean, C., Miles, L., Segurado, P., Dawson, T. P. & Lees, D. C. 2006. Model based uncertainty in species range prediction. - *J. Biogeogr.* 33: 1704-1708.
- Peterson, A. T. 2006. Uses and requirements of ecological niche models and related distributional models. - *Biodiversity Informatics* 3: 59-72.
- Peterson, A. T., Papes, M. & Eaton, M. 2007. Transferability and model evaluation in ecological niche modeling: a comparison of GARP and Maxent. - *Ecography* 30: 550-560.
- Phillips, S. J. 2008. Transferability, sample selection bias and background data in presence-only modelling: a response to Peterson et al. (2007). - *Ecography* 31: 272-278.
- Phillips, S. J., Anderson, R. P. & Schapire, R. E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. - *Ecological Modelling* 190: 231-259.
- Phillips, S. J., Dudik, M. & Schapire, R. E. 2004. A maximum entropy approach to species distribution modeling. - *Proceedings of the Twenty-First International Conference on Machine Learning*.
- Phillips, S. J. & Dudik, M. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. - *Ecography* 31: 161-175.
- Raes, N. & Steege, H. 2007. A null-model for significance testing of presence-only species distribution models. - *Ecography* 30: 727-736.
- Reineking, B. & Schroder, B. 2006. Constrain to perform: Regularization of habitat models. - *Ecological Modelling* 193: 675-690.
- Rodriguez, J. P., Brotons, L., Bustamante, J. & Seoane, J. 2007. The application of predictive modelling of species distribution to biodiversity conservation. - *Diversity and Distributions* 13: 243-251.
- Rondinini, C., Wilson, K. A., Boitani, L., Grantham, H. & Possingham, H. P. 2006. Tradeoffs of different types of species occurrence data for use in systematic conservation planning. - *Ecol Letters* 9: 1136-1145.

- Soberón, J. 2007. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. - *Ecol Letters* 10: 1115-1123.
- Soberon, J. & Peterson, A. T. 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species distributional areas. - *Biodiversity Informatics* 2: 1-10.
- Sodhi, N. S., Bickford, D., Diesmos, A. C., Lee, T. M., Koh, L. P., Brook, B. W., Sekercioglu, C. H. & Bradshaw, C. J. A. 2008. Measuring the Meltdown: Drivers of Global Amphibian Extinction and Decline. *Plos One* 3: e1636.
- Stockwell, D. R. B. & Peterson, A. T. 2002. Effects of sample size on accuracy of species distribution models. - *Ecological Modelling* 148: 1-13.
- Telles, M. P. C., Diniz-Filho, J. A. F., Bastos, R. P., Soares, T. N., Guimarães, L. D. & Lima, L. P. 2007. Landscape genetics of *Physalaemus cuvieri* in Brazilian Cerrado: Correspondence between population structure and patterns of human occupation and habitat loss. - *Biological Conservation* 39: 37-46.
- Toledo, L. F., Zina, J. & Haddad, C. F. B. 2003. Distribuição Espacial e Temporal de uma Comunidade de Anfíbios Anuros do Município de Rio Claro, São Paulo, Brasil. - *Holos Environment* 3: 136-149.
- Vaughan, I. P. & Ormerod, S. J. 2005. The continuing challenges of testing species distribution models. - *J. Appl. Ecol.* 42: 720-730.
- Watling, J. I. & Donnelly, M. A. 2007. Multivariate correlates of extinction proneness in a naturally fragmented landscape. - *Diversity and Distributions* 13: 372-378.
- Whittaker, R. J., Araujo, M. B., Paul, J., Ladle, R. J., Watson, J. E. M. & Willis, K. J. 2005. Conservation Biogeography: assessment and prospect. - *Diversity and Distributions* 11: 3-23.
- Wilson, K. A., Westphal, M. I., Possingham, H. P. & Elith, J. 2005. Sensitivity of conservation planning to different approaches to using predicted species distribution data. - *Biological Conservation* 122: 99-112.
- Wisz, M. S., Hijmans, R. J., Li, J., Peterson, A. T., Graham, C. H. & Guisan, A. 2008. Effects of sample size on the performance of species distribution models. - *Diversity and Distributions* 14: 763-773.

7. ANEXOS

Anexo 1. Distribuição potencial utilizada como modelo controle de cada espécie e registros de ocorrência para *Chiasmocleis albopunctata* (A), *Dendropsophus elianeae* (B), *Hypsiboas goianus* (C), *Hypsiboas lundii* (D) e *Physalaemus cuvieri* (E).

A)



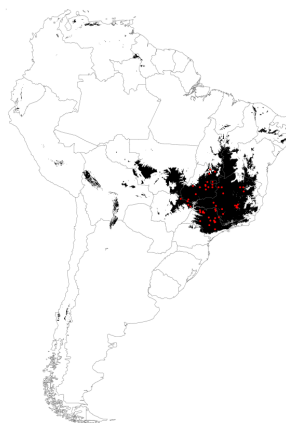
B)



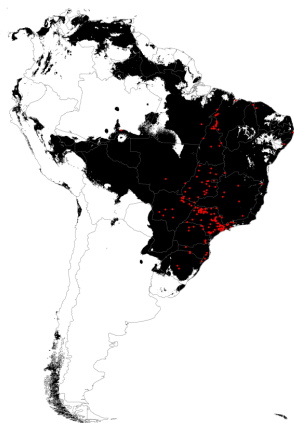
C)



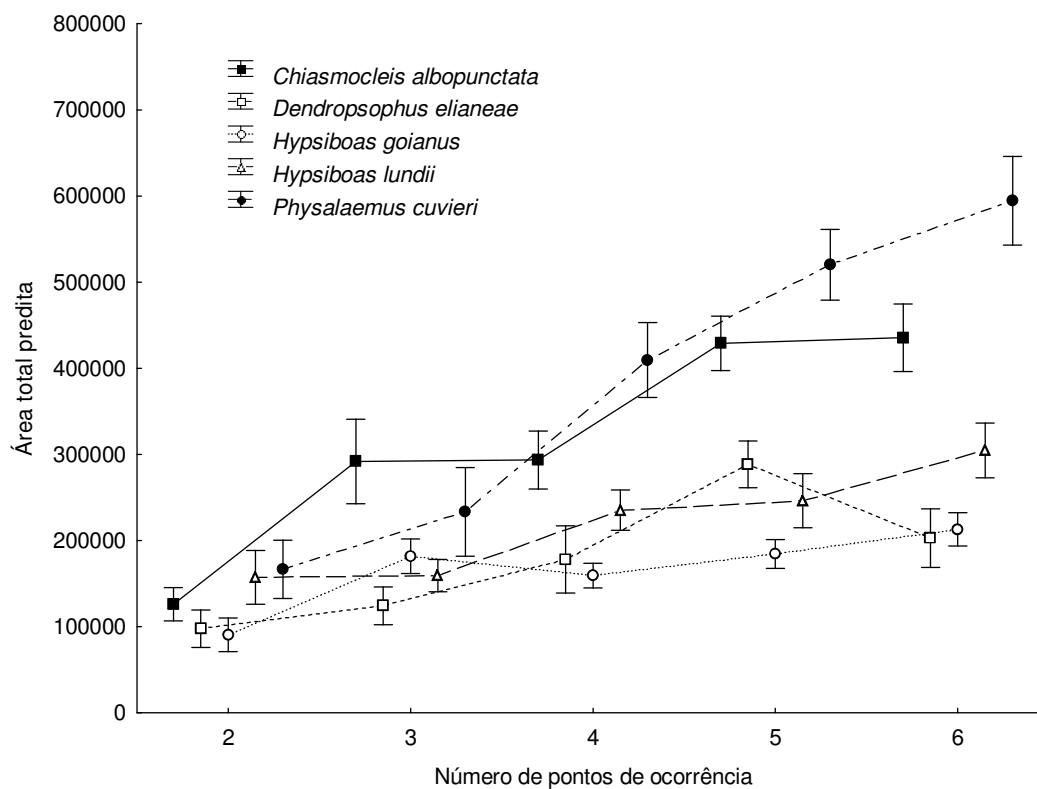
D)



E)



Anexo 2. Valores médios da área total predita (células) e intervalos de confiança ($\pm 95\%$) obtidos a partir da interação significativa entre espécie e número de pontos (Wald₁₆=77,946, $p<0,001$).



CAPÍTULO 3³

CRISE DE BIODIVERSIDADE: UTILIZANDO A MODELAGEM DE DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL DE ESPÉCIE PARA ESTABELECEER PRIORIDADES DE CONSERVAÇÃO

1. INTRODUÇÃO

A perda de qualidade e destruição de habitat é claramente a principal ameaça à biodiversidade terrestre, sendo concentrada nas regiões tropicais, onde a biodiversidade é máxima (Brooks et al. 2002; Gallant et al. 2007). Declínios nas populações de anfíbios, por exemplo, têm sido documentados a partir da década de 1980 em várias partes do mundo (Silvano & Segalla 2005). No entanto, Houlahan (2000) defende que diversas populações de anfíbios começaram a declinar a partir da década de 60, muitos anos antes dos herpetologistas escutarem o alarme.

Atualmente, as taxas de extinção de anfíbios podem ser quase 200 vezes maiores que as taxas de extinção de fundo para anfíbios (McCallum 2007), que podem ser definidas como as extinções que normalmente ocorrem devido a mudanças ambientais graduais, a novas interações competitivas estabelecidas e a calamidades ocasionais (Brook et al. 2008). Esse valor supera até mesmo as taxas de outras extinções em massa pelas quais os anfíbios passaram (McCallum 2007). Dessa forma, alguns autores advertem que a conservação dos anfíbios atingiu um nível que requer atenção imediata e talvez nós tenhamos pouco tempo para frear uma extinção em massa potencial (McCallum 2007; Wake & Vredenburg 2008).

A crise atual de conservação dos anfíbios é intrigante porque eles são sobreviventes que superaram as últimas quatro extinções em massa (Wake & Vredenburg 2008). Assim, outros fatores, além da perda de habitat, têm sido estudados para tentar explicar os declínios globais de anfíbios como as doenças infecciosas (Kriger & Hero 2007), a contaminação por pesticidas, as mudanças climáticas (Pounds 2001), o aumento nos níveis de radiação ultravioleta (Blaustein & Kiesecker 2002) e as espécies invasoras (Ficetola et al. 2007). Esses fatores também podem agir em sinergia com a perda de habitat, potencializando o risco para a persistência de muitas espécies de anfíbios (Blaustein & Kiesecker 2002).

Apesar dos diversos declínios de anfíbios já documentados, há ainda um tempo de atraso preocupante entre perda de habitat e perda de espécies (Brooks et al. 1999). Dessa forma, nas taxas atuais de destruição de habitat, o pico de extinção pode não ter sido alcançado e ainda pode levar algumas décadas. Assim, a perda e a modificação de habitat

³ As referências bibliográficas desse capítulo seguem as regras da revista *Biodiversity and Conservation*

podem representar problemas muito maiores do que os já relatados até agora (Gallant et al. 2007). Nesse sentido, com intuito de evitar esta perda de espécies, decisões de conservação devem ser tomadas, mesmo antes de serem conhecidos todos os fatos que ameaçam as espécies (Soule 1985).

Um dos principais obstáculos para a conservação da biodiversidade tropical são as informações insuficientes para a determinação de alvos de esforços conservacionistas (Loyola et al. 2007). Eterovick et al. (2005) cita diversos fatores que contribuem para o desconhecimento sobre declínios de populações: o pouco conhecimento sobre a biologia das espécies, a realização de amostragens desiguais entre regiões, a escassez de estudos a longo prazo, a existência de um grande número de observações não publicadas e o fato de que dados de campo têm sido freqüentemente coletados objetivando-se espécies selecionadas (em oposição a inventários exaustivos).

Foi justamente este quadro de desconhecimento associado à crise de conservação de espécies que nos mostrou a primeira avaliação global dos anfíbios (IUCN Species Survival Commission 2004). Esta avaliação constatou que os anfíbios estão mais ameaçados e estão declinando mais rápido que pássaros e mamíferos. Nesta avaliação, 427 espécies de anfíbios (7,4%) foram listadas como criticamente em perigo, a categoria da IUCN de maior ameaça, podendo-se comparar com 179 aves (1,8%) e 184 mamíferos (3,8%) enquadrados na mesma categoria. Nas regiões neotropicais, 35% das espécies de anuros são classificadas como ameaçadas. O Brasil é o país com a maior diversidade de anfíbios e com o maior número de endemismos, sendo também o quarto em número de espécies de anfíbios ameaçadas (IUCN et al. 2008). Desse modo, o Brasil está entre os países com maior responsabilidade na proteção de anfíbios ameaçados no mundo (IUCN, NatureServe & Conservation International 2008).

Além disso, o GAA adverte que esse nível de ameaça ainda deve estar subestimado, uma vez que 1294 espécies (22,5%) são pouco conhecidas, sendo classificadas como dados insuficientes (DD) e, portanto, nenhuma avaliação do risco de extinção é feita (Stuart et al. 2004). Isso é especialmente visível para o Brasil, pois os pesquisadores preferiram tomar uma atitude com caráter mais evidenciário, diferentemente das avaliações dos outros países (IUCN, NatureServe, & Conservation International 2008). Na categoria DD estão 33 espécies (23,7%) de anfíbios anuros do Cerrado, os quais representam 46,8% (22 espécies) dos anuros endêmicos deste bioma. A falta do conhecimento da distribuição e abundância dessas espécies dificulta a avaliação do status de conservação real dos anfíbios e sugere que o apoio a programas que enfocam o estudo da taxonomia e da distribuição dessas espécies seja uma

prioridade (Pimenta et al. 2005; Stuart et al. 2005), especialmente em regiões onde poucos dados detalhados estão disponíveis (Young et al. 2001) como o Cerrado.

Dessa forma, trabalhos sobre a distribuição das espécies são essenciais, pois podem permitir uma avaliação simplificada do *status* de conservação das mesmas de acordo com critérios das listas de espécies ameaçadas. Por exemplo, a lista de espécies ameaçadas da IUCN utiliza essa informação nos critérios A e B. Essa lista fornece informações importantes do *status* de conservação de plantas e animais e, apesar de várias limitações, tem se tornado uma ferramenta poderosa para planos de conservação, manejo, monitoramento e tomada de decisões (Lamoreux et al. 2003; Rodrigues et al. 2006).

A IUCN enquadra as espécies em categorias de risco de extinção, estabelecendo prioridades de conservação utilizando-se de regras quantitativas simples, as quais são baseadas no tamanho das populações e suas respectivas taxas de declínio/flutuações, bem como nas áreas de ocorrência das espécies e as reduções nas mesmas (Akçakaya et al. 2006). Assim, as categorias de ameaça seguem critérios e a extinção é vista como uma probabilidade (Figura 1). Segundo a IUCN (2007), um táxon é considerado extinto (EX) quando não restam quaisquer dúvidas de que o último indivíduo morreu. Considera-se que um táxon está extinto na natureza (EW) quando este apenas sobrevive em cultivo, cativeiro ou fora da sua distribuição original. Espécies são classificadas como vulneráveis (VU), em perigo (EN) ou criticamente em perigo (CR), que são as categorias das espécies ameaçadas, quando foram avaliadas sob os critérios e se acredita que estão enfrentando um risco alto à extremamente alto de se extinguirem na natureza. Coloca-se uma espécie na categoria de quase ameaçada (NT) quando a espécie ainda não alcançou os limites de ameaça dos critérios, mas está próxima de ser considerada ameaçada em um futuro próximo. A categoria pouco preocupante (LC) é destinada para as espécies que não são consideradas ameaçadas de extinção, as quais geralmente são as espécies abundantes e de ampla ocorrência. Um táxon é enquadrado na categoria de dados insuficientes (DD) quando a informação existente é inadequada para se fazer uma avaliação direta ou indireta do risco de extinção da espécie, baseando-se em sua distribuição ou status populacional (IUCN Categories & Criteria 2001; Rodrigues et al. 2006).

No entanto, é importante ressaltar que a IUCN não encoraja o uso liberal da categoria DD, pois sugere que um táxon pouco conhecido pode ser colocado em uma das categorias de ameaça, baseando-se em informações de sua perda de habitat e/ou outras causas. Além disso, a listagem de uma espécie na categoria de não avaliado ou de dado insuficiente significa que nenhuma avaliação do seu risco de extinção foi feito (Rodrigues et al. 2006). Assim, até que uma avaliação seja feita, os táxons listados nestas categorias não devem ser tratados como se

não estivessem ameaçados. É apropriado que seja dado o mesmo grau de atenção dos *taxa* ameaçados para os *taxa* com dados insuficientes, pelo menos até que seu *status* de conservação possa ser avaliado (IUCN Categories & Criteria 2001). Porém, programas para a pesquisa de espécies ameaçadas de extinção são bastante comuns, mas programas para espécies DD são raros, contradizendo as recomendações da IUCN.

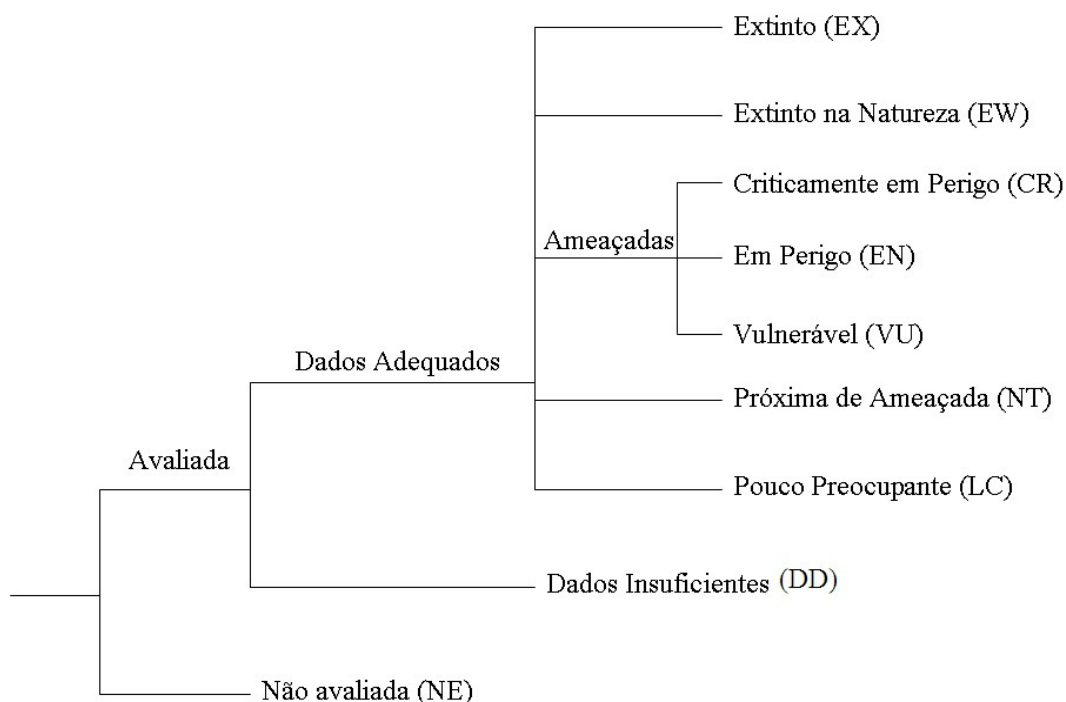


Figura 1. Estrutura das Categorias de Ameaça da IUCN (Adaptado de IUCN Categories & Criteria 2001)

A IUCN ressalta ainda que a ausência de dados de elevada qualidade não deve deter a tentativa de aplicar os critérios e, nesse sentido, métodos que envolvem estimação, inferências e projeções são enfatizados como sendo aceitáveis no estabelecimento dos critérios de ameaça. Inferências e projeções podem ser baseadas na extrapolação de ameaças atuais ou potenciais no futuro ou em fatores relacionados com a abundância da população ou distribuição, desde que estas estimativas possam ser razoavelmente suportadas e especificadas (IUCN Categories & Criteria 2001). A idéia de estimativa e/ou inferência de redução de tamanho populacional (critério A) e diminuição da área geográfica de ocorrência das espécies (critério B) está bem clara na explicação dos critérios utilizados pela IUCN para avaliar as

espécies quanto ao nível de ameaça, sendo que tais fatos podem ser baseados no declínio da área de ocupação da espécie (IUCN Categories & Criteria 2001).

Um dos poucos trabalhos que propõe uma metodologia de avaliação do status de conservação de espécies DD é o de Good et al. (2006). Esses autores fizeram uma estimativa do status de conservação de plantas do gênero *Coleae* (Bignoniaceae) de Madagascar através do cálculo da extensão de ocorrência das espécies a partir dos pontos de ocorrência conhecidos e a área de ocupação foi estimada como sendo a área remanescente de vegetação dentro do polígono mínimo convexo. O declínio futuro predito na área de ocupação de uma espécie foi calculado como sendo a área de ocupação fora das áreas protegidas dividida pela área de ocupação total, assumindo, então, que toda a área fora das Unidades de Conservação seria degradada em um futuro próximo.

Os autores verificaram ainda a quantidade de coletas feitas nas regiões da ocorrência das espécies raras (em um raio de 5000km²) com o objetivo de constatar se tais espécies eram realmente raras ou havia falta de coletas. Seguindo estes pressupostos, eles encontraram que 54% (34 espécies) das espécies de *Coleae* estão ameaçadas de extinção, sendo que nove eram classificadas como DD. Este método, no entanto, tende a superestimar o *status* da ameaça para as espécies DD, uma vez que a extensão de ocorrência destas espécies pode ser maior do que a conhecida, pois pode haver adequabilidade de habitat até mesmo em localidades distantes dos pontos de ocorrência.

A proposta de Good et al. (2006), entretanto, não deixa de ser válida se pensarmos no princípio da precaução. O princípio da precaução é base das leis e das práticas relacionadas à preservação do meio ambiente no Brasil e em outros países. Precaução é o substantivo do verbo “precar”, o qual significa “tomar cuidado antes” (Machado 2007). A idéia inovadora desse princípio é que a falta de plena certeza científica não deve ser usada como razão para postergar medidas para evitar ou minimizar ameaças à biodiversidade (Ministério do Meio Ambiente 2000) e, portanto, em caso de dúvida ou incerteza, também devemos agir prevenindo (Machado 2007).

Assim, no mundo da precaução há uma dupla fonte de incerteza que são o perigo ele mesmo considerado e ausência de conhecimentos científicos sobre o perigo, sendo que a precaução visa a gerir a espera de informação (Machado 2007). É importante ressaltarmos que postergar significa adiar, não fazer agora, esperar acontecer (Machado 2007). Essa é justamente a atitude que estamos tomando em relação às espécies classificadas como DD pela IUCN. Alega-se que não temos dados suficientes para nem ao menos estimar a situação de

conservação destas espécies e, assim, muitas espécies podem simplesmente não suportar a nossa demora em agir.

A busca de como avaliar a situação de conservação das espécies que se encaixam na categoria DD da IUCN recai no uso de técnicas de modelagem para estimar a área de distribuição potencial destas espécies, pois a modelagem é capaz de extrapolar e produzir, mesmo a partir de poucos registros de ocorrência, mapas de distribuição potencial para as espécies (Guisan & Thuiller 2005; Pearson et al. 2007; Rodriguez et al. 2007). Além do mais, a distribuição e riqueza de anfíbios estão bastante associadas às características ambientais (Buckley & Jetz 2007), suportando a utilização desses mapas para avaliar o *status* de conservação dessas espécies por meio de estimativas de perda de habitat, a qual, por sua vez, é uma variável capaz de prever o risco de extinção de anfíbios (Sodhi et al. 2008).

Considerando-se o contexto atual de acelerada perda de biodiversidade, associada ao pouco conhecimento sobre diversas espécies, a modelagem pode nos auxiliar de forma imediata na tomada de decisões de conservação. Dessa forma, o presente trabalho propõe a utilização de todo o conhecimento que dispomos atualmente, ainda que seja escasso, para avaliar o *status* de conservação dos anuros endêmicos do Cerrado que pertencem à categoria de espécies com dados insuficientes (DD) da lista de espécies ameaçadas da IUCN.

Assim, baseando-se nos modelos gerados pela modelagem de distribuição potencial de espécies, nós fizemos um conjunto de produtos diretamente ligados a propostas de conservação de anfíbios: (i) Identificação de áreas prioritárias para a realização de inventários da fauna de anfíbios com ênfase em aumentar a informação e possibilitar a validação dos modelos de distribuição das espécies raras; (ii) determinação das proporções das distribuições preditas para as espécies raras que estão em áreas atualmente protegidas no Cerrado e em áreas prioritárias estabelecidas para conservação; (iii) re-classificação das espécies DD em relação às categorias de ameaças utilizando mapas de distribuição potencial, um mapa de remanescentes de Cerrado e de acordo com os critérios da IUCN.

2. METODOLOGIA

2.1 Área de estudo

Como a maioria das decisões e planos de conservação deve obedecer às fronteiras nacionais, as ecorregiões representam a maior unidade operacional em que as decisões podem ser tomadas e executadas (Olson et al. 2001; Loyola et al. 2007). O Cerrado é uma das ecorregiões definidas por Olson et al. (2001) e, como a finalidade do presente estudo é a conservação de espécies, nós enfocamos apenas nesta ecorregião com o intuito de que o conhecimento aqui gerado seja mais facilmente aplicado em ações de conservação direcionadas a esse bioma (Anexo 1).

O Cerrado é um dos *hotspots* para a conservação da biodiversidade mundial, uma vez que possui elevados endemismos (44% de plantas, 28% de anfíbios e 17% de répteis) e restam menos de 22% da vegetação primária (Myers et al. 2000; Colli et al. 2002; Mittermeier et al. 2004). Entretanto, apesar de sua elevada biodiversidade, apenas 5,5% deste bioma está legalmente protegido (Mittermeier et al. 2004) e há estimativas de que o Cerrado poderá ser totalmente destruído no ano de 2030, caso as tendências de ocupação agrícola continuem causando uma perda anual de 2,2 milhões de hectares de áreas nativas (Machado et al. 2004)

Durante as últimas quatro décadas, após a construção de Brasília e rodovias associadas, o Cerrado se tornou a principal fonte brasileira de produção de soja (40%) e pecuária, sendo ainda um significante produtor de arroz, milho e algodão (Klink & Moreira 2002), apresentando também um grande potencial para a produção de cana de açúcar (Machado et al. 2004). A alteração de ecossistemas naturais para a agricultura constitui a principal causa de fragmentação e perda de habitat no mundo e a conversão de terras deve aumentar bruscamente ao longo dos próximos 50 anos, com aproximadamente um bilhão de hectares de vegetação nativa sendo convertidas, incluindo mais de um terço dos remanescentes de florestas tropicais e temperadas, savanas e campos (Tilman et al. 2001). Considerando-se as conjunturas político-econômicas brasileiras, a conversão de remanescentes de Cerrado em áreas de plantio de soja, cana-de-açúcar e criação de gado também tende a aumentar, provavelmente confirmando este cenário alarmante de perda de habitat.

2.2 Dados de ocorrência e espécies utilizadas

Os pontos de ocorrência das espécies de anfíbios anuros endêmicas do Cerrado foram obtidos através de revisão bibliográfica extensiva e de sites especializados (IUCN 2007; Frost

2007; CRIA 2007). Devido à dificuldade de acesso a alguns trabalhos antigos, as citações das localidades de espécimes utilizados por artigos que descreviam novas espécies do mesmo gênero também foram consideradas. Quando havia somente a localidade de ocorrência da espécie, as coordenadas geográficas (longitude/latitude) foram obtidas através do site da Alexandria Digital Library (<http://www.alexandria.ucsb.edu/>) e do Google Earth com a extensão do IBGE. Além disso, as espécies DD do Cerrado possuem apenas de um a seis pontos de ocorrências conhecidos e devido a esta escassez de dados, dois pontos distintos na resolução de 21,0406km² (tamanho das células das variáveis ambientais utilizadas - 0,0417 grau) foram considerados como independentes, ainda que ocorressem em uma mesma grande área como a Serra do Cipó (Anexo 2).

Nós consultamos a lista vermelha da IUCN para obtermos a listagem de espécies de anfíbios classificados como Dados Insuficientes (DD) pela mesma. Com esta listagem em mãos, nos selecionamos as espécies DD que são endêmicas do Cerrado segundo Bastos (2007). Nós encontramos 15 espécies de anuros endêmicos do Cerrado que possuíam pelo menos dois registros de ocorrência (Tabela 1).

2.3 Informações de história natural

Dendropsophus araguaya

D. araguaya é uma espécie que ocorre em vegetação rasteira, a 700m de altitude em áreas abertas (IUCN 2007). O macho tem em média 19,8mm (Napoli & Caramaschi 1998) e reproduz em lagos permanentes ou temporários (IUCN 2007).

Hypsiboas buriti

H. buriti ocorre em vegetação baixa, a 500m de altitude em áreas abertas (Brandão & Araujo 2001; IUCN 2007). A reprodução ocorre em lagos temporários e permanentes (IUCN 2007).

Phyllomedusa centralis

P. centralis provavelmente apresenta hábito arbustivo/arborícola, o macho tem em média 42 mm (Diniz-Filho et al. 2004), ocorre a 800m de altitude e se reproduz em riachos pequenos (IUCN 2007).

Phyllomedusa oreades

É uma espécie recentemente descrita (Brandão 2002) de hábito noturno e ocorre em áreas de cerrado aberto e campo rupestre, acima de 900m de altitude (Brandão 2002; Diniz-Filho et al. 2006). Os machos têm em média 36,48mm e utilizam arbustos e gramíneas como sítios de vocalização em alturas de 20 até 150cm (Brandão 2002; Diniz et al. 2006). Essa espécie provavelmente se reproduz em pequenos riachos e os girinos se desenvolvem em regiões de remansos dentro desses riachos (Brandão 2002; Diniz-Filho et al. 2006; IUCN 2007).

Phyllomedusa megacephala

É uma espécie redescrita recentemente (Caramaschi 2006), de hábito herbáceo/arbustivo e comum por certos períodos de tempo na Serra do Cipó (Eterovick & Sazima 2004). Os machos têm em média 39,6mm e as fêmeas 43,7mm (Caramaschi 2006), têm hábito noturno, reproduzem-se em riachos temporários, as desovas contêm até 40 ovos e desenvolvimento larvário dura de três a quatro meses (Eterovick & Sazima 2004).

Scinax canastrensis

É uma espécie de hábito arborícola/arbustiva, é pouco comum e está presumivelmente ameaçada (BIODIVERSITAS 1995; Araujo et al. 2007). Os machos têm 29,66mm e a reprodução ocorre em riachos permanentes (Araujo et al. 2007; IUCN 2007). *S. canastrensis* ocorre no Parque Nacional Serra da Canastra e no Parque Estadual das Furnas do Bom Jesus acima de 800m (IUCN 2007). *S. canastrensis* ocorre em mata de galeria e a maior parte dos anfíbios especialistas de hábitat do Cerrado ocorre nesse tipo de fitofisionomia (Brandão & Araujo 2001).

Scinax curicica

S. curicica foi descrita recentemente (Pugliese et al. 2004), tem hábito terrestre/arbustivo, os machos têm 27,4mm e as fêmeas 30,4mm, ocorre associada a campo rupestre e dentro de bromélias (Pugliese et al. 2004), acima de 1280m de altitude (Leite et al. 2006). Essa espécie tem hábito noturno, se reproduz em riachos e lagos temporário e a desova tem 400 ovos (Eterovick & Sazima 2004).

Scinax maracaya

S. maracaya ocorre em vegetação baixa, acima de 900m de altitude e foi considerada presumivelmente ameaçada (BIODIVERSITAS 1995; IUCN 2007). Os machos têm em

média 26,86mm e se reproduzem em lagoas e pequenos lagos (Diniz-Filho et al. 2004; IUCN 2007).

Allobates goianus

A. goianus tem hábito terrestre, os machos tem em média 16,75mm e vocalizam em serrapilheiras de matas de galeria a 1500m de altitude (Diniz-Filho et al. 2004; Haddad & Prado 2005; UCN 2007). Essa espécie possui hábito diurno e, como outras espécies do gênero, a desova deve ser depositada em poças na própria serrapilheira e os girinos são carregados pelos adultos até os corpos d'água nos quais irão completar seu desenvolvimento (Haddad & Prado 2005; Diniz-Filho et al. 2006).

Chiasmocleis centralis

C. centralis deve apresentar reprodução explosiva, machos que vocalizam em corpos d'água temporários e hábito fossorial ou semi-fossorial (Diniz-Filho et al. 2006; Van Sluys et al. 2006). Os machos têm em média 23,6mm e as fêmeas 24,4mm e ocorrem em altitudes entre 200 e 400m (Caramaschi & Cruz 1997; Diniz-Filho et al. 2004; IUCN 2007).

Crossodactylus bokermanni

É uma espécie de hábito terrestre e diurno, os machos têm de 20-27mm e vocalizam em áreas de campo rupestre, próximos a riachos permanentes (Eterovick & Sazima 2004; Machado et al. 1998). Os girinos também são diurnos e desenvolvimento larvário é longo, podendo durar seis meses ou mais (Eterovick & Sazima 2004). *C. bokermanni* é rara e foi considerada ameaçada em Minas Gerais segundo critérios de perda de hábitat e área de distribuição restrita, existindo também tendência de declínio populacional (Fonseca et al. 1994; IUCN 2007).

Leptodactylus camaquara

É uma espécie predominantemente diurna, ocorre acima de 1200m, os machos atingem 32 mm, as fêmeas alcançam 38 mm e a reprodução ocorre em áreas brejosas (Eterovick & Sazima 2004; IUCN 2007). A desova ocorre na época chuvosa e é depositada em ninhos de espuma (Eterovick & Sazima 2004). *L. camaquara* é comum na Serra do Cipó (Eterovick & Sazima 2004), mas foi considerada presumivelmente ameaçada em Minas Gerais (BIODIVERSITAS 1995).

Odontophrynus salvatori

Segundo a IUCN (2007), *O. salvatori* é uma espécie comum, mas que não se adapta bem à distúrbios e ocorre acima de 800m de altitude. A reprodução ocorre durante a estação chuvosa e as desovas e o desenvolvimento de girinos ocorrem em ambientes lênticos ou lóticos associados a matas de galeria (Diniz-Filho, Bini, Silveira, Ferreira, da Silva Jr, Bastos, Angelini, Santos, & Brandão 2006).

Physalaemus evangelistai

É uma espécie rara na Serra do Cipó que parece não se adaptar bem a distúrbios e foi considerada como presumivelmente ameaçada em Minas Gerais (BIODIVERSITAS 1995; Eterovick & Sazima 2004; IUCN 2007). Os machos têm 21,5 mm e as fêmeas 22 mm e se reproduzem em poças e brejos temporários (Diniz-Filho et al. 2004; Eterovick & Sazima 2004). *P. evangelistai* ocorre em altitude superior a 800m, tem hábito noturno, desovas com cerca de 100 ovos e desenvolvimento larval com duração de um mês (Eterovick & Sazima 2004; Canelas & Bertoluci 2007; IUCN 2007).

Proceratophrys cururu

É uma espécie de hábito terrestre/fossorial, noturno e localmente comum na Serra do Cipó (Eterovick & Sazima 2004). Os machos atingem 43 mm e as fêmeas 54 mm, ocorrem em riachos permanentes e temporários, em localidades acima de 800m (Eterovick & Sazima 2004; IUCN 2007). O desenvolvimento larvário dura de 3 a 4 meses (Eterovick & Sazima 2004).

2.4 Variáveis ambientais

As variáveis climáticas utilizadas na modelagem da distribuição potencial das espécies foram: temperatura média anual, sazonalidade da temperatura (coeficiente de variação), temperatura média do trimestre mais seco do ano, precipitação anual, sazonalidade da precipitação (coeficiente de variação), precipitação no trimestre mais quente, as quais foram retiradas do WORLDCLIM (<http://www.worldclim.org>) e cortadas para a América do Sul. Foram utilizadas também duas variáveis topográficas, altitude e inclinação, retiradas do modelo global Hydro-1K de elevação digital (<http://edcdaac.usgs.gov/gtopo30/hydro/>). Todas as variáveis climáticas e topográficas utilizadas têm resolução de 2,5 minutos ($\approx 0,0417$ graus). Informações de cobertura vegetal não foram utilizadas na modelagem, pois o intuito, neste primeiro momento, foi modelar a distribuição histórica potencial das espécies.

Tabela 1. Lista de espécies de anuros do Cerrado que são classificadas na categoria de dados insuficientes (DD) da Lista Vermelha da IUCN, endemismo, data de descrição, Estados brasileiros em que ocorrem, família e número de pontos de ocorrência.

Espécie	Descrição	Estado	Família	Número de pontos
<i>Dendropsophus araguaya</i>	(Napoli & Caramaschi, 1998)	MT/ GO	Hylidae	2
<i>Hypsiboas buriti</i>	(Caramaschi & Cruz, 1999)	MG/DF	Hylidae	2
<i>Phyllomedusa centralis</i>	Bokermann, 1965	MT	Hylidae	3
<i>Phyllomedusa oreades</i>	Brandão, 2002	GO/ DF	Hylidae	6
<i>Phyllomedusa megacephala</i>	(Miranda-Ribeiro, 1926)	MG	Hylidae	2
<i>Scinax canastrensis</i>	(Cardoso & Haddad, 1982)	MG	Hylidae	4
<i>Scinax curicica</i>	Pugliese, Pombal & Sazima, 2004	MG	Hylidae	5
<i>Scinax maracaya</i>	(Cardoso & Sazima, 1980)	MG	Hylidae	4
<i>Allobates goianus</i>	(Bokermann, 1975)	GO	Aromobatidae	2
<i>Chiasmocleis centralis</i>	Bokermann, 1952	GO	Microhylidae	2
<i>Crossodactylus bokermanni</i>	Caramaschi & Sazima, 1985	MG	Hylodidae	5
<i>Leptodactylus camaquara</i>	Sazima & Bokermann, 1978	MG	Leptodactylidae	4
<i>Odontophrynus salvatori</i>	Caramaschi, 1996	GO/ DF	Cycloramphidae	4
<i>Proceratophrys cururu</i>	Eterovick & Sazima, 1998	MG	Cycloramphidae	5
<i>Physalaemus evangelistai</i>	Bokermann, 1967	MG	Leiuperidae	4

2.5 Métodos de modelagem utilizados

Na escolha da melhor metodologia de modelagem, o tomador de decisões de conservação deve decidir que tipo de erro será mais caro para os seus objetivos. Dessa forma, é essencial que o planejador avalie as implicações dos erros de falsos positivos e falsos negativos para o seu cenário específico de conservação antes mesmo de começar o processo de modelagem (Loiselle et al. 2003). Essa etapa inicial foi feita através dos experimentos que

realizamos no capítulo 2, com os quais foi possível determinarmos as melhores metodologias de acordo com os interesses do pesquisador (inventário, áreas prioritárias e avaliação de *status* de conservação). Assim, nesse trabalho nós utilizamos um conjunto de metodologias de modelagem, sendo cada uma a mais adequada para uma ação de conservação específica. Dessa forma, esse estudo é uma aplicação direta do conhecimento produzido no capítulo 2.

Como nosso conhecimento sobre a distribuição da maioria dos anfíbios brasileiros ainda é muito escasso, uma primeira ação de conservação de extrema importância é a realização de inventários (Eterovick et al. 2005). Na realização de inventários, nós devemos objetivar a redução de erros de omissão (falsos negativos), pois queremos identificar todas as áreas potenciais para a ocorrência de uma determinada espécie. Desse modo, nós fizemos o Somatório (melhor metodologia em relação à taxa de omissão) dos modelos gerados por meio de Distância Euclidiana e do Maxent Espacial para cada espécie estudada, identificando as áreas prioritárias para inventários individuais (visando cada táxon separadamente).

Outra ação de conservação importante é a identificação de regiões que requerem atenção especial e que são potenciais para a localização de unidades de conservação com o intuito de proteger a biodiversidade (McKnight et al. 2007). Nesse caso, uma solução prudente é o uso de metodologias que minimizem os erros de sobreprevisão (falsos positivos), pois há o risco de que os conservacionistas criem Unidades de Conservação que na verdade não abrigam as espécies alvo (Loiselle et al. 2003). Então, o uso da Intersecção de modelos (Araujo & New 2006) é o método mais adequado de acordo com os nossos resultados anteriores (Experimento II, capítulo 2). Portanto, na identificação de áreas prioritárias para a conservação de espécies nós utilizamos a Intersecção entre os modelos feitos com Distância Euclidiana e Maxent Espacial para cada espécie estudada.

Adicionalmente, com o intuito de avaliar o *status* de conservação de uma espécie, são necessárias estimativas eficientes do tamanho da distribuição. Essa variável geralmente é mensurada através das variáveis operacionais de extensão de ocorrência e área de ocupação, sendo utilizada na avaliação de declínios populacionais e risco de extinção (IUCN Categories & Criteria 2001). No capítulo anterior nós constatamos que a Intersecção de modelos é a metodologia que gera tamanhos de distribuição mais próximos da área de ocorrência real de uma espécie. Desse modo, nós utilizamos essa metodologia para estimar o tamanho da distribuição dos anfíbios DD do Cerrado, bem como para calcular a perda de habitat, para avaliar o risco de extinção e para realizar a análise de lacunas. Esse método ainda foi utilizado para a determinação de áreas prioritárias para inventários, quando consideradas as 15 espécies estudadas em conjunto.

2.6 Avaliação do status de conservação

Após a modelagem foi utilizado o programa ArcView-Gis 3.2 para sobrepor e cortar a distribuição histórica obtida com os remanescentes de vegetação nativa no Cerrado (Mapa base construído através de imagens MODIS com resolução de 250m de agosto de 2004 disponível em http://www.conservation.org.br/downloads/rmachado/remanescentes_cerrado.zip), estimando-se, assim, a distribuição atual das espécies no Cerrado.

A área atual de ocorrência de cada espécie ainda foi sobreposta com as localizações de Unidades de Conservação do Cerrado (Ministério do Meio Ambiente & PROBIO 2007), permitindo a realização de análises de lacunas para as espécies de anfíbios com dados insuficientes do Cerrado. Também utilizamos as áreas prioritárias de importância biológica (Ministério do Meio Ambiente & PROBIO 2007) para discutir a distribuição de cada espécie. Dados de quantidade de inventários de anfíbios no Cerrado (Cavalcanti & Joly 2002) (Anexo 3) foram utilizados para identificar áreas prioritárias para a realização de inventários, considerando as 15 espécies em conjunto.

Realizamos, então, uma avaliação preliminar do estado de conservação de espécies com dados insuficientes. Essa avaliação objetivou o melhor enquadramento destas espécies nas categorias de ameaça da IUCN de acordo com a proporção da extensão de ocorrência histórica da espécie que já foi perdida nos últimos dez anos. A extensão de ocorrência é definida como a área contida dentro da menor fronteira contínua que pode ser desenhada abrangendo todos os sítios conhecidos, inferidos ou projetados para a ocorrência de um táxon (IUCN Categories & Criteria 2001).

Assim, modelando a distribuição histórica e atual das espécies nos pudemos inferir uma determinada taxa de perda de habitat para cada espécie, a qual foi utilizada para gerar uma suspeita de redução populacional. Dessa forma, nos avaliamos o *status* de conservação das espécies de acordo com o critério A2c, que é definido da seguinte forma: uma redução observada, estimada, inferida ou suspeita do tamanho populacional durante os últimos dez anos ou três gerações, qualquer que seja o período mais longo, sendo que a redução ou suas causas podem não ter cessado, ou podem não ser compreendidas ou podem não ser reversíveis, baseando-se em um declínio na área de ocupação, extensão de ocorrência ou qualidade de habitat (IUCN Categories & Criteria 2001).

Nosso método de avaliação está de acordo com o que é indicado pela IUCN, uma vez que ela permite a utilização de modelos de adequabilidade de habitat para estimar a área de

ocupação ou extensão de ocorrência de uma espécie (IUCN standards and petitions working group 2008). Adicionalmente, há a sugestão de utilização dos mapas que estiverem disponíveis para pontos diferentes no tempo com o intuito de estimar taxas de perda de habitat. Isso é exatamente o que estamos propondo em nossa metodologia de avaliação. No entanto, há também a advertência de que a aplicação de mapas modelados deve vir acompanhada de avaliações que identifiquem se a metodologia utilizada tende a sub ou sobreestimar a área de ocupação da espécie estudada. Em relação a essa recomendação, o nosso método pode sobreestimar a área de ocupação de espécies de distribuição muito restrita e, portanto, nossa metodologia tem um caráter conservador quanto às estimativas de risco de extinção.

Ainda que o modelo sobre-estime a área predita, se há uma redução na área mapeada para a ocorrência de uma espécie, a população dessa espécie provavelmente estará declinando pelo menos nesta taxa de perda de habitat (IUCN standards and petitions working group 2008). Essa é uma generalização robusta porque mesmo a perda de habitat não ocupado poderá reduzir a viabilidade de uma população (IUCN standards and petitions working group 2008). Isso ocorre porque a disponibilidade de habitat adequado não garante a certeza de ocorrência da espécie, mas a falta de habitat certamente estará relacionada com a ausência da espécie (Gallant et al 2007). Dessa forma, nossa estimativa de risco de extinção por meio da perda de habitat é bastante válida e justificável.

Entretanto, nós temos apenas dois momentos para estimar a taxa de perda de habitat: 1) anterior à ocupação intensiva do Cerrado (Década de 60); 2) em 2004 com a quantidade de vegetação nativa remanescente. Assim, devido à limitação de dados, nós novamente tivemos que tomar uma atitude conservadora e consideramos a taxa de perda de habitat como sendo linear. Nós calculamos a perda de habitat através da quantidade de células da distribuição histórica predita para cada espécie que não ocorre em remanescentes de Cerrado. Essa quantidade foi dividida por quatro para que obtivéssemos a quantidade de células perdidas, aproximadamente, a cada dez anos, assumindo, conservadoramente, uma taxa de perda linear na cobertura vegetal em relação ao tempo.

Dessa forma, estimamos o tamanho da distribuição da espécie há dez anos (distribuição histórica menos a quantidade de células perdidas em 30 anos) e calculamos qual a porcentagem de perda de habitat nos últimos dez anos. Porém, sabe-se que a agricultura geralmente é a motivação para a conversão de paisagens nativas e no século XX a expansão das atividades agrícolas na América Latina se tornou exponencial (Gallant et al. 2007).

Acredita-se também que as taxas de perda de habitat ainda estão em aceleração no século XXI (Gallant et al. 2007), o que exalta o caráter conservador da metodologia empregada em nosso estudo.

Adicionalmente, diversos trabalhos citam que ter a área de distribuição pequena é uma das características que mais explica a probabilidade de risco de extinção de anfíbios (Hero et al. 2005; Watling & Donnelly 2007; Cooper et al. 2008; Sodhi et al. 2008), sugerindo como alvos de conservação as regiões que contêm muitas espécies com áreas de distribuição pequenas (Cooper et al. 2008). Nesse sentido, nós também avaliamos o *status* de conservação das espécies através do critério B1abi da IUCN (2001), que avalia o risco de extinção de espécies com extensão de ocorrência restrita; extensão de ocorrência fragmentada ou que são conhecidas de poucas localidades; com declínios inferidos na extensão de ocorrência.

3. RESULTADOS

3.1 Distribuição predita para cada espécie e ameaças associadas

Dendropsophus araguaya

A modelagem de distribuição potencial da espécie *D. araguaya* (Napoli & Caramaschi, 1998) predisse apenas duas células, sendo que apenas uma célula ocorre atualmente em remanescentes de vegetação (21,0 km²), mas a distância entre os dois registros de ocorrência dessa espécie é de apenas 1,83km, sugerindo a existência de uma possível fonte de erro (Figura 2). Nosso modelo indica a ocorrência de *D. araguaya* na área denominada Alto Taquari, que foi determinada como prioridade muito alta (Ministério do Meio Ambiente & PROBIO 2007) e onde há interesse de criação de um corredor de biodiversidade entre o Cerrado e o Pantanal. Essa região tem relevância biológica por ser área de recarga do Aquífero Guarani e por ser um divisor de águas entre a bacia Amazônica e Paraná.

As ações prioritárias recomendadas para essa região são a recuperação, a introdução de práticas agrícolas sustentáveis e a manutenção do corredor Cerrado-Pantanal (Ministério do Meio Ambiente & PROBIO 2007). Essa última recomendação pode ser especialmente importante para a persistência de *D. araguaya*, pois ela não ocorre dentro de nenhuma Unidade de Conservação, sendo o Parque Nacional das Emas a mais próxima da distribuição predita. As áreas estabelecidas como prioridade de inventário para essa espécie abrangem toda a região central do bioma Cerrado, incluindo a Unidade de Conservação citada (Figura 2).

Hypsiboas buriti

Nosso modelo predisse 50497,4 km² para a ocorrência potencial atual dessa espécie (Figura 3), indicando que essa espécie pode estar presente em algumas Unidades de Conservação: Refúgio de Vida Silvestre das Veredas do Oeste Baiano, Parque Nacional Grande Sertão Veredas, Parque Nacional Chapada dos Veadeiros, Parque Estadual de Terra Ronca, Parque Estadual Veredas do Peruaçu e Parque Estadual dos Pirineus. Adicionalmente, *H. buriti* também tem 67,7% de sua distribuição predita para ocorrer em diversas áreas estabelecidas como prioritárias, as quais se destacam, de forma geral, por apresentarem remanescentes de vegetação expressivos, endemismos, espécies ameaçadas e cabeceiras (Ministério do Meio Ambiente & PROBIO 2007).

A)



B)



C)

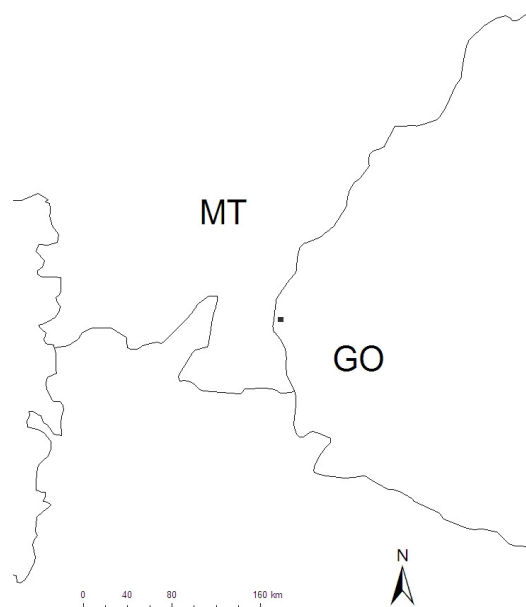


Figura 2. Registros de ocorrência de *Dendropsophus araguaya* (A), mapa de localidades potenciais para inventários (B) e distribuição atual predita (C).

Além disso, há a indicação de realização de inventários urgentes, sendo que as principais ameaças são atividades agrícolas, construção de pequenas centrais hidrelétricas, mineração e extração de madeira.

Phyllomedusa centralis

O modelo de distribuição potencial para *P. centralis* predisse uma grande área de ocupação (82500,2 km²), sendo também disjunta (Figura 4). No entanto, o grupo *Phyllomedusa hypochondrialis* (Faivovich et al. 2005) consiste de espécies alopátricas (Caramaschi 2006) e, assim, o nosso modelo de *P. centralis* pode estar incluindo a área de ocorrência de outras espécies do mesmo gênero. Apesar dessa ressalva, *P. centralis* apenas sobrepõem em 1,9% de sua distribuição predita com a de *P. oreades*, na região centro-norte de Minas Gerais. Além disso, *P. centralis* ocorre em regiões de transição entre Cerrado e Pantanal e, mesmo que não tenhamos trabalhado com a ocorrência potencial dessa espécie para esse último bioma, *P. centralis* parece ocorrer em todo o Pantanal devido à característica de distribuição disjunta predita para o Cerrado do Mato Grosso e Mato Grosso do Sul (Figura 4).

P. centralis é conhecida da Chapada dos Guimarães e nosso modelo também prediz sua ocorrência na APA Nascentes do Rio Cuiabá, ESEC Serra das Araras, ESEC Rio da Casca 2, Parque Nacional Serra da Bodoquena e A.P.E.E. Córrego Espanha e Ribeirão Santa Isabel. Essa espécie possui também 47,7% da sua distribuição dentro de várias áreas prioritárias devido à importância biológica, sendo estas localizadas, principalmente, em regiões de transição entre o Cerrado e o Pantanal. De maneira geral, essas áreas têm grande importância por serem ecótonos, regiões de recarga de aquíferos e abrigam comunidades tradicionais, cabeceiras de rios e espécies ameaçadas de extinção (Ministério do Meio Ambiente & PROBIO 2007). São apontadas como ações imediatas a realização de inventários, a criação de corredores, a recuperação de áreas degradadas e a valoração sócio-econômica e da biodiversidade, tendo também como principais ameaças a mineração, o desmatamento, a expansão agropecuária, as carvoarias, plantações de eucalipto, conflitos fundiários, o tráfico e caça de animais (Ministério do Meio Ambiente & PROBIO 2007).

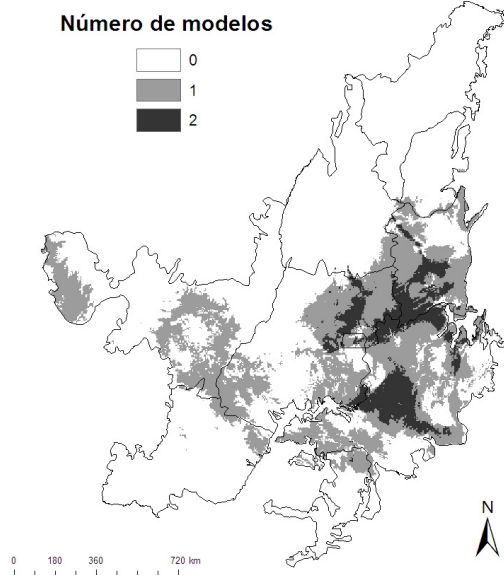
Phyllomedusa oreades

P. oreades é conhecida da Chapada dos Veadeiros, da Serra dos Pirineus, da ARIE do Capetinga, da Reserva Ecológica do IBGE e do Parque Nacional de Brasília. Nossas predições geraram uma distribuição total de 39787,8 km² (Figura 5) que incluem também a

A)



B)

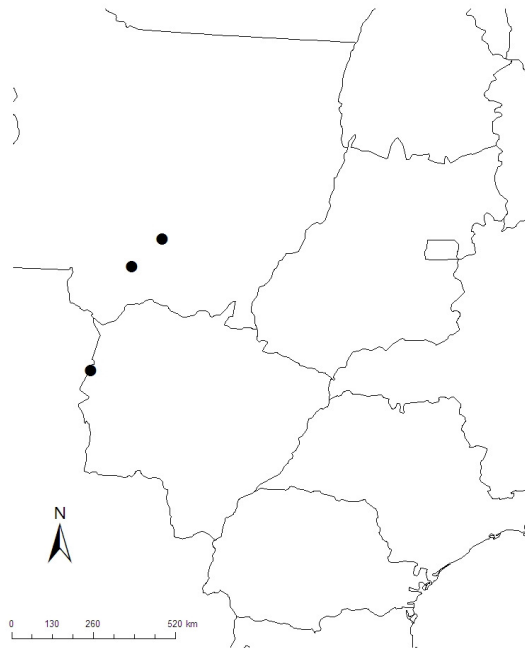


C)

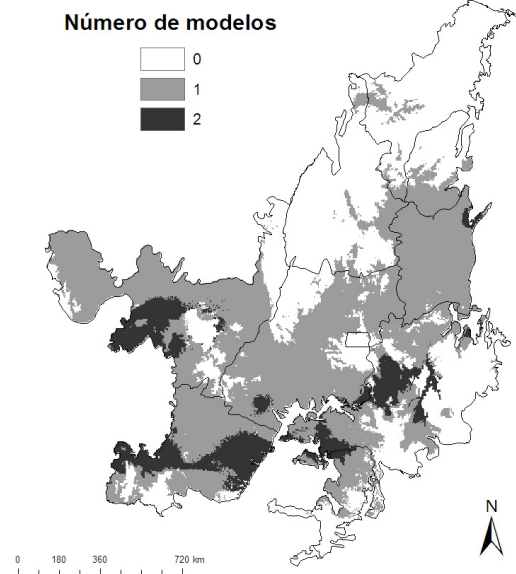


Figura 3. Registros de ocorrência de *Hypsiboas buriti* (A), mapa de localidades potenciais para inventários (B) e distribuição atual predita (C).

A)



B)



C)



Figura 4. Registros de ocorrência de *Phyllomedusa centralis* (A), mapa de localidades potenciais para inventários (B) e distribuição atual predita (C)

ocorrência potencial dessa espécie no Parque Estadual Serra Dourada, REBIO da Contagem, ESEC do Jardim Botânico, RESEC do Gama, ARIE JK, ESEC de Águas Emendadas, Parque Estadual de Terra Ronca, Parque Nacional Grande Sertão Veredas, RVS Veredas do Oeste Baiano.

Adicionalmente, *P. oreades* tem 71,2% de sua distribuição predita dentro de diversas áreas estabelecidas como prioritárias para Goiás, Bahia e Minas Gerais por serem regiões de recarga de aquíferos, conservação de remanescentes de Cerrado e de elevado endemismo (Ministério do Meio Ambiente & PROBIO 2007). Essas regiões requerem a criação de corredores e RPPN's e a recuperação de APP's e são ameaçadas, principalmente, por agricultura, mineração, alagamentos e queimadas (Ministério do Meio Ambiente & PROBIO 2007).

Phyllomedusa megacephala

Essa espécie é conhecida apenas do Parque Nacional da Serra do Cipó, mas nossas predições indicam a ocorrência potencial também para a APA Morro da Pedreira. A distribuição total predita para *P. megacephala* foi de 715,4km² (Figura 6) e 97,1% dessa predição está em Unidades de Conservação ou na área de importância extremamente alta denominada Belo Horizonte – Monjolos. Essa área necessita de urgência na criação de um mosaico de Unidades de Conservação e ordenamento do turismo espeleológico, pois é ameaçada por mineradoras, expansão agrícola e urbana e pelo turismo desordenado (Ministério do Meio Ambiente & PROBIO 2007).

Scinax canastrensis

Nossa distribuição predita para a ocorrência de *S. canastrensis* predisse um total de 21587,7km² bastante fragmentados (Figura 7) e esta espécie pode potencialmente ocorrer na APEE Córrego Confusão, na APEE Córrego Feio e Fundo, no Parque Nacional das Sempre Vivas, no Parque Estadual Biribiri, na APA Morro da Pedreira e na ARIE Matão de Cosmópolis. Adicionalmente *S. canastrensis* tem 35,8% da sua distribuição atual dentro de áreas prioritárias para a conservação, que são constituídas de remanescentes de vegetação insuficientemente conhecidos e que abrigam espécies endêmicas raras e cavernas (Ministério do Meio Ambiente & PROBIO 2007).

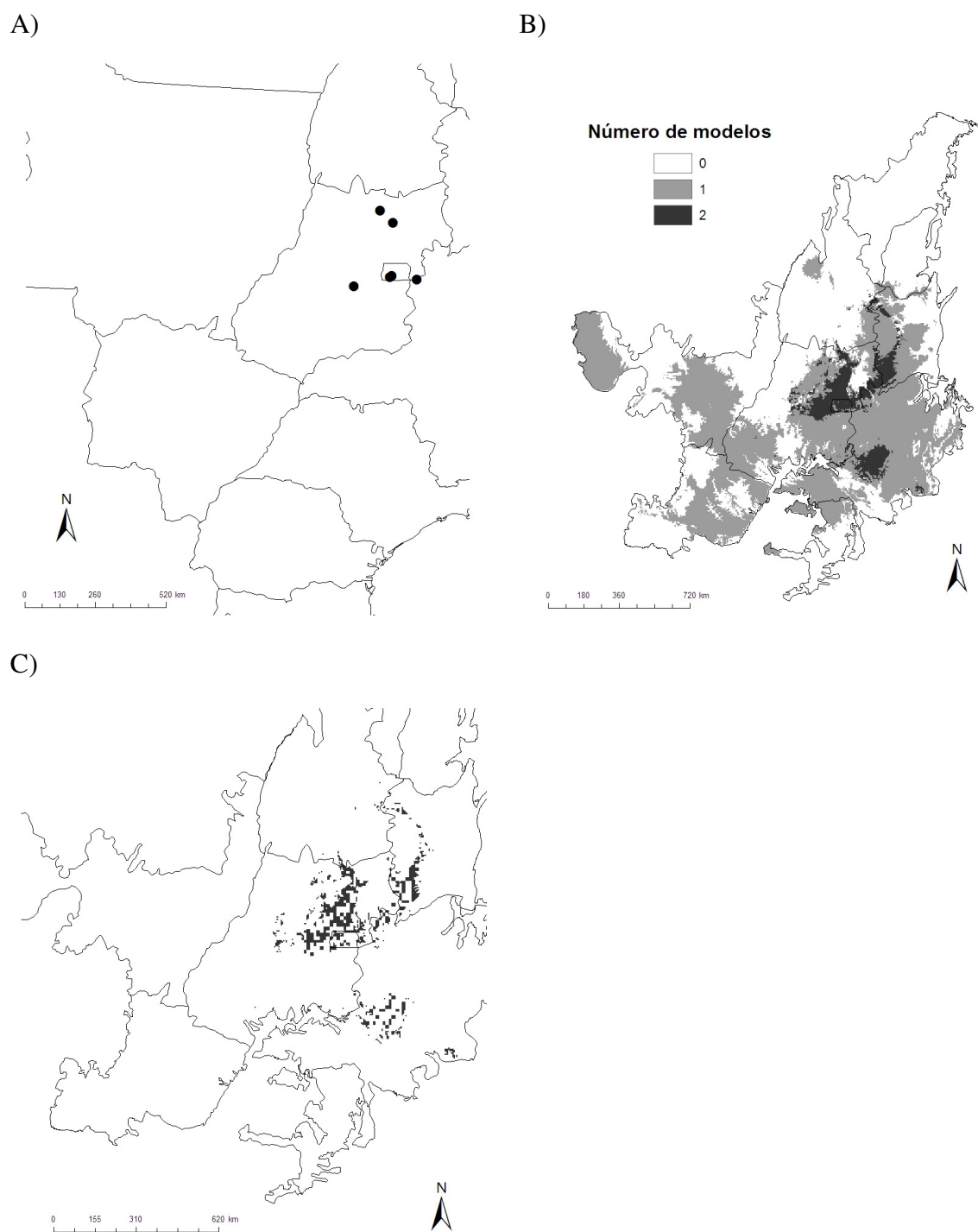


Figura 5. Registros de ocorrência de *Phyllomedusa oreades* (A), mapa de localidades potenciais para inventários (B) e distribuição atual predita (C).

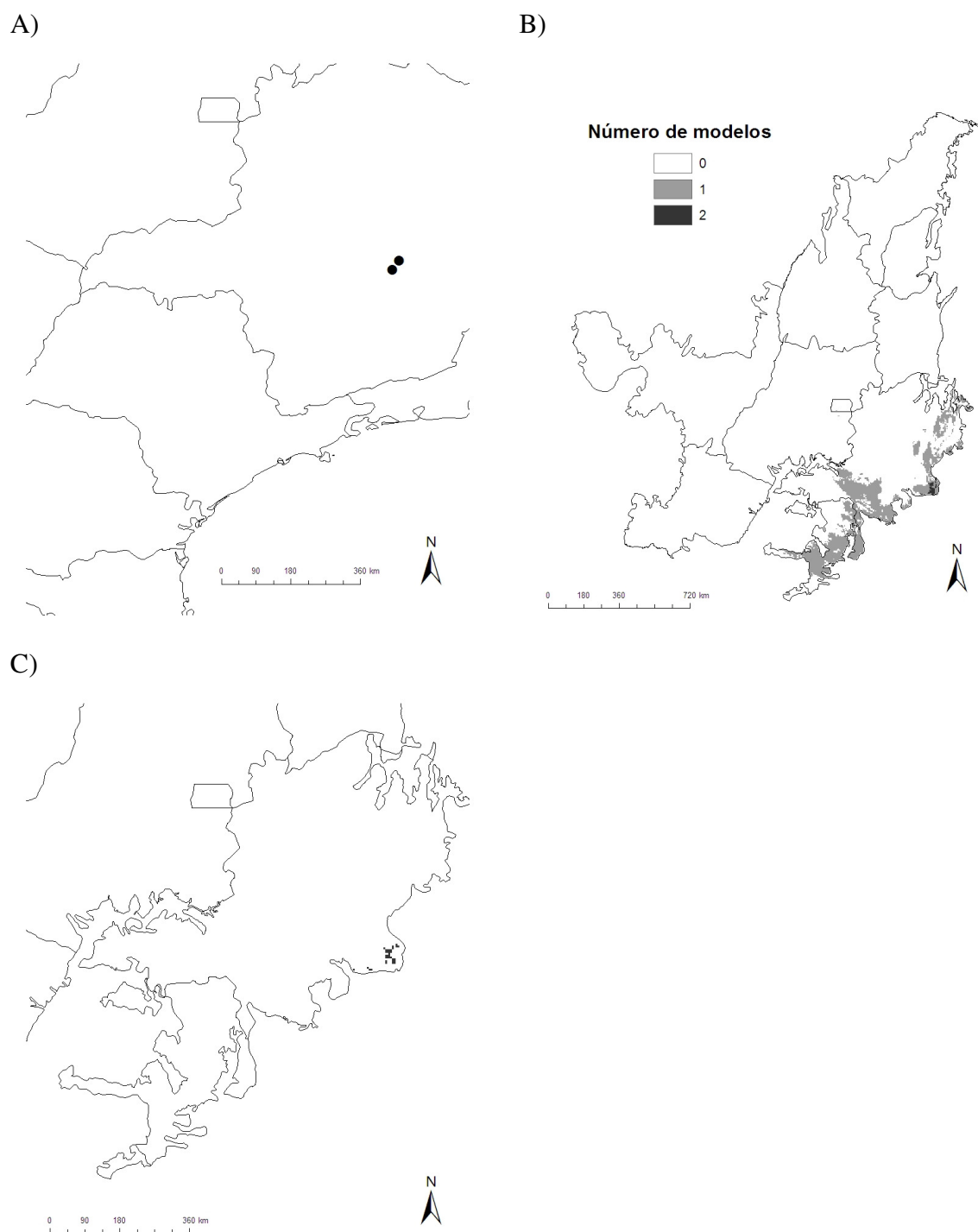


Figura 6. Registros de ocorrência de *Phyllomedusa megacephala* (A), mapa de localidades potenciais para inventários (B) e distribuição atual predita (C).

No entanto, essas áreas são ameaçadas por agropecuária, construção de barragens, mineração, queimadas, carvoarias, plantio de eucalipto e introdução de espécies exóticas (IUCN 2007). As principais ações para essas áreas são a criação de corredores ecológicos e a recuperação (Ministério do Meio Ambiente & PROBIO 2007).

Scinax curicica

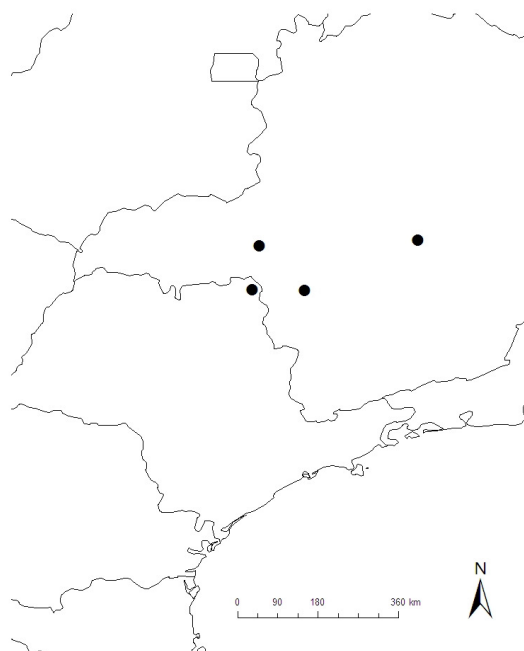
Dentro de Unidades de Conservação, *S. curicica* ocorre no Parque Estadual do Rio Preto e na Serra do Cipó, sendo que nossas modelagens ampliam a ocorrência potencial dessa espécie para a APA Morro da Pedreira e para o Parque Estadual Biribiri. A distribuição de *S. curicica* totaliza 1009,9km² (Figura 8) e 100% dessa distribuição estão em áreas já identificadas como prioritárias para a conservação. Essas áreas correspondem ao Espinhaço Meridional e à Diamantina-Itamarandiba, importantes devido à existência de endemismos, mas que são ameaçadas pela mineração, turismo desordenado, carvoarias, pecuária, plantações de eucalipto e coleta de bromélias (Ministério do Meio Ambiente & PROBIO 2007). Essa última atividade deve afetar diretamente a *S. curicica*. O monitoramento e a recuperação de áreas degradadas são as principais ações recomendadas (Ministério do Meio Ambiente & PROBIO 2007) para as áreas de ocorrência potencial dessa espécie.

Scinax maracaya

Em Unidades de Conservação, essa espécie ocorre somente no Parque Nacional Serra da Canastra, mas nossa predição indica adequabilidade ambiental também na APA Morro da Pedreira, no Parque Nacional das Sempre-Vivas, no Parque Estadual do Biribiri, na APA Águas Vertentes, na APEE Córrego Feio e Fundo, Parque Estadual Vassununga e ARIE Matão de Cosmópolis. Adicionalmente, a distribuição total predita para *S. maracaya* foi de 36084,6 km² (Figura 9) e essa espécie pode estar presente em diversas áreas estabelecidas como prioritárias para a conservação por terem grandes endemismos e fragmentos remanescentes de Cerrado, as quais correspondem a 44,7% da distribuição predita.

As principais ameaças a essas regiões são a expansão agropecuária, a mineração, as queimadas, o turismo desordenado, plantações de *Pinus* e a introdução de espécies exóticas, sendo recomendado a recuperação das áreas degradadas, a execução de monitoramentos e levantamentos e a criação de mosaicos de Unidades de Conservação, que permitiriam a criação de corredores de biodiversidade (Ministério do Meio Ambiente & PROBIO 2007).

A)



B)



C)

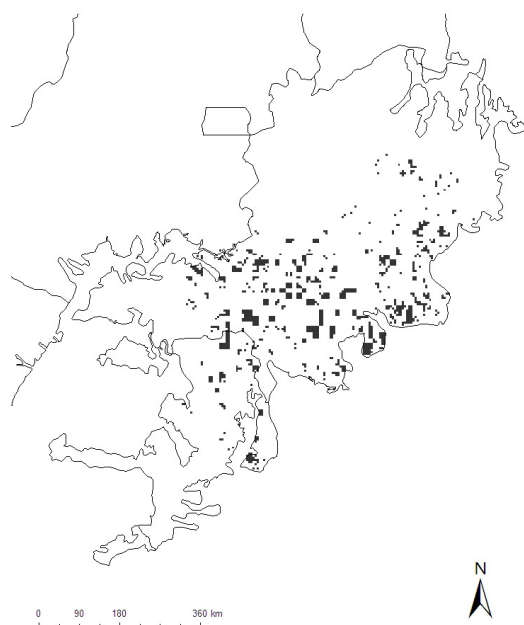


Figura 7. Registros de ocorrência de *Scinax canastrensis* (A), mapa de localidades potenciais para inventários (B) e distribuição atual predita (C).

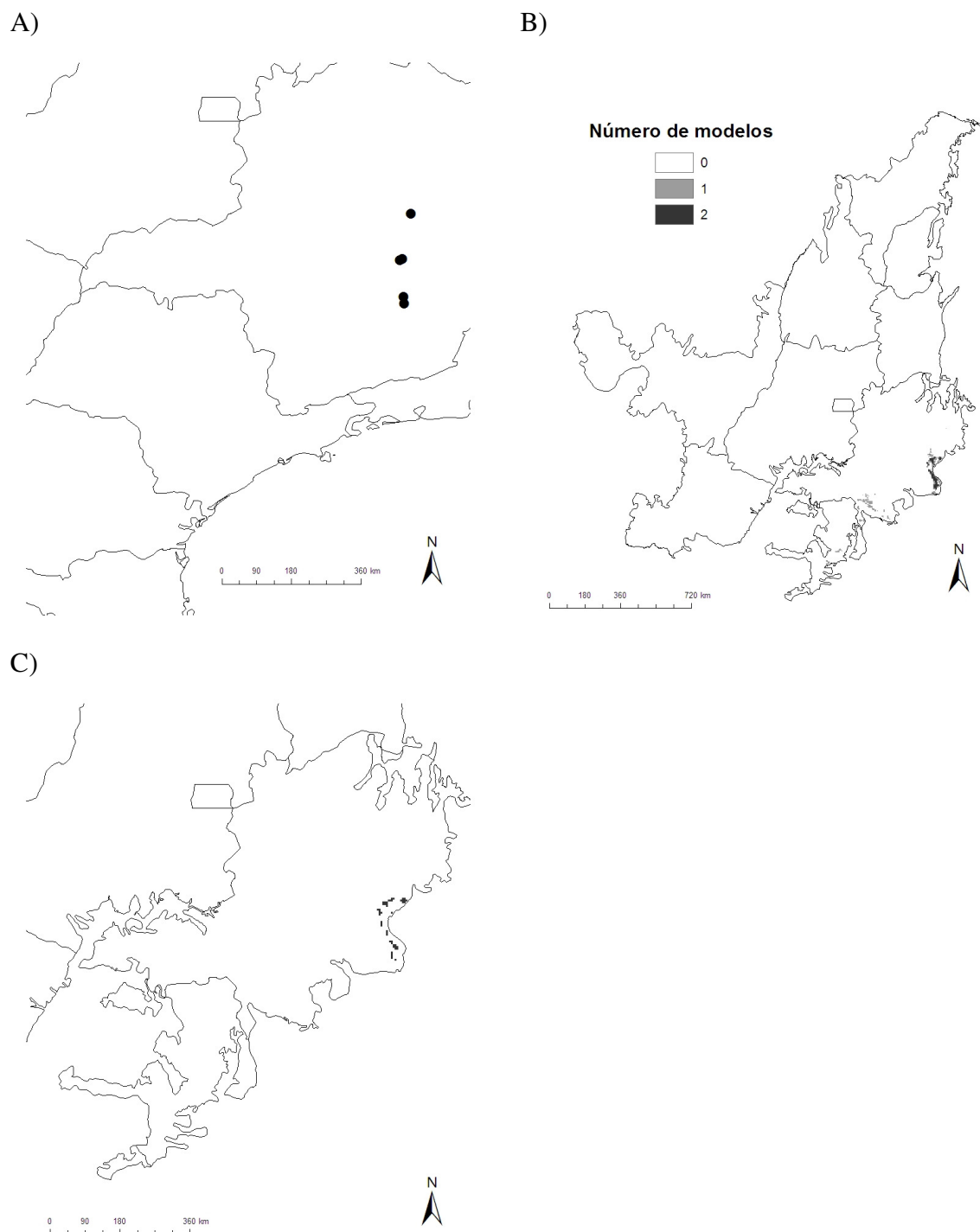
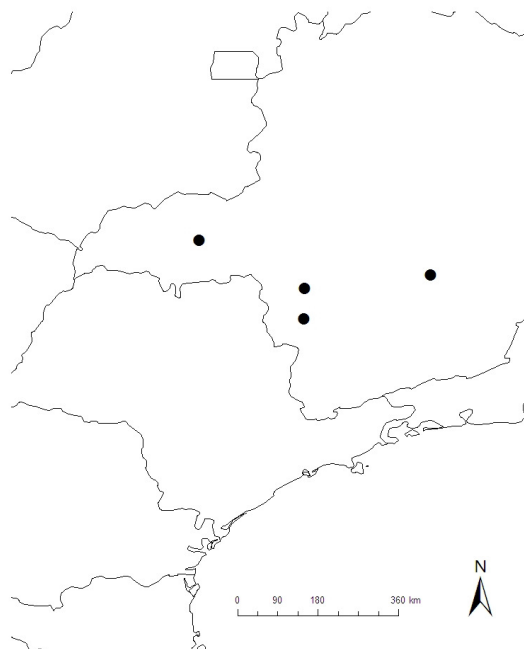
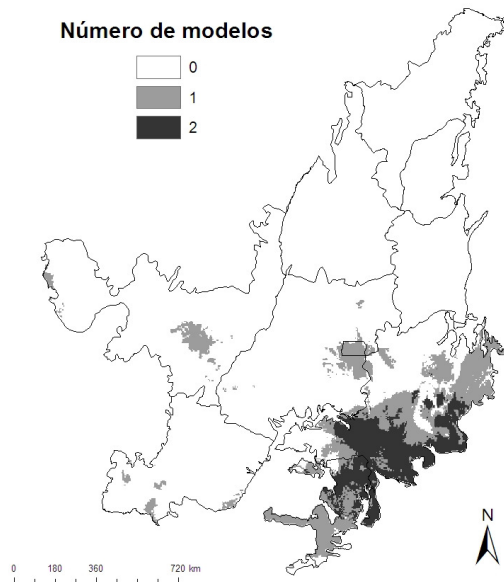


Figura 8. Registros de ocorrência de *Scinax curicica* (A), mapa de localidades potenciais para inventários (B) e distribuição atual predita (C).

A)



B)



C)

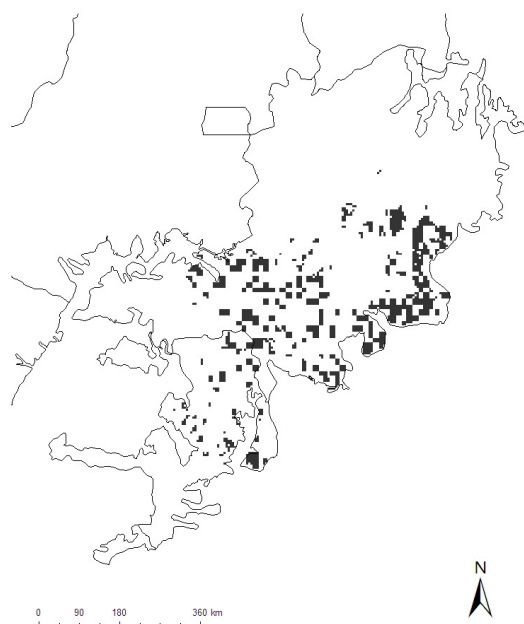


Figura 9. Registros de ocorrência de *Scinax maracaya* (A), mapa de localidades potenciais para inventários (B) e distribuição atual predita (C).

Allobates goianus

Em Unidades de Conservação *A. goianus* ocorre somente no Parque Nacional Chapada dos Veadeiros e na Floresta Nacional de Silvânia, mas nossos modelos predizem a ocorrência potencial dessa espécie também no Parque Estadual dos Pirineus. A nossa modelagem predisse uma distribuição total de 4565,8 km² (Figura 10) e 61,3% dessa predição ocorre em áreas estabelecidas como prioritárias por abrigarem remanescentes de mata seca, com cavernas e elevada riqueza em plantas raras e medicinais. As principais ameaças são a expansão urbana e as monoculturas e o levantamento biológico está entre as ações imediatas (Ministério do Meio Ambiente & PROBIO 2007).

Chiasmocleis centralis

Essa espécie nunca foi registrada em uma Unidade de Conservação, mas nossas predições indicaram adequabilidade ambiental para sua ocorrência na Floresta Estadual do Araguaia, a qual, por sua vez, precisa da realização de inventários urgentes (Ministério do Meio Ambiente & PROBIO 2007). Nossa modelagem predisse uma área de distribuição de 18347,4 km² para *C. centralis* (Figura 11), sendo 62,6% dentro de áreas estabelecidas como prioritárias para a conservação. Essas regiões compreendem as áreas denominadas Cocalinho, Aruanã-Nova Crixás e Minaçu-Colinas-Cavalcante. Essas áreas são ameaçadas principalmente pela expansão agrícola e desmatamentos e há recomendações para a criação de corredores, ampliação do Parque Nacional do Araguaia e recuperação das áreas degradadas (Ministério do Meio Ambiente & PROBIO 2007).

Crossodactylus bokermanni

Essa espécie é conhecida apenas da Serra do Cipó e localidades próximas, mas nossos modelos também predizem ocorrência potencial para o Parque Estadual do Biribiri. A distribuição total predita para *C. Bokermanni* foi de 1052,0km² (Figura 12), dos quais 98% estão nas regiões de Belo Horizonte-Monjolo e Espinhaço Meridional, que foram definidas como de importância extremamente alta por terem elevados endemismos, beleza cênica e potencial para turismo espeleológico (Ministério do Meio Ambiente & PROBIO 2007). No entanto, essas áreas de ocorrência de *C. Bokermanni* requerem a urgência na criação de mosaicos de áreas protegidas, na recuperação de APP's e no ordenamento do turismo ecológico (Ministério do Meio Ambiente & PROBIO 2007). As principais ameaças são pecuária, mineradoras, carvoarias, queimadas, expansão agrícola e urbana (Ministério do Meio Ambiente & PROBIO 2007).

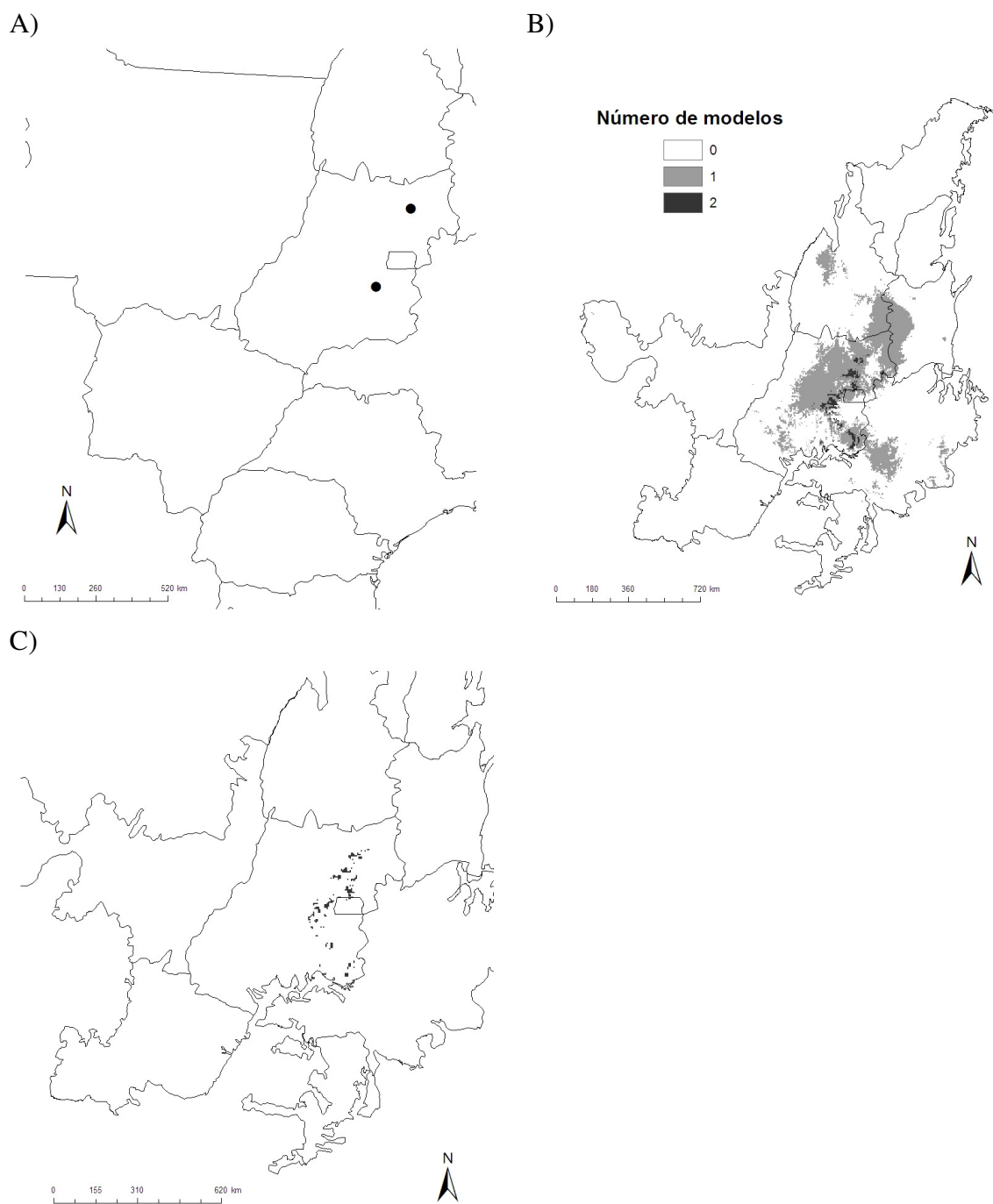


Figura 10. Registros de ocorrência de *Allobates goianus* (A), mapa de localidades potenciais para inventários (B) e distribuição atual predita (C).

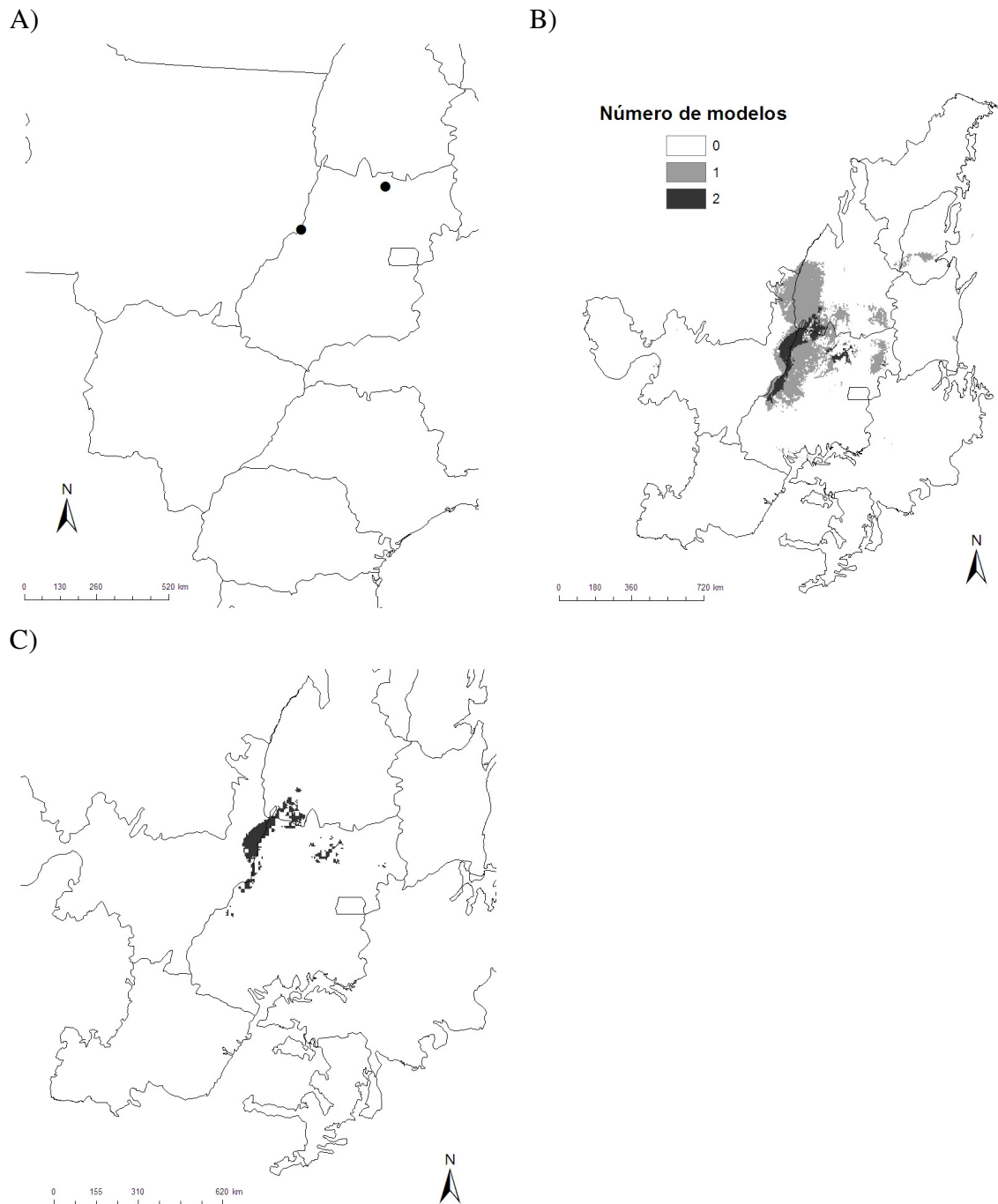


Figura 11. Registros de ocorrência de *Chiasmocleis centralis* (A), mapa de localidades potenciais para inventários (B) e distribuição atual predita (C).

Leptodactylus camaquara

Dentro de Unidades de Conservação, *L. camaquara* só é conhecida da Serra do Cipó e do Parque Estadual do Rio Preto (Leite, Pezzuti, & Viana 2006), mas nossas predições incluem a ocorrência potencial dessa espécie na APA Águas Vertentes e no Parque Estadual do Biribiri. A distribuição total predita para *L. camaquara* foi de 1872,6 km² (Figura 13),

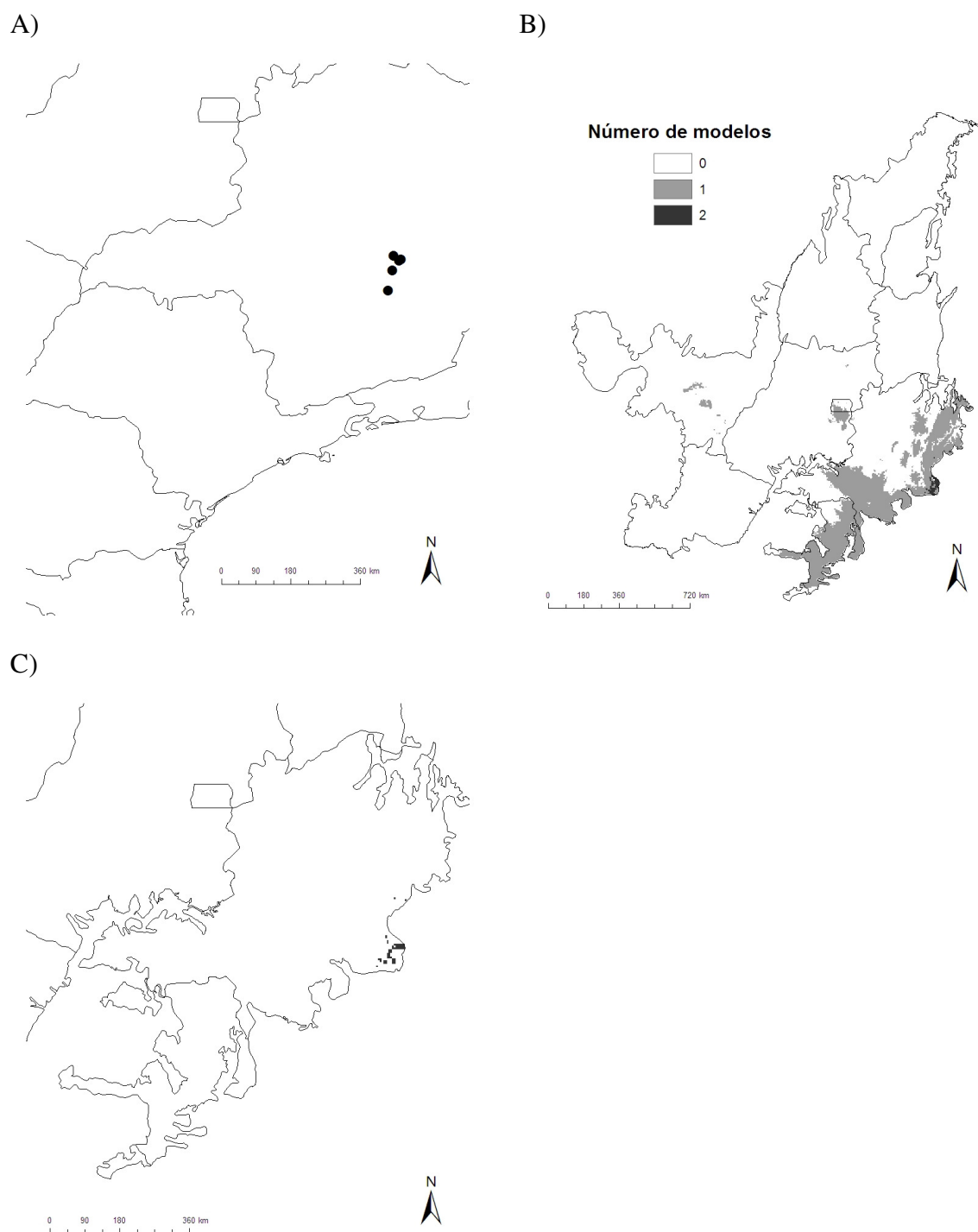


Figura 12. Registros de ocorrência de *Crossodactylus bokermanni* (A), mapa de localidades potenciais para inventários (B) e distribuição atual predita (C).

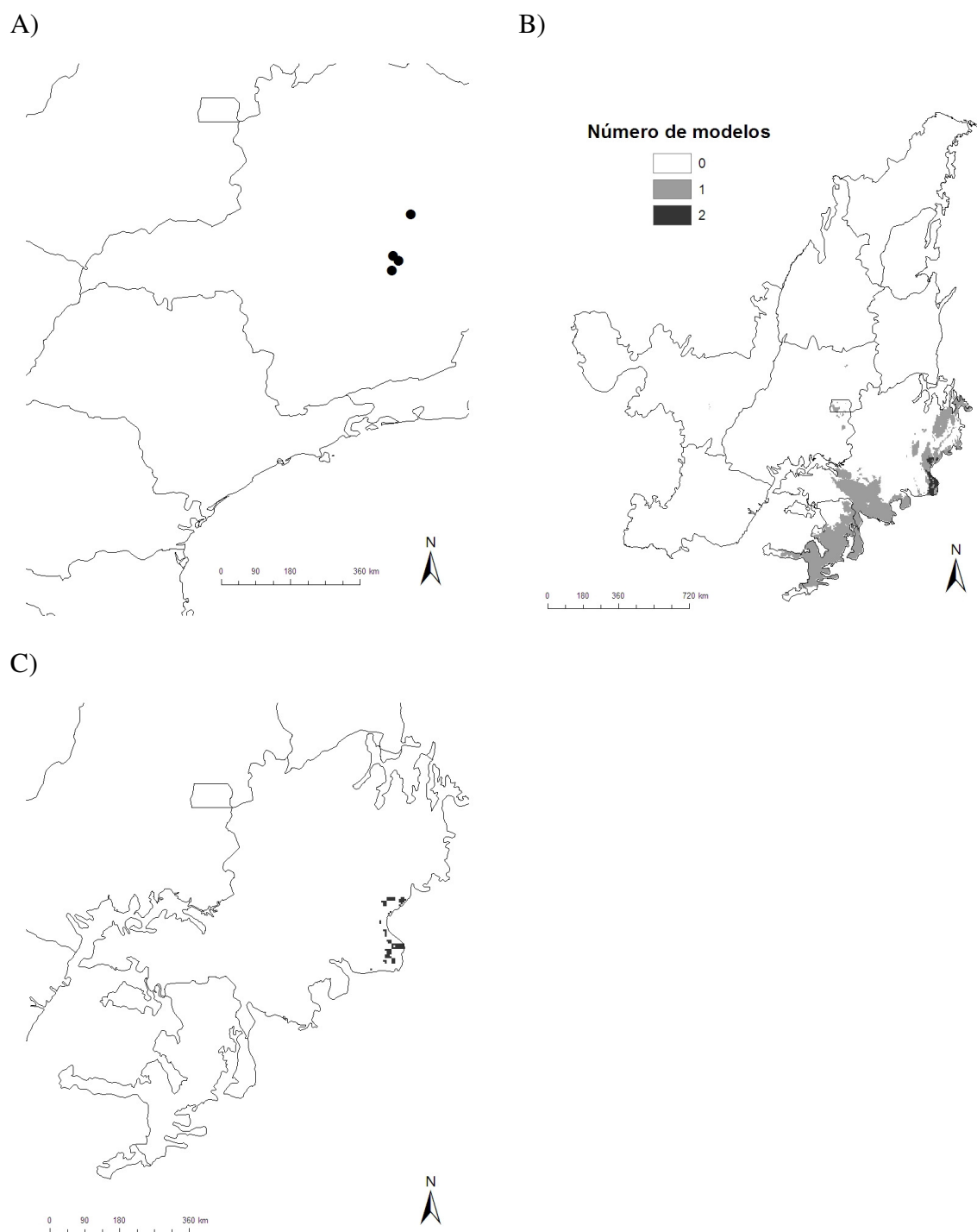


Figura 13. Registros de ocorrência de *Leptodactylus camaquara* (A), mapa de localidades potenciais para inventários (B) e distribuição atual predita (C).

sendo 98,9% dentro das regiões de Belo Horizonte-Monjolo, Diamantina-Itamarandiba e Espinhaço Meridional, que foram definidas como de importância extremamente alta por terem elevados endemismos, beleza cênica e potencial para turismo espeleológico (Ministério do Meio Ambiente & PROBIO 2007). No entanto, essas áreas de ocorrência de *L. camaquara* requerem urgência na criação de mosaicos de áreas protegidas, na recuperação de APP's e no ordenamento do turismo ecológico. As principais ameaças são pecuária, mineradoras, carvoarias, plantações de eucalipto, queimadas, expansão agrícola e urbana (Ministério do Meio Ambiente & PROBIO 2007).

Odontophrynus salvatori

Essa espécie é conhecida da Chapada dos Veadeiros, APA da Cafuringa e do Parque Estadual dos Pirineus, mas nossos modelos indicaram ocorrência potencial também para o Parque Nacional de Brasília, ARIE JK, REBIO Contagem, ESEC Águas Emendadas, Parque Nacional Chapada dos Veadeiros, Parque Nacional Grande Sertão Veredas, RVS Veredas do Oeste Baiano.

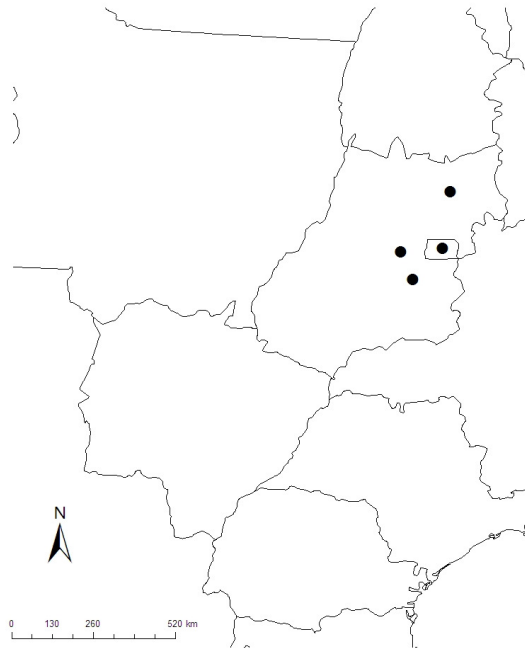
Adicionalmente, foram preditos 44437,7 km² (Figura 14) de ocorrência potencial para *O. salvatori*, sendo 65,3% dentro de áreas estabelecidas como prioritárias e, destacam-se, diversas áreas onde a ação prioritária é a realização de inventários (Rio Verde, Caiapônia, Campo Alegre, Quirinópolis, Padre Bernardo-Planaltina) (Ministério do Meio Ambiente & PROBIO 2007). Essas e outras áreas potenciais para *O. salvatori* têm diversas espécies endêmicas, raras e/ou ameaçadas e ainda possuem remanescentes expressivos de vegetação nativa (Ministério do Meio Ambiente & PROBIO 2007). As principais ameaças são a expansão agrícola, o uso intensivo de agrotóxicos, a mineração, e a extração de pedras. Recomenda-se a recuperação e a criação de Unidades de Conservação (Ministério do Meio Ambiente & PROBIO 2007).

Physalaemus evangelistai

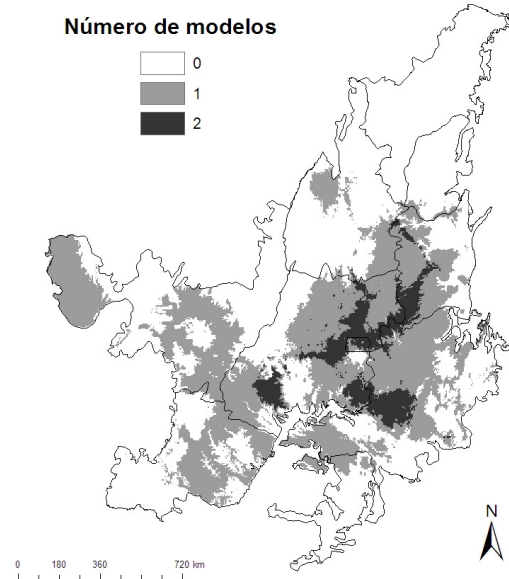
Em Unidades de Conservação *P. evangelistai* é conhecida apenas do Parque Nacional da Serra do Cipó, do Parque Estadual do Rio Preto e da APA Morro da Pedreira, mas nossas predições predisseram a ocorrência potencial dessa espécie também para o Parque Estadual do Biribiri e para a APA Águas Vertentes. O nosso modelo predisse uma distribuição total de 2335,5km² (Figura 15), sendo 99,1% dentro de áreas estabelecidas como prioritárias pelo Ministério do Meio Ambiente e Probio (2007). Essas regiões têm alto endemismo, mas são

ameaçadas por mineração, carvoarias, expansão agropecuária, turismo desordenado e plantações de eucalipto, sendo recomendada a criação de Unidades de conservação e a recuperação de APP's como ações prioritárias de conservação (Ministério do Meio Ambiente & PROBIO 2007).

A)



B)



C)



Figura 14. Registros de ocorrência de *Odontophrynus salvatori* (A), mapa de localidades potenciais para inventários (B) e distribuição atual predita (C).

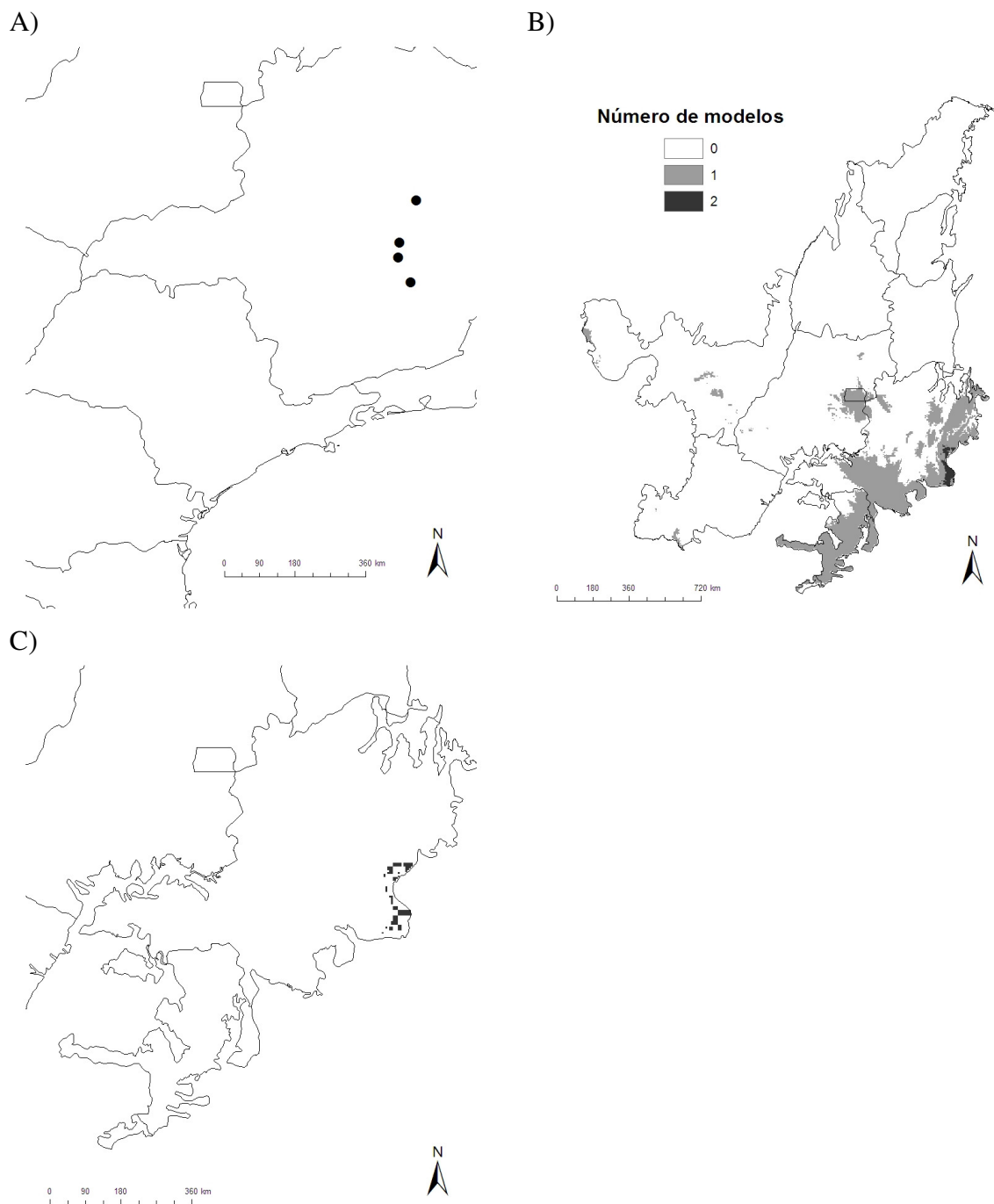


Figura 15. Registros de ocorrência de *Physalaemus evangelistai* (A), mapa de localidades potenciais para inventários (B) e distribuição atual predita (C).

Proceratophrys cururu

Em Unidades de Conservação *P. cururu* é conhecida apenas da Serra do Cipó, da APA Morro Redondo e do Parque Estadual do Rio Preto. Nossas predições indicaram uma distribuição total de 3282,3 km² (Figura 16) e a ocorrência potencial se estende para o Parque

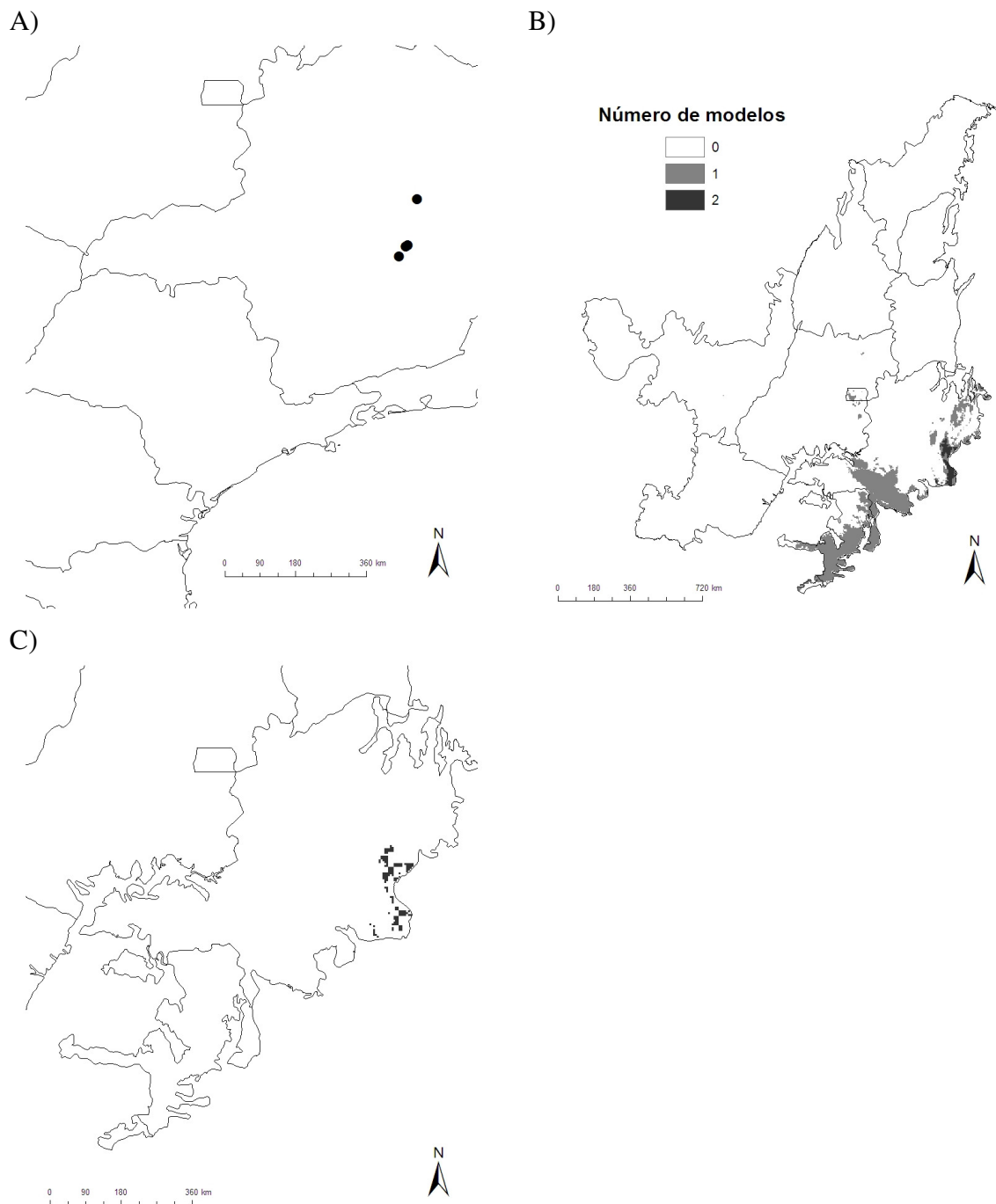


Figura 16. Registros de ocorrência de *Proceratophrys cururu* (A), mapa de localidades potenciais para inventários (B) e distribuição atual predita (C).

Nacional das Sempre-Vivas, para o Parque Estadual do Biribiri e para a APA Águas Vertentes. Além disso, 99,4% da distribuição predita estão em áreas indicadas como prioritárias, como Belo Horizonte - Monjolos, Espinhaço Meridional e Diamantina-

Itamarandiba. Essas regiões têm alto endemismo, mas são ameaçadas por mineração, carvoarias, expansão agropecuária, turismo desordenado e plantações de eucalipto, sendo recomendada a criação de Unidades de conservação e a recuperação de APP's como ações prioritárias de conservação (Ministério do Meio Ambiente & PROBIO 2007).

3.2 Identificações de áreas prioritárias para ações de conservação

Em relação à primeira ação de conservação para espécies pouco conhecidas, nós sobreposamos os mapas de tamanho da distribuição histórica das 15 espécies estudadas e construímos um mapa de áreas prioritárias para inventários (Figura 2A), sendo que as áreas que possuem adequabilidade ambiental para a ocorrência de três ou mais espécies totalizam 79491,4 km². Dentre essas áreas, nós conseguimos identificar quatro grandes regiões:

- 1) Região centro-noroeste de Goiás, nordeste do Distrito Federal e extremo sul do Tocantins, correspondendo, principalmente, aos municípios de Petrolina, Anápolis, Pirenópolis, Abadiânia, Corumbá, Alexânia, Cocalzinho, Padre Bernardo, Planaltina, Mimoso, Água Fria, Niquelândia, São João d'Aliança, Alto Paraíso, Santo Antônio do Descoberto, Cavalcanti, Teresina de Goiás, Nova Roma, Formosa e Cabeceiras em Goiás; Brasília no Distrito Federal; Parãno no Tocantins.
- 2) Região correspondente ao extremo noroeste de Minas Gerais, extremo nordeste de Goiás e sudoeste da Bahia, abrangendo, principalmente, os municípios de Buritis (MG), Formoso (MG), Flores de Goiás (GO), Vila Boa (GO), Sítio d'Abadia (GO), Alvorada do Norte (GO), Mambai (GO), Damianópolis (GO), Jaborandi (BA), Cocos (BA), Correntina (BA), São Desidério (BA), Formosa do Rio Preto (BA) e Riachão das Neves (BA).
- 3) Região sudeste de Goiás e centro-oeste de Minas Gerais, incluindo, principalmente, os municípios de Catalão, Davinópolis e Ouvidor em Goiás; Guarda-Mor, Coromandel, Vazante, Lagamar, Patos de Minas, Guimarães, Cruzeiro da Fortaleza, Serra do Salitre, Lagoa Formosa, Tiros, Carmo do Paranaíba, Varjão de Minas, Patrocínio, Presidente Olegário, Lagoa Grande e João Pinheiro em Minas.
- 4) Região localizada no centro de Minas Gerais, compreendendo, principalmente, os municípios de Buenópolis, Diamantina, Gouvêa, Couto de Magalhães, Datas, Congonhas do Norte, Conceição do Mato Dentro, Santana de Pirapama, Santana do Riacho, Morro do Pilar, Jaboticatubas, Itambé do Mato Dentro, Itabira, Taquaruçu de Minas, Nova União, Caeté, Barão dos Cocais, Sabará, Ribeirão das Neves, Contagem,

Santa Luzia, Sete Lagoas, Capim Branco, Matozinhos, Esmeraldas, Inhaúma, Vespasiano, São José da Lapa, Confins, Prudente de Moraes, Lagoa Santa.

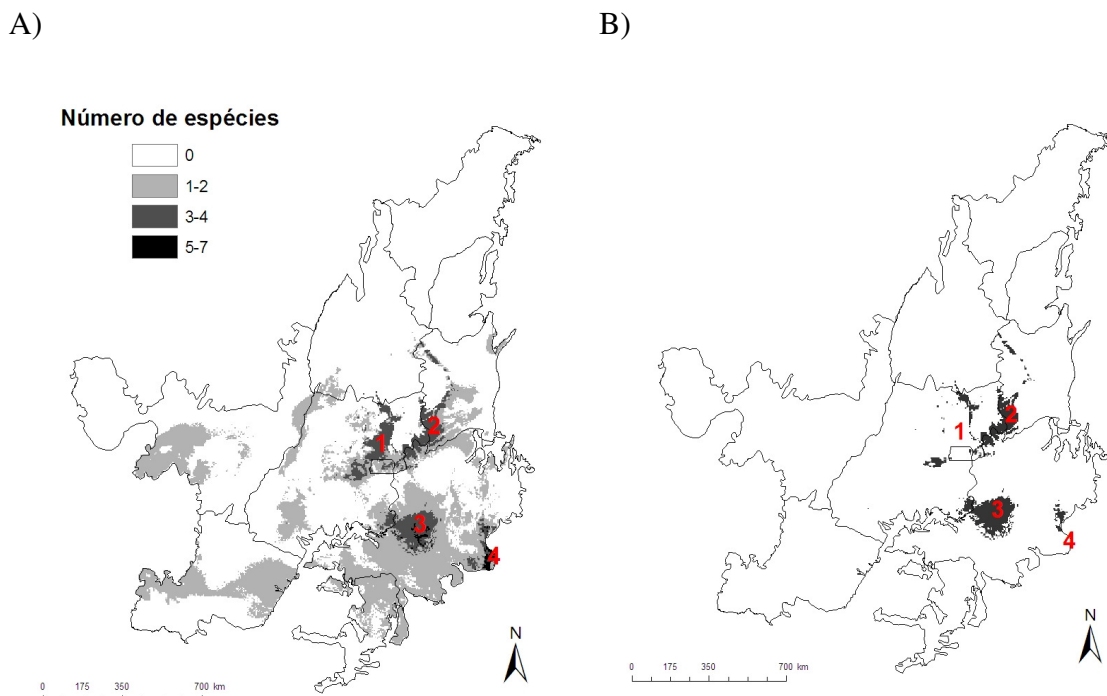


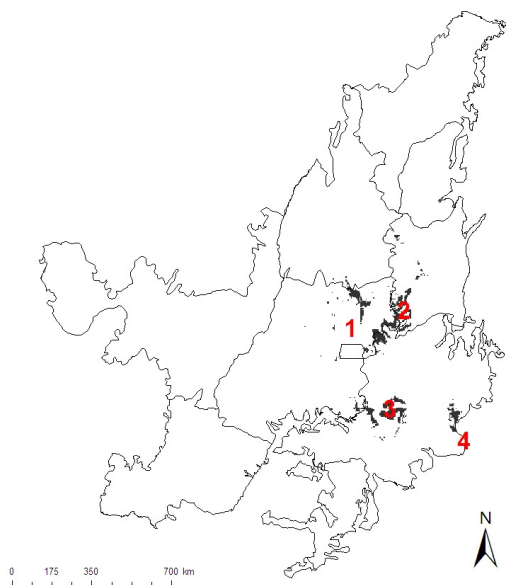
Figura 2. Mapa de áreas prioritárias para inventários de acordo com a sobreposição dos mapas de tamanho de distribuição das espécies modeladas e, quanto mais escuro, mais espécies podem ser encontradas na célula (A). Mapa de áreas prioritárias para inventários considerando somente células com adequabilidade ambiental para no mínimo três espécies e, simultaneamente, com menos de quatro inventários (B).

Nessas regiões prioritárias para a ocorrência dos anfíbios DD endêmicos do Cerrado estão algumas Unidades de Conservação como o Parque Estadual dos Pirineus (GO), Parque Nacional Chapada dos Veadeiros (GO), Parque Estadual de Terra Ronca (GO), Refúgio de Vida Silvestre das Veredas do Oeste Baiano (BA), Parque Nacional Grande Sertão Veredas (BA), A.P.E.E. Gruta Lapa Nova (MG), Parque Estadual Biribiri (MG), Parque Nacional das Sempre-Vivas (MG), Parque Estadual do Rio Preto (MG), APA Águas Vertentes (MG), Parque Nacional da Serra do Cipó (MG) e APA Morro da Pedreira (MG). Assim, essas regiões prioritárias possuem 2,6% de suas áreas em Unidades de Conservação de Proteção Integral e 1,5% em Unidades de Conservação de Uso Sustentável.

No entanto, as regiões estabelecidas como prioritárias para inventários são reduzidas para 57987,9 km² quando consideramos apenas áreas pouco inventariadas com menos de

quatro inventários (Figura 2B). Nesse caso, as regiões um e quatro são as que mais sofrem reduções por já terem sido inventariadas ao menos quatro vezes. Adicionalmente, apenas 2,1% dessas áreas estão em Unidades de Conservação de Proteção Integral e 0,07% de Uso Sustentável. Entretanto, apesar da pouca proteção legal, 51,8% dessas regiões são áreas estabelecidas como prioritárias para a conservação devido à grande importância biológica (Figura 3A).

A)



B)



Figura 3. Áreas pouco inventariadas e com potencialidade para a ocorrência de três ou mais espécies de anfíbios DD endêmicos do Cerrado e que, simultaneamente, são áreas estabelecidas como prioritárias para a conservação devido à importância biológica (A). Áreas pouco inventariadas e com potencialidade para a ocorrência de três ou mais espécies de anfíbios DD endêmicos do Cerrado e que, simultaneamente, estão em remanescentes de vegetação nativa desse bioma (B).

Outro dado preocupante é que há apenas 34,2% dessas áreas pouco inventariadas e com potencial para a ocorrência de anfíbios DD endêmicos do Cerrado que ainda ocorrem em remanescentes de vegetação nativa desse bioma (Figura 3B). Essas áreas são as que devem ser prioritárias para a conservação dessas espécies.

3.3 Avaliação do status de conservação

Segundo o critério A2c, nós identificamos três espécies como Vulneráveis (*S. canastrensis*, *S. maracaya*, *C. bokermanni*) por terem uma suspeita de redução populacional maior ou igual a 30% nos últimos dez anos, onde as causas dessa redução podem não ter cessado ou são irreversíveis, baseando-se em inferências de declínios na extensão de ocorrência e/ou qualidade de habitat (Tabela 2). Adicionalmente, segundo esse critério, nós consideramos como quase ameaçadas (NT) oito espécies (Tabela 2) por apresentarem uma perda de habitat maior que 25% nos últimos dez anos (IUCN standards and petitions working group 2008).

Tabela 2. Tamanho da distribuição histórica e atual das espécies de anfíbios anuros endêmicos do Cerrado classificadas anteriormente como DD. O tamanho da distribuição atual e a porcentagem de perda de habitat nos últimos dez anos são utilizados para a avaliação do status de conservação dessas espécies seguindo os Critérios A e B da IUCN. Há também a porcentagem da distribuição atual dessas espécies que está dentro de Unidades de Conservação. Todas as variáveis referentes à distribuição estão em km².

Espécie	Tamanho da Distribuição Histórica	Tamanho da Distribuição Atual	Critério B	Porcentagem de Perda de Habitat (%)	Critério A	Distribuição Atual em UC
<i>D. araguaya</i>	42,1	21,0	DD*	20,0	DD*	0,0
<i>H. buriti</i>	132892,4	50497,4	LC	29,0	NT	1367,6 (2,7%)
<i>P. centralis</i>	201968,7	82500,2	LC	26,6	NT	3640,0 (4,4%)
<i>P. oreades</i>	93735,9	39787,8	LC	25,3	NT	1578,0 (4,0%)
			EN			
<i>P. megacephala</i>	1725,3	715,4	1ab(i)	26,1	NT	231,4 (32,4%)
<i>S. canastrensis</i>	83278,7	21587,7	LC	41,7	VU 2c	420,8 (1,9%)
			EN			
<i>S. curicica</i>	2335,5	1009,9	1ab(i)	24,7	LC	462,9 (45,8%)
<i>S. maracaya</i>	123361,0	36084,6	LC	37,7	VU 2c	1304,5 (3,6%)
			EN			
<i>A. goianus</i>	11193,6	4565,8	1ab(i)	26,6	NT	231,4 (5,1%)
			VU			
<i>C. centralis</i>	28762,5	18347,4	1ab(i)	12,4	LC	189,4 (1,03%)
			EN			
<i>C. bokermanni</i>	2903,6	1052,0	1ab(i)	30,6	VU 2c	399,8 (38,0%)
			EN			
<i>L. camaquara</i>	4692,1	1872,6	1ab(i)	27,3	NT	715,4 (38,2%)
<i>O. salvatori</i>	119994,5	44437,7	LC	29,8	NT	1367,6 (3,1%)
			EN			
<i>P. evangelistai</i>	5807,2	2335,5	1ab(i)	27,1	NT	778,5 (33,3%)
			EN			
<i>P. cururu</i>	7153,8	3282,3	1ab(i)	22,8	LC	1052,0 (32,1%)

* Veja a discussão para a espécie *D. araguaya*

Além disso, nós constatamos que sete espécies estão Em Perigo (EN) segundo o critério B1ab(i) por terem extensão de ocorrência menor que 5000 km², são conhecidas de no máximo cinco localidades e possuem um declínio contínuo inferido na área, extensão ou qualidade de habitat (Tabela 2). Ainda segundo esse critério, *C. centralis* foi classificada como Vulnerável (VU) por ter extensão de ocorrência menor que 20000 km², são conhecidas de no máximo dez localidades e possuem um declínio contínuo inferido na extensão de ocorrência.

Então, como apenas a categoria de maior ameaça deve ser considerada para cada espécie (IUCN standards and petitions working group 2008), quatro espécies foram classificadas como quase ameaçadas (*H. buriti*, *P. centralis*, *P. oreades*, *O. salvatori*); três como Vulneráveis (*S. canastrensis*, *S. maracaya* e *C. centralis*) e sete espécies como Em Perigo (*P. megacephala*, *S. curicica*, *A. goianus*, *C. bokermanni*, *L. camaquara*, *P. evangelistai*, *P. cururu*).

A espécie *D. araguaya* foi considerada deficiente em dados (DD) porque a modelagem com Distância Euclidiana gerou uma predição de apenas duas células. Isso ocorreu, provavelmente, devido à grande proximidade espacial dos dois únicos registros de ocorrência da espécie. Também constatamos que as espécies que ocorrem na Serra do Cipó são as que possuem uma maior porcentagem da sua distribuição dentro de áreas protegidas (Tabela 2).

4. DISCUSSÃO

4.1 Regiões de ocorrência e ameaças associadas

Nossos resultados indicaram que a maioria das espécies são ameaçadas por fatores extrínsecos semelhantes, como expansão agropecuária, mineradoras, turismo desordenado, os quais, em última instância, levam à perda de habitat. Isso sugere que nossas avaliações de risco de extinção estão refletindo realmente os status de conservação atual das espécies estudadas. Além disso, as avaliações de risco de extinção e a organização do conhecimento existente sobre as espécies estudadas poderão facilitar a obtenção de financiamentos de pesquisa, pois o aumento do conhecimento sobre as espécies produz esse efeito importante (Tisdell 2006).

Adicionalmente, o aumento do conhecimento sistemático facilita a execução de uma importante tarefa da ecologia aplicada que é o entendimento de quais espécies estariam mais vulneráveis à extinção, identificando quais características as colocam em risco (Watling & Donnelly 2007). Nossos resultados demonstram que a maioria dos anfíbios classificados como DD e endêmicos do Cerrado possuem ocorrência potencial em áreas já estabelecidas como prioritárias devido a sua elevada importância biológica (Ministério do Meio Ambiente & PROBIO 2007). No entanto, nós constatamos que *S. canastrensis* e *S. maracaya*, identificadas em nossa avaliação como Vulneráveis, são também as que possuem a menor proporção de área de ocorrência dentro de áreas estabelecidas como prioritárias (35,8% e 44,7%, respectivamente). Dessa forma, nossa avaliação de risco de extinção indica que essas espécies, que estão entre as mais ameaçadas segundo o critério A2c, são também as que ainda não dispõem de um planejamento de conservação que seja suficientemente abrangente de suas áreas de ocorrência.

Nossos resultados também demonstraram a urgente necessidade de realização de inventários para o aumento do conhecimento sobre as espécies, antes que seja tarde demais para resolvermos agir. Diversas áreas potenciais para a ocorrência das espécies estudadas possuem como ação prioritária a realização de inventários. Isso é preocupante porque, infelizmente, áreas negligenciadas quanto à quantidade de conhecimento sofrerão duplamente, pois também estarão sub-representadas em políticas de conservação (Hortal et al. 2008). Também é apenas por meio de inventários, os quais permitem encontrar novas populações e/ou indivíduos, que será possível a realização de avaliações mais completas sobre o risco de extinção das espécies de interesse.

Além do mais, dois terços das áreas sugeridas como adequadas ambientalmente para as espécies estudadas já foram convertidas para atividades humanas. Isso é um dado alarmante, pois mais da metade das áreas estabelecidas como prioritárias para as espécies aqui estudadas são também de grande relevância para a biodiversidade brasileira como um todo (Ministério do Meio Ambiente & PROBIO 2007). Adicionalmente, a maioria das espécies estudadas apresentou uma distribuição atual fragmentada, podendo indicar que o risco de extinção dessas espécies seja ainda maior de acordo com, por exemplo, características do ciclo de vida ou comportamento de aversão à matriz (Watling & Donnelly 2007; Becker et al. 2007). Assim, nossos dados indicam que muitas espécies podem simplesmente não suportar a espera por informações de melhor qualidade, ressaltando a necessidade de avaliações que usem todas as informações que temos hoje para tomarmos decisões de conservação.

4.2 Importância econômica

Além disso, os nossos resultados também apresentam justificativas econômicas para a atitude de precaução que deve ser tomada em relação às espécies DD, uma vez que uma espécie identificada como Em Perigo (*P. megacephala*) e uma como Quase Ameaçada (*P. oreades*) são pertencentes a uma família a um gênero (Phyllomedusa) de grande potencial para a farmacologia. Classes novas de peptídeos antimicrobianos foram descobertas em espécies do gênero Phyllomedusa (Chivian & Bernstein 2008). Além disso, *P. oreades*, espécie recentemente descrita (Brandão 2002), apresenta dermaseptinas com atividade anti *Trypanosoma cruzi* (Brand et al. 2002), demonstrando que o coquetel de peptídeos dos anfíbios representa uma biblioteca de potencial antibiótico com proporções enormes (Chivian & Bernstein 2008).

Os anfíbios, tanto a fase adulta como os estágios larvais, exercem ainda funções importantes no ecossistema e a extinção dessas espécies poderá provocar mudanças no fluxo energético entre ambientes aquáticos e terrestres, na quantidade de nutrientes dissolvidos em riachos, na produtividade primária e nas populações de presas e predadores dos mesmos (Whiles et al. 2006). Assim, o mais simples egocentrismo nos obriga a tomarmos decisões de conservação, pois as evidências sugerem que, além de perdas para a medicina, o declínio dos anfíbios neotropicais também poderá trazer conseqüências para a estrutura de serviços ambientais de ecossistemas ripários.

4.3 Avaliação do status de conservação

O conhecimento atual, ainda que escasso, não deixa de ser útil e podemos utilizá-lo da melhor forma possível. Isso foi o que demonstrou nossa metodologia de avaliação do risco de extinção de espécies pouco conhecidas que indicou dez espécies como ameaçadas, uma vez que apenas a categoria de maior risco de extinção deve ser listada (IUCN standards and petitions working group 2008). Esse resultado é interessante porque cinco dessas espécies estão entre as espécies anteriormente apontadas como possivelmente ameaçadas (*S. canastrensis*, *S. maracaya*, *C. bokermanni*, *L. camaquara*, *P. evangelistai*, *P. cururu*) (Eterovick et al. 2005; BIODIVERSITAS 1995). Dentre essas quatro espécies, estão as três listadas pelo critério A2c, o qual leva em consideração as estimativas de perda de habitat, sugerindo que nossa metodologia também está de acordo com a opinião de especialistas.

Adicionalmente, *S. curicica*, *P. megacephala*, *P. cururu* que foram listadas como ameaçadas devido ao pequeno tamanho de distribuição, mas que não haviam sido apontadas em nenhum trabalho anterior como possivelmente ameaçadas, possuem distribuição praticamente restrita à Serra do Cipó. Essa região passou por isolamentos em enclaves de vegetação aberta durante os ciclos climáticos do Quaternário (Colli 2005), podendo ser considerada, então, um centro de endemismo recente. Isso é suportado também porque essas espécies são especialistas de campos rupestres (Eterovick & Sazima 2004; Pugliese et al. 2004; IUCN 2007) e estas fitofisionomias podem ter formado enclaves topográficos durante as glaciações do Quaternário, favorecendo a especiação nessas regiões e a existência de espécies endêmicas atualmente (Cruz & Feio 2007). Dessa forma, como essas espécies devem ter uma origem recente, a relação direta entre abundância e tamanho da distribuição ainda deve existir (Johnson 1998), sugerindo que essas espécies devem ser também pouco abundantes, estando sujeitas a estocasticidades demográficas.

No entanto, as espécies consideradas ameaçadas segundo o critério de tamanho de distribuição estão entre as que possuem uma maior proporção de sua distribuição dentro de Unidades de Conservação, especialmente, na Serra do Cipó. Porém, essa proteção legal não necessariamente garantirá a proteção real dessas espécies, principalmente em relação a doenças emergentes. Além do mais, *P. megacephala*, *S. curicica*, *C. bokermanni*, *L. camaquara* e *P. cururu* são espécies que possuem desenvolvimento indireto e girinos de riacho (Eterovick 2003; Eterovick & Sazima 2004; Pugliese et al. 2004; Eterovick et al. 2005; IUCN 2007), sendo que a larva de anfíbios de riacho leva mais tempo para sofrer

metamorfose e, assim, seriam mais afetados por períodos prolongados de seca (Eterovick et al. 2005). Dessa forma, em conjunto com as mudanças climáticas, estas espécies podem ser susceptíveis a doenças como o fungo *Batrachochytrium dendrobatidis* (Pounds 2001), que tem sido sugerido como a causa de declínios inexplicáveis dentro de Unidades de Conservação (Lips et al. 2003; Kriger & Hero 2007). Então, a Serra do Cipó ganha destaque no papel de conservação desses anfíbios, mas apenas através de monitoramentos constantes. Essa mesma recomendação é válida para outras Unidades de Conservação que abrangem a distribuição de qualquer espécie de interesse de conservação.

Também é necessário ressaltar o fato de que a espécie *C. bokermanni* foi considerada ameaçada de acordo com os dois critérios de risco de extinção utilizados. Isso indica que *C. bokermanni* é uma espécie de distribuição restrita, e que, simultaneamente, tem sofrido com a perda de habitat. Esse resultado corrobora o desaparecimento dessa espécie das áreas próximas ao Parque Nacional Serra do Cipó que foi constatado por Eterovick et al. (2005) e suporta a listagem dessa espécie como ameaçada em Minas Gerais, a qual seguiu tanto critérios de perda de hábitat (A) como de tamanho de distribuição (B) (Machado et al. 1998). Além disso, a IUCN (2007) indica que essa espécie apresenta uma tendência populacional de declínio e recomenda a necessidade da realização de monitoramentos urgentes.

Outro fato interessante é que todas as espécies classificadas como Em Perigo ocorrem em altitudes acima de 800m. Elevadas altitudes estão associadas a endemismo de anfíbios, bem como a espécies de pequena área de distribuição (McKnight et al. 2007). Estas espécies de distribuição restrita tendem a ter maior risco de extinção e, dessa forma, a altitude pode estar positivamente correlacionada com risco de extinção de anfíbios (Lips et al. 2003). Além disso, 91,7% das áreas estabelecidas como prioritárias para inventários, por possuírem adequabilidade ambiental para no mínimo três espécies e menos de quatro inventários, estão em regiões com altitude igual ou superior a 700m. Isso sugere que a maioria das espécies estudadas seja realmente endêmica e de distribuição restrita.

Portanto, considerando esse cenário de precaução, nossa metodologia se demonstrou capaz de utilizar todo o conhecimento que temos hoje, ainda que escasso, para estabelecer prioridades de conservação. Nós conseguimos avaliar o *status* de conservação de 14 das 15 espécies que nos propusemos a estudar. Esse método pode ser utilizado para qualquer espécie que tenha no mínimo dois registros de ocorrência e pode ser promissor também para auxiliar no aumento de conhecimento sobre espécies que tem sido descritas recentemente. Por

exemplo, a taxa de descrição de anfíbios é superior a 2% ao ano (Wake & Vredenburg 2008) e, então, metodologias como a aqui executada podem aumentar nossa capacidade de tomar decisões de conservação.

No entanto, nossa metodologia carrega um caráter conservador por tender a sobreestimar a extensão de ocorrência de espécies de distribuição restrita (ver Capítulo 2). Adicionalmente, a taxa de perda de habitat é linear, quando, na verdade, deveria ser exponencial, acompanhando o crescimento populacional humano (Gallant et al. 2007). Desse modo, espécies identificadas como ameaçadas nesse trabalho realmente devem ter uma alta probabilidade de extinção, mas não podemos dizer que as espécies não ameaçadas estão fora de risco, principalmente em relação às espécies classificadas como Quase Ameaçadas (NT).

Por último, nossa metodologia, aparentemente, apresentou-se falha na modelagem da distribuição potencial de *D. araguaya*. Isso pode ter ocorrido porque essa espécie possui apenas dois pontos de ocorrência, os quais estão apenas 1,83km distantes entre si. Assim, esses pontos podem estar autocorrelacionados espacialmente e, com apenas um registro independente, os métodos de modelagem podem não ter sido capazes de gerar um modelo razoável. Então, nós optamos por continuar classificando essa espécie como DD, por não termos um mínimo aceitável de confiabilidade no modelo gerado.

Isso ressalta a importância de que os modelos de espécies pouco conhecidas sejam continuamente atualizados e refeitos com os novos registros de ocorrência que possam surgir. Os dados obtidos em um primeiro inventário servem para melhorar o desempenho dos modelos e esses poderão direcionar de forma cada vez mais precisa os inventários seguintes (Guisan et al. 2006). Essas amostragens sistemáticas permitirão uma ampliação da análise do nicho das espécies, pois estas geralmente estão restritas à amplitude de adequabilidade ambiental fornecida pelos registros de ocorrência (Hortal et al. 2008). Desse modo, através de amostragens planejadas será possível determinar se uma espécie é realmente rara ou se sua aparente raridade era apenas um reflexo da escassez de inventários (Poon & Margules 2004; de Siqueira et al. 2009). Além disso, inventários são essenciais por permitirem a validação de modelos e a descoberta de novas populações ou espécies (Raxworthy et al. 2003; Engler et al. 2004; de Siqueira et al. 2009).

5. CONCLUSÃO

De maneira geral, nossa metodologia demonstrou ser útil para a realização de avaliações preliminares de espécies com dados escassos, identificando dez espécies que devem ser priorizadas em projetos de conservação. No entanto, ressaltamos que essas avaliações podem ser revistas à medida que novos registros de ocorrência sejam obtidos. Além disso, nós não temos a pretensão de que essas avaliações de risco de extinção sejam imediatamente convertidas em listas de espécies ameaçadas, mas o principal objetivo é o direcionamento de inventários e a produção de um conhecimento sistemático que possa ser utilizado em *workshops* de discussão de espécies ameaçadas e de áreas prioritárias para a conservação. Sabemos que o aumento da informação sobre o *status* de conservação de uma espécie tem repercussões na disponibilidade de obtenção de financiamentos para a conservação da mesma e, assim, um dos objetivos do presente trabalho é colocar em debate a atenção que tem sido dispensada às espécies DD do mundo todo. Temos que agir, pois talvez ainda seja possível frear a atual extinção em massa, salvando espécies que ainda não estão criticamente em perigo.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Akcakaya H.R., Butchart S.H.M., Mace G.M., Stuart S.N. & Hilton-Taylor C. 2006. Use and misuse of the IUCN Red List Criteria in projecting climate change impacts on biodiversity. *Global Change Biology* 12: 2037-2043.
2. Araujo C. O., Condez, T. H., & Haddad C. F. B. 2007. Amphibia, Anura, *Barycholos ternetzi*, *Chaunus rubescens*, and *Scinax canastrensis*: Distribution extension, new state record. *Check List* 3:153-155.
3. Araujo M.B. & New M. 2006. Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology & Evolution* 22: 42-47.
4. Bastos R.P. 2007. Anfíbios do Cerrado. In: Nascimento LB and Oliveira ME (eds), *Herpetologia no Brasil II* pp. 87-100. Sociedade Brasileira de Herpetologia, Belo Horizonte.
5. Becker C. G., Fonseca C. R., Haddad C. F. B., Batista R. F., & Prado P. I. 2007. Habitat Split and the Global Decline of Amphibians. *Science* 318: 1775-1777.
6. BIODIVERSITAS. 1995. Lista das espécies presumivelmente ameaçadas de extinção da fauna do estado de Minas Gerais. Accessed: 24-11-2008. URL: <http://www.biodiversitas.org.br/listasmg/MG-especies-fauna-presumivelmente-ameacadas.pdf>.
7. Blaustein A. R. & Kiesecker J. M. 2002. Complexity in conservation: lessons from the global decline of amphibian populations. *Ecology Letters* 5: 597-608.
8. Brand G. D., Leite J. R. S. A., Silva L. P., Albuquerque S., Prates M. V., Azevedo R. B., Carregaro V., Silva J. S., Sá V. C. L., Brandão R. A., Bloch Jr C. 2002. Dermaseptins from *Phyllomedusa oreades* and *Phyllomedusa distincta*. *The Journal of Biological Chemistry* 277: 49332-49340.
9. Brandão R. A. 2002. A New Species of *Phyllomedusa* Wagler, 1830 (Anura: Hylidae) from Central Brazil. *Journal of Herpetology* 36: 571-578.

10. Brandão R.A. & Araujo A.F.B. 2001. A herpetofauna associada às Matas de Galeria no Distrito Federal. In: Ribeiro JF, Fonseca CEL and Sousa-Silva JC (eds), Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria pp. 561-604. Embrapa Cerrados, Planaltina.
11. Brook B. W., Sodhi N. S., & Bradshaw C. J. A. 2008. Synergies among extinction drivers under global change. *Trends in Ecology & Evolution* 23: 453-460.
12. Brooks T.M., Mittermeier R.A., Mittermeier C.G., Fonseca, G.A.B., Rylands, A.B., Konstant, W.R., Flick, P., Pilgrim, J., Oldfield, S., Magin, G., & Hilton-Taylor, C. 2002. Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. *Conservation Biology* 16: 909-923.
13. Brooks, T. M., Pimm, S. L., & Oyugi, J. O. 1999. Time lag between deforestation and bird extinction in tropical forests fragments. *Conservation Biology* 13: 1140-1150.
14. Buckley L. B. & Jetz W. 2007. Environmental and historical constraints on global patterns of amphibian richness. *Proceedings of the Royal Society* 274: 1167-1173.
15. Canelas M. A. S. & Bertoluci J. 2007. Anurans of the Serra do Caraça, southeastern Brazil: species composition and phenological patterns of calling activity. *Iheringia (Serie Zoologia)* 97: 21-26.
16. Caramaschi U. 2006. Redefinição do grupo de *Phyllomedusa Hypochondrialis*, com redescritção de *P. megacephala* (Miranda-Ribeiro, 1926), revalidação de *P. azurea* Cope, 1862 e descrição de uma nova espécie (Amphibia, Anura, Hylidae). *Arquivos do Museu Nacional* 64: 159-179.
17. Caramaschi U. & Cruz C. A. G. 1997. Redescription of *Chiasmocleis albopunctata* (Boettger) and description of a new species of chiasmocleis (Anura: Microhylidae). *Herpetologica* 53: 259-268.
18. Cavalcanti R.B. & Joly C.A. 2002. Biodiversity and conservation priorities in the Cerrado. In: Oliveira PS and Marques RJ (eds), *The Cerrado of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna* pp. 351-367. Columbia University Press, New York.

19. Chivian E. & Bernstein A. 2008. Threatened groups of organisms valuable to medicine. In: Chivian E and Bernstein A (eds), *Sustaining Life: How human life depends on biodiversity* pp. 203-285. Oxford University Press, New York.
20. Colli G.R. 2005. As origens e a diversificação da herpetofauna do Cerrado. In: Scariot A, Souza-Silva JC and Felfili JM (eds), *Ecologia, Biodiversidade e Conservação* pp. 247-264. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
21. Colli G.R., Bastos R.P. & Araújo A.B. 2002. The character and dynamics of the Cerrado herpetofauna. In: Oliveira PS and Marquis RJ (eds), *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna* pp. 223-241. Columbia University Press, New York.
22. Cooper N., Bielby J., Thomas G. H., & Purvis A. 2008. Macroecology and extinction risk correlates of frogs. *Global Ecology and Biogeography* 17: 211-221.
23. CRIA. Species Link. Accessed 07/2007. URL: <http://splink.cria.org.br/tools?criaLANG=pt>.
24. Cruz C.A.G. & Feio R.N. 2007. Endemismos em anfíbios em áreas de altitude na Mata Atlântica no sudeste do Brasil. In: Nascimento LB and Oliveira ME (eds), *Herpetologia no Brasil II* pp. 117-126. Sociedade Brasileira de Herpetologia, Belo Horizonte.
25. de Siqueira M. F., Durigan G., De Marco P., & Peterson A. T. 2009. Something from nothing: Using landscape similarity and ecological niche modeling to find rare plant species. *Journal for Nature Conservation*, in press.
26. Diniz J.A.F., Bini L.M., Pinto M.P., Rangel, T.F.L.V., Carvalho, P., & Bastos, R.P. 2006. Anuran species richness, complementarity and conservation conflicts in Brazilian Cerrado. *Acta Oecologica-International Journal of Ecology* 29: 9-15.
27. Diniz-Filho J. A. F., Bini L. M., Bastos R. P., Vieira C. M., Souza M. C., Motta J.A.O., Pombal, J. P. Jr, & Peixoto, M. 2004. Anurans from a local assemblage in Central Brazil: linking local process with macroecological patters. *Brazilian Journal of Biology* 64: 41-52.

28. Diniz-Filho J. A. F., Bini L. M., Silveira L. S., Ferreira A. A., da Silva Jr N. J., Bastos R. P., Angelini R., Santos B. B., & Brandão D. 2006. Lista das espécies ameaçadas de extinção da fauna do estado de Goiás. Diniz-Filho, J. A. F.
29. Engler R., Guisan A. & Rechsteiner L. 2004. An improved approach for predicting the distribution of rare and endangered species from occurrence and pseudo-absence data. *Journal of Applied Ecology* 41: 263-274.
30. Eterovick, P. C. 2003. Distribution of anuran species among montane streams in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 19: 219-228.
31. Eterovick P. C., Carnaval A. C. O. Q., Borges-Nojosa D. M., Silvano D. L., Segalla M. V., & Sazima I. 2005. Amphibian declines in Brazil: an overview. *Biotropica* 37: 166-179.
32. Eterovick P.C. & Sazima I. 2004. Anfíbios da Serra do Cipó, Minas Gerais - Brasil. PUCMinas, Belo Horizonte, p.-152.
33. Faivovich J., Haddad C. F. B., Garcia P. C. A., Frost D. R., Campbell J. A., & Wheeler W. C. Systematic review of the frog family Hylidae, with special reference to Hylinae: phylogenetic analysis and taxonomic revision . *Bulletin of the American Museum of Natural History* 294: 1-240. 2005.
34. Ficetola G.F., Thuiller W. & Miaud C. 2007. Prediction and validation of the potential global distribution of a problematic alien invasive species - the American bullfrog. *Diversity and Distributions* 13: 476-485.
35. Fonseca G.A.B., Rylands A.B., Costa C.M.R., Machado R.B. & Leite Y.L.R. 1994. Livro Vermelho dos Mamíferos Brasileiros Ameaçados de Extinção. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte.
36. Frost D. Amphibian Species of the World: an Online Reference. Version 5.1 (10 October, 2007). Accessed 21/04/2008. URL: <http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.php>.

37. Gallant A. L., Klaver R. W., Casper G. S., & Lanoo M. J. 2007. Global rates of habitat loss and implications for amphibian conservation. *Copeia* 4: 967-979.
38. Good T.C., Zjhra M.L. & Kremen C. 2006. Addressing data deficiency in classifying extinction risk: a case study of a radiation of Bignoniaceae from Madagascar. *Conservation Biology* 20: 1099-1110.
39. Guisan A., Broennimann O., Engler R., Vust, M., Yoccoz, N.G., Lehmann, A. & Zimmermann, N.E. 2006. Using niche-based models to improve the sampling of rare species. *Conservation Biology* 20: 501-511.
40. Guisan A. & Thuiller W. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8: 993-1009.
41. Haddad C. F. B. & Prado C. P. A. 2005. Reproductive Modes in Frogs and Their Unexpected Diversity in the Atlantic Forest of Brazil. *BioScience* 55: 207-217.
42. Hero J. M., Williams S. E., & Magnusson W. E. 2005. Ecological traits of declining amphibians in upland areas of eastern Australia. *J.Zool., Lond.* 267: 221-232.
43. Hortal J., Jimenez-Valverde A., Gómez J. F., Lobo J. M., & Baselga A. 2008. Historical bias in biodiversity inventories affects observed environmental niche of the species. *Oikos* 117: 847-858.
44. Houlahan J. E., Findlay C. S., Schimdt B. R., Meyer A. H., & Kuzmin S. L. 2000. Quantitative evidence for global amphibian population declines. *Nature* 404: 752-755.
45. IUCN. 2007. IUCN Red List. Accessed: 6/04/2007. URL: <http://www.iucnredlist.org/>
46. IUCN, NatureServe, and Conservation International. 2008. An Analysis of Amphibians on the 2008 IUCN Red List. Accessed: 6/02/2009. URL: http://www.iucnredlist.org/amphibians/geographic_patterns#note_brazil.
47. IUCN Categories & Criteria. 2001. IUCN Red List Categories and Criteria-Version 3.1. Accessed: 6/04/2007. URL: http://www.iucnredlist.org/info/categories_criteria2001.

48. IUCN Species Survival Commission, Conservation International Center for Applied Biodiversity Science NatureServe. 2004. IUCN Global Amphibian Assessment. Accessed: 6/04/2007. URL: <http://www.globalamphibians.org>.
49. IUCN standards and petitions working group. 2008. Guidelines for using the IUCN Red List Categories and Criteria. pp.1-70.
50. Johnson C.N. 1998. Species extinction and the relationship between distribution and abundance. *Nature* 394: 272-274.
51. Klink C.A. & Moreira A.G. 2002. Past and current human occupation, and land use. In: Oliveira PS and Marquis RJ (eds), *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna* pp. 69-88. Columbia University Press, New York.
52. Kriger K. M. & Hero J. M. 2007. The chytrid fungus *Batrachochytrium dendrobatidis* is non-randomly distributed across amphibian breeding habitats. *Diversity and Distributions* 13: 781-788.
53. Lamoreux J., Akcakaya H.R., Bennun L. Collar, N.J., Boitani, L., Brackett, D., Brautigam, A., Brooks, T.M., de Fonseca, G.A.B., Mittermeier, R.A., Rylands, A.B., Gardenfors, U., Hilton-Taylor, C. Mace, G., Stein, B.A., & Stuart, S. 2003. Value of the IUCN Red List. *Trends in Ecology & Evolution* 18: 214-215.
54. Leite F.S.F., Pezzuti T. L., & Viana P.L. 2006. Amphibia, *Bokermannohyla nanuzae*, *Scinax curicica*, *Leptodactylus camaquara*, *Physalaemus evangelistai*, and *Proceratophrys cururu*: Distribution extensions. *Check List* 2: 5.
55. Lips K.R., Reeve J.D. & Witters L.R. 2003. Ecological traits predicting amphibian population declines in Central America. *Conservation Biology* 17: 1078-1088.
56. Loiselle B. A., Howell C. A., Graham C. H., Goerck J. M., Brooks T., Smith K. G., & Williams P. H. 2003. Avoiding pitfalls of using species distribution models in conservation planning. *Conservation Biology* 17: 1591-1600.
57. Loyola R. D., Kucera U., & Lewinsohn T. M. 2007. Endemic vertebrates are the most effective surrogates for identifying conservation priorities among Brazilian ecoregions. *Diversity and Distributions* 13: 389-396.

58. Machado A.B.M., Fonseca G.A.B., Machado R.B., Aguiar L.M.S. & Lins L.V. 1998. Livro Vermelho das espécies ameaçadas de extinção da fauna de Minas Gerais. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte: p.-608.
59. Machado P.A.L. 2007. Direito Ambiental Brasileiro. Malheiros Editores, p.-686.
60. Machado R. B., Ramos-Neto M. B., Pereira P. G. P., Caldas E. F., Gonçalves D. A., Santos N. S., Tabor K., & Steininger M. 2004. Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro. Relatório técnico não publicado. Brasília, DF, Conservação Internacional. p.-23.
61. McCallum M. L. 2007. Amphibian decline or extinction? Current declines dwarf background extinction rate. *Journal of Herpetology* 41: 483-491.
62. McKnight M. W., White P. S., McDonald R. I., Lamoreux J. F., Sechrest W., Ridgely, R. S., & Stuart S. N. 2007. Putting beta-diversity on the map: broad-scale congruence and coincidence in the extremes. *Plos Biology* 5: 2424-2432.
63. Ministério do Meio Ambiente. 2000. Convenção sobre Diversidade Biológica. Brasília, DF, p.-30.
64. Ministério do Meio Ambiente & PROBIO. Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira. 2007. Revisão das Áreas Prioritárias para Conservação da Biodiversidade (importância biológica). Accessed: 2/04/2008. URL: <http://mapas.mma.gov.br/i3geo/datadownload.htm>.
65. Mittermeier R. A., Gil P. R., Hoffmann M., Pilgrim J., Brooks T., Mittermeier C. G., Lamoreux J. & Da Fonseca G. A.B. 2004. Hotspots Revisited: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions. Cidade do México, CEMEX & Agrupacion Sierra Madre. p.-640.
66. Myers N., Mittermeier R.A., Mittermeier C.G., Fonseca G.A.B. & Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
67. Napoli M. F. & Caramaschi U. 1998. Duas novas espécies de *Hyla* Laurenti, 1768 do Brasil Central afins de *H. TRITAENIATA* BOKERMANN, 1965 (AMPHIBIA, ANURA, HYLIDAE). *Boletim do Museu Nacional, Nova Série Zoologia* (391), 1-12.

68. Olson D.M., Dinerstein E., Wikramanayake E.D., Burgess N.D., Powell G.V.N., Underwood E.C., D'Amico J.A., Itoua I., Strand H.E., Morrison J.C., Loucks C.J., Allnutt T.F., Ricketts T.H., KuraY., Lamoreux J.F., Wettengel W.W., Hedao P. & Kassem K.R. 2001. Terrestrial ecoregions of the worlds: A new map of life on Earth. *BioScience* 51: 933-938.
69. 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.
70. Pimenta B. V. S., Haddad C. F. B., Nascimento L. B., Cruz C. A. G., & Pombal Jr. J. P. 2005. Comment on "Status and Trends of Amphibian Declines and Extinctions Worldwide". *Science* 309: 1999b.
71. Poon E.L. & Margules C.R. 2004. Searching for new populations of rare plant species in remote locations. In: Thompson WL (ed), *Sampling Rare or Elusive Species* pp. 189-206. Island Press, Washington.
72. Pounds J. A. 2001. Climate and amphibian declines. *Nature* 410: 639-640.
73. Pugliese A., Pombal Jr. J. P., & Sazima I. 2004. A new species of *Scinax* (Anura: Hylidae) from rocky montane fields of the Serra do Cipó, Southeastern Brazil. *Zootaxa* 688: 1-15.
74. Raxworthy C.J., Martinez-Meyer E., Horning N. Nussbaum R.A., Schneider G.E., Ortega-Huerta M.A. & Peterson A.T. 2003. Predicting distributions of known and unknown reptile species in Madagascar. *Nature* 426: 837-841.
75. Rodrigues A.S.L., Pilgrim J.D., Lamoreux J.F., Hoffmann M. & Brooks T.M. 2006. The value of the IUCN Red List for conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 21: 71-76.
76. Rodriguez J.P., Brotons L., Bustamante J. & Seoane J. 2007. The application of predictive modelling of species distribution to biodiversity conservation. *Diversity and Distributions* 13: 243-251.

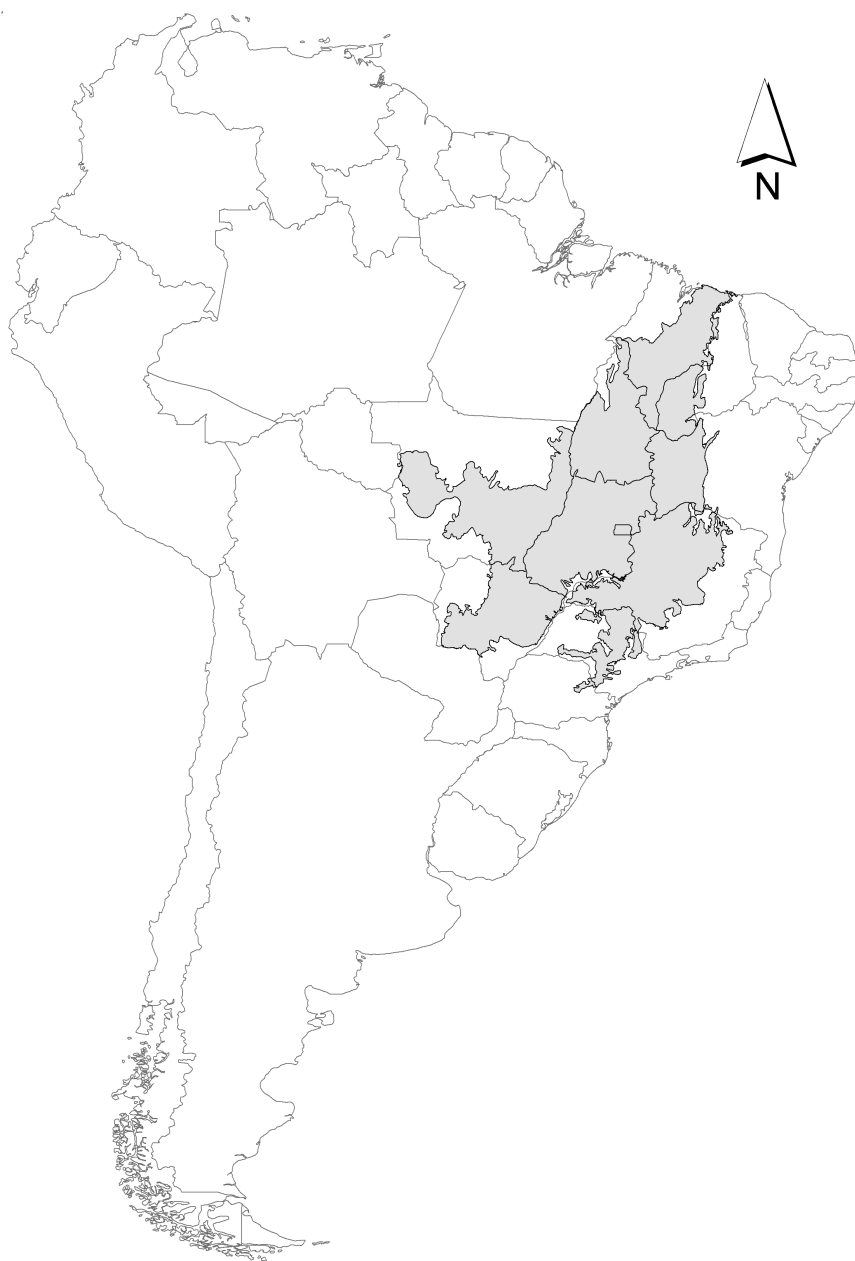
77. Silvano D. L. & Segalla M. V. 2005. Conservation of Brazilian Amphibians. *Conservation Biology* 19: 653-658.
78. Sodhi N. S., Bickford D., Diesmos A. C., Lee T. M., Koh L. P., Brook B. W., Sekercioglu C. H., & Bradshaw C. J. A. 2008. Measuring the Meltdown: Drivers of Global Amphibian Extinction and Decline. *Plos One* 2: e1636.
79. Soule M.E. 1985. What is conservation biology? *Bioscience* 35: 727-734.
80. Stuart S. N., Chanson J. S., Cox N. A., Young B. E., Rodrigues A. S. L., Fischman D. L., & Waller R. W. 2004. Status and Trends of Amphibian Declines and Extinctions Worldwide. *Science* 306: 1783-1786.
81. Stuart S. N., Chanson J. S., Young B. E., Rodrigues A. S. L., Fischman D. L., & Waller R. W. 2005. Response to Comment on "Status and Trends of Amphibian Declines and Extinctions Worldwide". *Science* 309: 1999c.
82. Tilman D., Fargione J., Wolff B., D'Antonio C., Dobson A., Howarth R., Schindler D., Schlesinger W.H., Simberloff D., & Swackhamer D. 2001. Forecasting Agriculturally Driven Global Environmental Change. *Science* 292: 281-284.
83. Tisdell C. 2006. Knowledge about species' conservation status and funding for its preservation: Analysis. *Ecological Modelling* 198: 515-519.
84. Van Sluys M., Schittini G. M., Marra R. V., Azevedo A. R. M., Vicente J. J., & Vrcibradic D. 2006. Body size, diet and endoparasites of the microhylid frog *Chiasmocleis capixaba* in an Atlantic Forest area of southern Bahiastate, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 66: 167-173.
85. Wake D. B. & Vredenburg V. T. 2008. Are we in the midst of the sixth mass extinction? A view from the world of amphibians. *PNAS* 105: 11466-11473.
86. Watling J.I. & Donnelly M.A. 2007. Multivariate correlates of extinction proneness in a naturally fragmented landscape. *Diversity and Distributions* 13: 372-378.
87. Whiles M. R., Lips K. R., Pringle C. M., Bixby R. J., Brenes R., Connelly S., Colon-Gaud J. C., Hunte-Brown M., Huryn A. D., Montgomery C., & Peterson S. 2006. The

effects of amphibian population declines on the structure and function of Neotropical stream ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment* 4: 27-34.

88. Young B. E., Lips K. R., Reaser J. K., Ibáñez R., Salas A. W., Cedeño J. R., Coloma L. A., Ron S., Marca E., Meyer J. R., Muñoz A., Bolaños F., Chaves, G., & Romos D. 2001. Population declines and priorities for amphibian conservation in Latin America. *Conservation Biology* 15: 1213-1223.

7. ANEXOS

Anexo 1. Mapa da América do Sul com os limites dos estados brasileiros e, em cinza, o bioma Cerrado para o qual a distribuição potencial das espécies deficientes em dados (DD) foi predita.



Anexo 2. Espécies de anfíbios anuros com dados insuficientes do Cerrado, pontos de ocorrência localidades dos pontos de ocorrência, fonte do registro e fonte das coordenadas geográficas.

Espécie	Longitude	Latitude	Localidade/Município - Estado	Fonte	Coordenadas
<i>Dendropsophus araguaya</i>	-53,2000	-17,3167	Alto Araguaia - MT	Napoli & Caramaschi 1998	Artigo
	-53,2000	-17,3333	Santa Rita do Araguaia - GO	Napoli & Caramaschi 1998	Frost
<i>Hypsiboas buriti</i>	-46,4167	-15,6167	Fazenda São Miguel, Buritis - MG	Frost; IUCN	Frost
	-47,7500	-15,7500	Distrito Federal - DF	Brandão & Araujo, 2001	Google Earth
<i>Phyllomedusa centralis</i>	-55,7494	-15,4608	Aldeia velha, Chapada dos Guimarães -MT	Species link; IUCN	species link
	-56,6269	-16,2597	Poconé -MT	Species link	species link
	-57,7991	-19,2280	Jacadigo, Corumbá - MS	Species link	Google Earth
<i>Phyllomedusa megacephala</i>	-43,5939	-19,2897	sítio 1, Serra do Cipó - MG	Eterovick et al., 2005	Artigo
	-43,7500	-19,5000	Jaboticatubas (Serra do Cipó) - MG	Caramaschi 2006	Alexandria
<i>Phyllomedusa oreades</i>	-48,3000	-13,7500	Serra da Mesa -GO	Brandão 2002	Artigo
	-47,0800	-16,0304	Cabeceira Grande - MG	Frost	google earth
	-47,9167	-15,9167	Reserva Ecológica do IBGE, Brasília - DF	Brandão 2002	Artigo
	-47,8667	-14,1500	Chapada dos Veadeiros, São Jorge - GO	Brandão 2002	Artigo
	-47,9833	-15,9500	ARIE do Capetinga - DF	Brandão 2002	Artigo
	-49,1667	-16,2500	Serra dos Pirineus, pirenópolis - GO	Brandão 2002; IUCN	Artigo
<i>Scinax canastrensis</i>	-46,3656	-20,2456	Serra da Canastra, São Roque de Minas - MG	species link, IUCN	species link
	-47,4292	-20,2317	Parque Estadual Furnas do Bom Jesus, Pedregulho - SP	Araujo et al. 2007	Artigo
	-47,2833	-19,3500	Perdizes - MG	Frost	Alexandria
	-44,1000	-19,2500	Vargem Bonita - MG	species link	species link
<i>Scinax curicica</i>	-43,3388	-18,2011	Lapa do Anísio, Parque Estadual do Rio Preto - MG	Leite et al. 2006	Artigo
	-43,5383	-19,2544	Alto Palácio, Santana do Riacho, Serra do Cipó - MG	Pugliese et al, 2004	Artigo
	-43,5939	-19,2897	sítio 1, Serra do Cipó - MG	Eterovick et al., 2005	Artigo
	-43,5000	-20,1333	Serra do Caraça, Catas Altas - MG	Pugliese et al, 2004	Artigo
<i>Scinax maracaya</i>	-43,4832	-20,2960	Ouro Preto - MG	Frost	Google Earth
	-46,3656	-20,2456	São Roque de Minas, Serra da Canastra -MG	IUCN, species link	species link
	-46,3881	-20,8636	Fazenda Salto, Alpinópolis - MG	species link	species link
	-43,8500	-19,9833	Nova Lima - MG	Pugliese et al, 2004	Alexandria
<i>Allobates goianus</i>	-48,4833	-19,2833	Água Limpa - MG	Pugliese et al, 2004	Alexandria
	-47,4667	-14,0833	Chapada dos Veadeiros - GO	IUCN	Alexandria
	-48,6041	-16,6430	Silvânia - GO	IUCN; Diniz-filho et al. 2004	google earth

<i>Chiasmocleis centralis</i>	-51,0833	-14,9000	Aruanã - GO	IUCN; Caramaschi & Cruz 1997	Alexandria
	-48,3558	-13,5083	Cana Brava, Minaçu - GO	IUCN; Caramaschi & Cruz 1997	Google Earth
<i>Crossodactylus bokermanni</i>	-43,5939	-19,2897	sítio 1, Serra do Cipó - MG	IUCN; Eterovick et al., 2005	Artigo
	-43,5436	-19,2572	sítio 4, Serra do Cipó - MG	Eterovick et al., 2005	Artigo
	-43,7142	-19,1692	Estrada, Santana do Riacho - MG	species link	species link
	-43,7447	-19,5136	Estrada, Santana do Riacho - MG	species link	species link
<i>Leptodactylus camaquara</i>	-43,8467	-19,9858	Nova Lima - MG	species link	species link
	-43,3113	-18,2106	Parque Estadual do Rio preto, São Gonçalo do Rio Preto - MG	Leite <i>et al.</i> 2006	Artigo
	-43,7447	-19,5136	Jaboticatubas, Serra do Espinhaço - MG	species link; IUCN; Frost	species link
	-43,7142	-19,1692	Estrada de Vespasiano a Conceição do Mato Dentro, Km 110-132	species link	species link
	-43,5939	-19,2897	sítio 1, Serra do Cipó - MG	Eterovick et al., 2005; IUCN	Artigo
	-47,5333	-14,1333	Chapada dos Veadeiros, Alto Paraíso de Goiás - GO	iucn; frost	Frost
<i>Odontophrynus salvatori</i>	-48,6041	-16,6430	Silvânia - GO	Species link, Diniz-Filho et al., 2004	google earth
	-48,9500	-15,8500	Pirinópolis - GO	IUCN	google earth
	-47,7500	-15,7500	APA do Cafuringa - DF	Lista de espécies da APA do Cafuringa	Artigo
	-43,3388	-18,2015	Morro Redondo, Parque Estadual do Rio Preto - MG	Leite et al. 2006	Artigo
<i>Physalaemus evangelistai</i>	-43,7142	-19,1692	Santana do Riacho, Serra do Cipó - MG	species link	species link
	-43,7447	-19,5136	Estrada de Vespasiano a Conceição do Mato Dentro, Km 132 - MG	species link	species link
	-43,4667	-20,0833	RPPN Santuário do Caraça, Serra do Espinhaço, MG	Canelas & Bertoluci 2007	Artigo
<i>Proceratophrys cururu</i>	-43,3354	-18,2133	Morro Redondo, Parque Estadual do Rio preto - MG	Leite <i>et al.</i> 2006	Artigo
	-43,5939	-19,2897	sítio 1, Serra do Cipó - MG	Eterovick et al., 2005; IUCN	Artigo
	-43,5436	-19,2572	Sítio 2, Serra do Cipó, MG	Eterovick et al., 2005	Artigo
	-43,7447	-19,5136	Serra do Cipó, km 132 - MG	species link	species link
	-43,5833	-19,2833	Localidade do espécime tipo na Serra do Cipó - MG	Frost	Frost

Anexo 3. Mapa de quantidade de inventários de anfíbios do Cerrado (Cavalcanti & Joly 2002). Os valores são a média de inventários dos municípios existentes em cada quadrícula de um grau.

