

Padrões espaciais e conservação da diversidade de serpentes do bioma cerrado

Larice de Fátima Couto¹, Levi Carina Terribile² e José Alexandre Felizola Diniz-Filho^{3*}

¹Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais e Saúde, Universidade Católica de Goiás, Av. Universitária, 1440, 74605-010, Setor Universitário, Goiânia, Goiânia, Brasil. ²Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Universidade de Brasília, Campus Universitário Darcy Ribeiro, 70910-900, Brasília, Distrito Federal, Brasil. ³Laboratório de Ecologia e Evolução, Universidade Federal de Goiás, Cx. Postal 13, 74001-970, Goiânia, Goiás, Brasil. *Autor para correspondência. E-mail: diniz@icb.ufg.br

RESUMO. Em geral, as tentativas para estabelecer áreas prioritárias para conservação no Cerrado têm sido baseadas em critérios subjetivos. No presente trabalho, foram utilizados dados macroecológicos de distribuição de 129 espécies de serpentes distribuídas em 181 células com 1° de latitude/longitude do Cerrado para analisar padrões espaciais na riqueza e propor uma estratégia de conservação para essas espécies. Verificou-se que as cinco variáveis ambientais analisadas explicaram apenas 34,65% da variação na riqueza de serpentes do Cerrado. Para seleção de áreas prioritárias utilizando-se procedimentos de otimização, estabeleceu-se que 14 células são necessárias para representar todas as espécies pelo menos uma vez. Também foram incorporados ao modelo os padrões de ocupação humana no Cerrado, visando minimizar conflitos entre desenvolvimento e conservação, e neste caso as células concentram-se principalmente no sudoeste do bioma. Em função da falta geral de conhecimento sobre os padrões locais de distribuição de espécies no Cerrado, esses resultados devem ser considerados preliminares. De qualquer modo, o presente estudo, em escala biogeográfica, é importante para estabelecer estratégias metodológicas e para fornecer uma visão ampla dos padrões de diversidade e de que regiões seriam mais importantes para sua conservação.

Palavras-chave: serpentes, cerrado, riqueza de espécies, gradientes de diversidade, complementaridade, conservação.

ABSTRACT. *Spatial patterns and biodiversity conservation of snakes from Cerrado biome.* Until recently, the conservation of Cerrado has been neglected and attempts to establish conservation priorities were usually based on subjective criteria. In this paper, macroecological data of distribution of 129 species of snakes in the Cerrado were used to evaluate spatial patterns in species richness and to establish a system of potential areas that preserves all snake species in the region. The five environment variables used as predictors explained only 34.65% of the variance in species richness. In order to establish conservation priorities, optimization procedures were used. These procedures showed that 14 cells must be selected to represent all species at least once. Incorporating in the model the human occupation in Cerrado, a northward shift in selected cells is observed, allowing minimizing potential conservation-human development conflicts. These results must be considered preliminary and more detailed studies are necessary to evaluate the spatial patterns in snakes' richness of Cerrado, considering the lack of knowledge on distribution and taxonomy of these species at local scales. However, the conservation biogeography approach used here is a first step towards understanding the overall diversity patterns and to establish the best methodological approaches to conserve them.

Key words: snakes, Cerrado, species richness, diversity gradients, complementarity, conservation.

Introdução

O Cerrado é o segundo maior bioma brasileiro, sendo superado em área somente pela Amazônia (Ribeiro e Walter, 1998), tendo sido considerado recentemente um dos *hotspots* mundiais de biodiversidade (Myers *et al.*, 2000). A área total ocupa 21% do território nacional e é considerado a

última fronteira agrícola do planeta (Klink e Machado, 2005). Até recentemente, a conservação do Cerrado era negligenciada e tentativas de estabelecer áreas prioritárias para conservação estavam baseadas em critérios subjetivos (Cavalcanti e Joly, 2002). Em parte, essas estratégias foram estabelecidas pela falta de conjuntos de dados confiáveis e detalhados de abundância e distribuição

de grupos de organismos (Diniz-Filho *et al.*, 2007). Entretanto, existem atualmente métodos capazes de estabelecer de forma mais objetiva estratégias mais eficientes de conservação, em função de dados coerentes de distribuição geográfica das espécies ou outros 'alvos' de conservação.

Os estudos sobre a herpetofauna do Cerrado são, no mínimo, incipientes. Atualmente, menos de 10% dos trabalhos publicados sobre a herpetofauna brasileira estão relacionados ao Cerrado, sendo em sua maioria revisões taxonômicas. A despeito disso, o Cerrado é o terceiro em número de espécies de serpentes (117 espécies), atrás apenas da Amazônia (138 espécies) e da Mata Atlântica (134 espécies) (Rodrigues, 2005), e a compilação de dados sobre a biodiversidade de uma área ou região é uma etapa fundamental no processo de planejamento de unidades de conservação (Margules e Pressey, 2000). No caso das serpentes, uma agravante para se estabelecer de forma confiável padrões de distribuição e abundância é o grande número de espécies raras, fossoriais e semi-fossoriais, que normalmente são ignoradas ou sub-amostradas, além de um provável número elevado de espécies desconhecidas ou que são descritas erroneamente.

A seleção eficiente de áreas prioritárias para a conservação pode ser definida como um problema de otimização com o objetivo de proteger todos os alvos de conservação com o menor custo possível (medido, na maioria das vezes, como o número mínimo de áreas) (Lawler *et al.*, 2003). A seleção de áreas tem sido feita utilizando-se algoritmos baseados no conceito de complementaridade, que mede quanto uma área é diferente de outras em termos de composição de espécies (Margules e Pressey, 2000). Uma seleção de áreas por complementaridade, portanto, prioriza uma área para representação de espécies que não foram previamente representadas em áreas já selecionadas (Pressey *et al.*, 1993). Dessa forma, uma área com alta complementaridade não é, necessariamente, a mais rica em espécies. Por exemplo, se uma área contribui com poucas espécies ou tipos de hábitat, mas que não estão representados em outras áreas, então o valor de complementaridade naquela área será alto. Um método muito útil para análise de extensão de ocorrência de espécies em estudos de complementaridade em grandes escalas é a utilização de grades, cujas unidades de análise são células (Whittaker *et al.*, 2005). O objetivo, portanto, é avaliar qual a menor configuração espacial de células que permite a representação de todas as espécies.

As estratégias de conservação da biodiversidade, além de métodos específicos que permitam alcançar

as metas definidas, passam por uma avaliação inicial dos processos ecológicos e evolutivos que geraram e mantêm a diversidade de espécies em uma dada região, ou local. A maior parte dos estudos, que exploram o padrão de estruturação da riqueza e composição de espécies em função de variáveis climáticas, têm sido desenvolvidos em grandes escalas (Hawkins *et al.*, 2005; Diniz-Filho *et al.*, 2004; Hawkins *et al.*, 2003a e b). Hawkins *et al.* (2003b) analisaram a relação entre riqueza de espécies de répteis e clima e verificaram que a riqueza de lagartos está relacionada ao *input* de energia no ambiente. Devido a ectotermia e a exibição de mecanismos fisiológicos e comportamentais complexos para manter a temperatura corpórea, é provável que a temperatura ambiental represente um fator climático de grande importância na diversidade dos répteis. Rodríguez *et al.* (2005) verificaram recentemente que 71% da variação nos padrões de riqueza de répteis na Europa é explicada pelo potencial de evapotranspiração (uma medida da energia atmosférica ou energia do ambiente), sem nenhuma influência detectável da disponibilidade de água e biomassa de plantas.

Neste estudo, foram utilizados dados macroecológicos de distribuição (extensão de ocorrência) para avaliar padrões espaciais na riqueza de serpentes do Cerrado, bem como para propor uma estratégia de conservação para essas espécies. Avaliou-se inicialmente a relação entre a riqueza de espécies de serpentes do Cerrado e variáveis ambientais de clima e vegetação. Em seguida, verificou-se como esses padrões podem ser representados usando procedimentos baseados na complementaridade e insubstituibilidade, para definir quais regiões do bioma são mais importantes para representar a riqueza total de espécies de serpentes.

Material e métodos

Dados de ocorrência

Para o levantamento e o mapeamento das espécies de serpentes do Cerrado foi utilizada a listagem de 107 espécies de Colli *et al.* (2002) como referência principal e, a partir dessa, foram feitas revisões e atualizações da nomenclatura e inclusão de espécies novas através de buscas em periódicos específicos e na listagem da Sociedade Brasileira de Herpetologia (<http://www2.sbherpetologia.org.br/home/home.asp>) (SBH, 2006). Foram incluídas também, as espécies marginais, ou seja, espécies comuns em outros biomas com pontos de ocorrência no Cerrado. Uma lista detalhada das referências usadas para cada espécie pode ser obtida

diretamente com os autores.

Os pontos de ocorrência (coordenadas geográficas de latitude e longitude) foram mapeadas com uma resolução espacial de uma célula de 1°, usando como base uma *grid* com 181 células (ou quadrículas) abrangendo todo a Bioma Cerrado. Foi construída uma matriz binária, registrando-se a presença (1) ou ausência (0) das espécies em cada uma das 181 quadrículas de acordo com a área de distribuição. A riqueza de espécies foi calculada e posteriormente mapeada, somando as presenças de cada quadrícula.

Análise espacial da riqueza

Para a análise espacial da riqueza foram utilizadas análises de regressão simples e regressão múltipla OLS ('ordinary least squares') com o objetivo de avaliar a magnitude das variáveis ambientais como preditoras do padrão espacial de riqueza de serpentes no Cerrado. Foram utilizadas 5 variáveis: 1) AET: evapotranspiração atual é uma medida do balanço entre a disponibilidade água e energia no ambiente (balanço água-energia). A hipótese do balanço hidro-energético está baseada na necessidade dos animais de acesso à água e a temperaturas toleráveis (Rodríguez *et al.*, 2005; Diniz-Filho *et al.*, 2004; Hawkins *et al.*, 2003a e b); 2) PET: evapotranspiração potencial é uma variável muito utilizada como indicadora do input de energia do ambiente (Rodríguez *et al.*, 2005; Diniz-Filho *et al.*, 2004; Hawkins *et al.*, 2003a e b); 3) Umidade relativa anual (UMR); 4) Temperatura mínima anual (TEMP) e 5) EVI (*Enhanced Vegetation Indexes*): Índice de vegetação. Todas as variáveis estão disponíveis em <http://www.sage.wisc.edu/>.

Devido à presença autocorrelação espacial nos dados de biodiversidade (ver Diniz-Filho *et al.*, 2003), os testes de significância nos modelos OLS de regressão podem estar enviesados. Assim, esses efeitos de autocorrelação foram incorporados ao modelo de regressão que avalia o efeito dos preditores climático-ambientais, utilizando-se o método de regressão espacial SAR (*Simultaneous Autoregression*), disponível no *Software SAM - Spatial Analysis in Macroecology* (Rangel *et al.*, 2006). A matriz de conexão espacial para o modelo SAR foi obtida conectando-se os centros das células situadas a até 150 km (células vizinhas).

O padrão de autocorrelação foi quantificado para 10 classes de distância através do coeficiente autocorrelação espacial *I* de Moran, formando um correlograma espacial (Legendre e Legendre, 1998; Diniz-Filho *et al.*, 2007). As 10 classes de distância foram estabelecidas de modo a manter

aproximadamente o mesmo número de conexões entre células, garantindo a comparação dos erros associados a cada um dos índices *I* de Moran.

Os coeficientes *I* de Moran foram recalculados, em primeiro lugar, para os resíduos do modelo OLS, a fim de verificar se esse modelo foi eficiente em controlar os efeitos da autocorrelação espacial e avaliar adequadamente o efeito dos preditores ambientais. Se nenhuma autocorrelação espacial detectável permanece, principalmente nas primeiras classes de distâncias, então o padrão espacial de riqueza de espécies é bem explicado pelo padrão espacial de preditores ambientais. Por outro lado, se uma significativa autocorrelação espacial permanecer em qualquer classe de distância nos resíduos, então o modelo ambiental não descreve adequadamente o padrão de riqueza nessa escala e efeitos indesejáveis da autocorrelação espacial podem continuar a perturbar as conclusões (Rodríguez *et al.*, 2005). No caso, os resíduos do OLS continuaram autocorrelacionados espacialmente, o que justificou a aplicação do modelo SAR. De qualquer modo, os resíduos desse modelo foram também avaliados a fim de verificar sua adequação.

Áreas prioritárias para conservação

Baseado na ocorrência das espécies nas 181 células do Cerrado, foi utilizado um procedimento de otimização para selecionar um número mínimo de células necessárias para representar todas as espécies pelo menos uma vez, com o intuito de otimizar áreas a serem preservadas. Para obter essa combinação de células foi utilizada a rotina *Site Selection Mode* (SSM) do *software SITES v. 1.0* (Andelman *et al.*, 1999), com base em um procedimento de *Simulated Annealing* (Anelamento Simulado), um algoritmo não seqüencial que encontra soluções ótimas (número mínimo de células para conservação) comparando conjuntos inteiros de áreas. O programa executou 150 rodagens com um número de 1.000.000 de interações.

Frequentemente existem múltiplas combinações (ou soluções) de células que representam todas as espécies. Essas soluções foram combinadas para gerar um mapa que dá a importância relativa de cada célula nessas múltiplas redes de reservas com tamanho mínimo (*multiple minimum networks*) por considerar a frequência na qual essa célula ocorre nas combinações representativas de células ou redes de reservas alternativas. Essa é uma estimativa da insubstituibilidade da célula, que varia de 0.0 (insubstituibilidade mínima) à 1.0 (insubstituibilidade máxima) e mede a probabilidade

de uma dada célula conter todos os alvos de conservação (Diniz-Filho *et al.*, 2006).

Além disso, foi incorporado ao SSM um custo para cada uma das células (Figura 1), estimado como uma combinação dos três primeiros componentes principais de uma matriz de correlação entre 23 diferentes variáveis sócio-econômicas que expressam a ocupação humana do Cerrado (ver Rangel, 2007). Essas variáveis foram obtidas no Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), nos Censos Agropecuários de 1995/96 e no Demográfico de 2000 (www.ibge.gov.br). Assim, entre as possíveis soluções que representam todas as espécies, foi encontrada também uma combinação de células nas quais ocorre uma menor ocupação humana total, sendo útil para minimizar os conflitos de conservação (Diniz-Filho *et al.*, 2006).

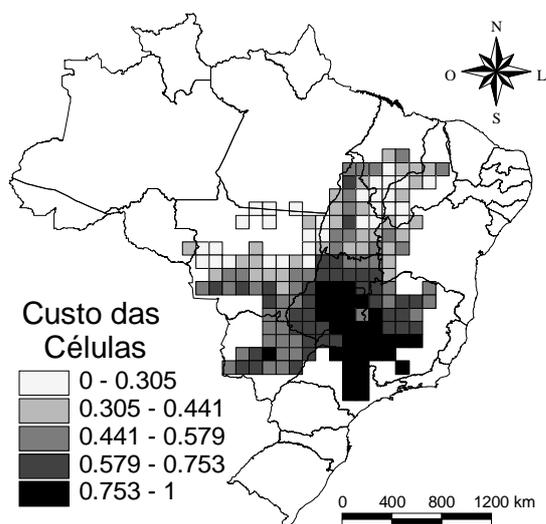


Figura 1. Padrão espacial do custo das 181 células que sobrepõem à região do Cerrado.

Resultados

Descrição geral da riqueza de espécies

No total, foram levantadas 129 espécies de serpentes (Tabela 1), sendo 15 endêmicas, distribuídas em 8 famílias e 49 gêneros, incluindo as espécies com distribuição para os Biomas Caatinga, Mata Atlântica, Pantanal e Amazônia e que possuíam pontos de ocorrência abrangendo o Cerrado.

A riqueza de espécies de serpentes foi maior nas quadrículas da região central e em uma quadrícula ao sul do Bioma. Observa-se um gradiente de aumento da riqueza do centro em direção ao sul e sudoeste do bioma (Figura 2). Das 129 espécies, 46

(ou 35,6%) apresentaram área de distribuição inferior a 20 quadrículas na *grid* do Cerrado e 8 espécies (6,3%) apresentaram distribuição em todo o Cerrado (Figura 3). Esse resultado reflete provavelmente a falta de estudos e o pouco conhecimento sobre a área de distribuição da ofiofauna do Cerrado.

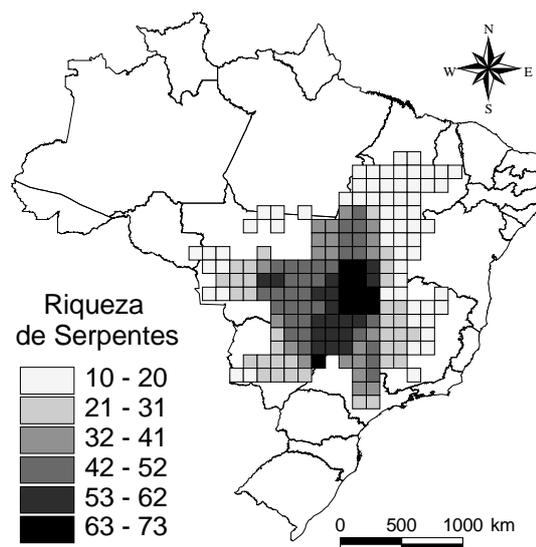


Figura 2. Padrão espacial da riqueza de serpentes no Cerrado.

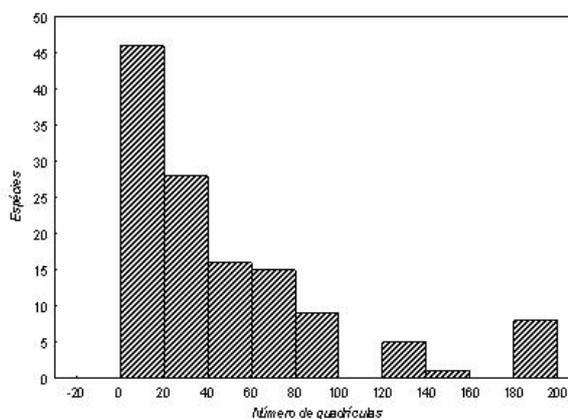


Figura 3. Histograma das áreas de distribuição geográfica (i.e., número de quadrículas) das 129 espécies de serpentes no Cerrado.

Análise espacial da riqueza de espécies

A relação entre a riqueza de espécies e cada uma das variáveis é não linear (Figura 4) e, individualmente, cada uma das variáveis explica muito pouco da variação na riqueza ($r^2 \leq 0,07$). A análise de regressão múltipla revelou que as variáveis ambientais utilizadas explicam apenas 34,65% ($r^2 = 0,346$) da variação na riqueza, enquanto que a estrutura espacial explica 74% ($r^2 = 0,745$). Ambos (variáveis e espaço) explicam 76%.

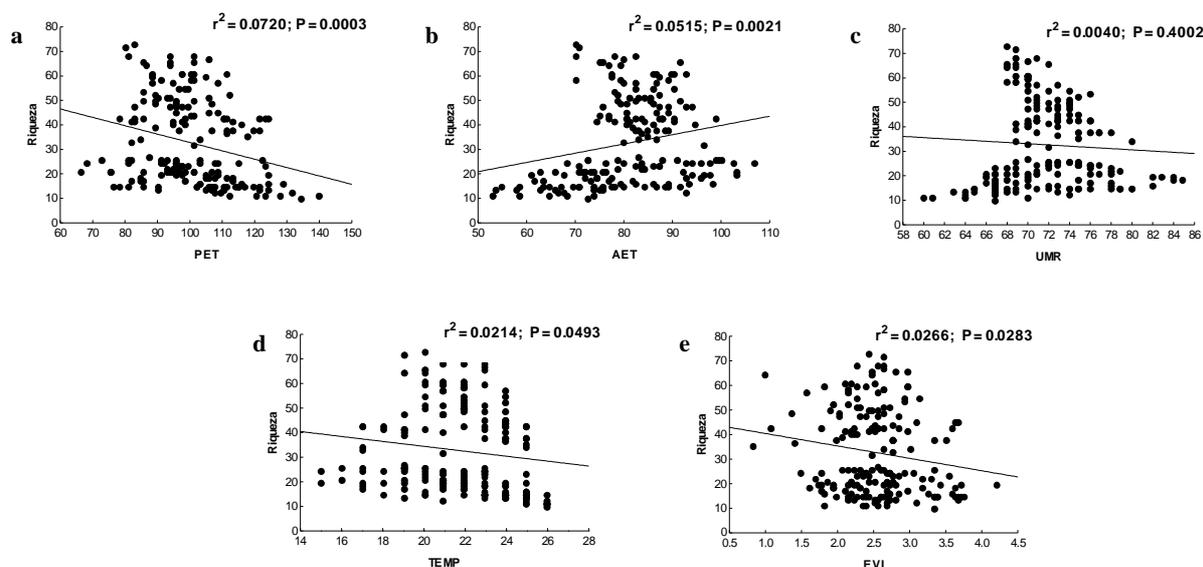


Figura 4. Relação entre (a) AET, (b) PET, (c) UMR, (d) TEMP e (e) EVI e a riqueza de espécies de serpentes.

O correlograma espacial (Figura 5) indica uma forte estrutura espacial na riqueza de espécies, com um alto coeficiente I de Moran positivo nas primeiras classes de distâncias (a uma distância de aproximadamente 580 km), seguido de um decréscimo do coeficiente e novamente uma elevação (classe de distância de aproximadamente 1.080 km), onde o coeficiente de autocorrelação negativo é mais alto. O I de Moran tende a diminuir a uma distância de aproximadamente 2.000 km. Isso significa que células próximas são mais similares que o esperado por variações ao acaso na riqueza e essa similaridade diminui em torno de 2.000 km.

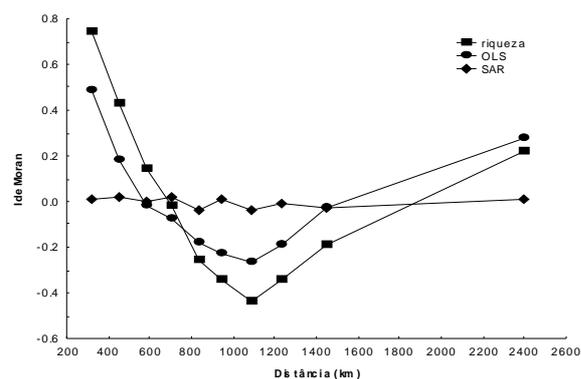


Figura 5. Correlograma para dados originais de riqueza de serpentes, para o resíduo da regressão múltipla (OLS) e para os resíduos do modelo de regressão espacial (SAR).

A autocorrelação espacial também pode ser observada no resíduo do modelo de regressão (OLS), o que significa que o modelo com as variáveis AET, PET, UMR, TEMP e EVI não é

eficaz para explicar a variação na riqueza espacial de serpentes.

Controlando o efeito do espaço na análise de regressão espacial (SAR), as variáveis ambientais explicaram menos de 2% da variação na riqueza ($r^2 = 0,179$), embora o poder total de explicação do modelo tenha sido elevado ($r^2 = 0,866$). Isso ocorre provavelmente porque outros fatores ou variáveis, estruturadas espacialmente, mas não incluídas na análise, são necessárias para explicar a variação espacial na riqueza de serpentes em pequenas escalas. No presente momento, o próprio efeito da autocorrelação espacial no modelo é a principal explicação para os padrões de riqueza.

Áreas prioritárias para conservação

O *Simulated Annealing* indicou que 14 quadrículas (células) devem ser consideradas para representar todas as espécies do Cerrado no mínimo uma vez (Figura 6). Entretanto, como esperado, diversas configurações espaciais existem, de modo que é mais adequado interpretar os padrões de insubstituibilidade, que são, na verdade, a frequência com que cada uma das células aparece nas 100 soluções do SSM consideradas. Quadrículas com elevada insubstituibilidade (i.e., acima de 85%), aparecem espalhadas pelo bioma, sendo 2 quadrículas situadas ao sul, no Estado de São Paulo, uma central, nos limites entre Goiás e Minas Gerais, 2 ao norte, abrangendo Tocantins e Pará, e, finalmente, 3 ao sudoeste, no Mato Grosso e Mato Grosso do Sul. Células com alta insubstituibilidade (i.e. acima de 51%) são encontradas, também, próximas ao pantanal, no Estado do Mato Grosso e

grupos de células com insubstituibilidade moderada (i.e. acima de 34%) são encontrados na região central do Cerrado e no Sudoeste (Mato Grosso do Sul).

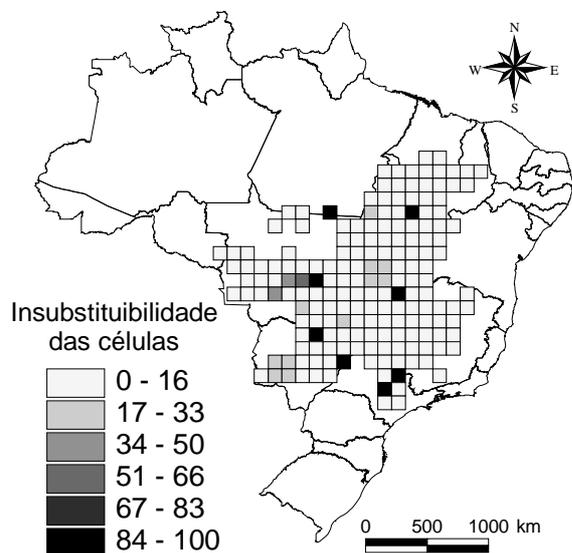


Figura 6. Padrão espacial de insubstituibilidade para 129 espécies de serpentes do Cerrado.

O módulo SSM também foi usado para representar todas as espécies ao mesmo tempo em que minimiza o efeito da combinação das variáveis socioeconômicas, representadas pela ocupação humana (o custo) (Figura 7). As 14 células selecionadas estão concentradas principalmente no sudoeste do bioma, nos Estados do Mato Grosso e Mato Grosso do Sul, além de 2 células no Estado de São Paulo, 2 em Goiás e uma no Tocantins.

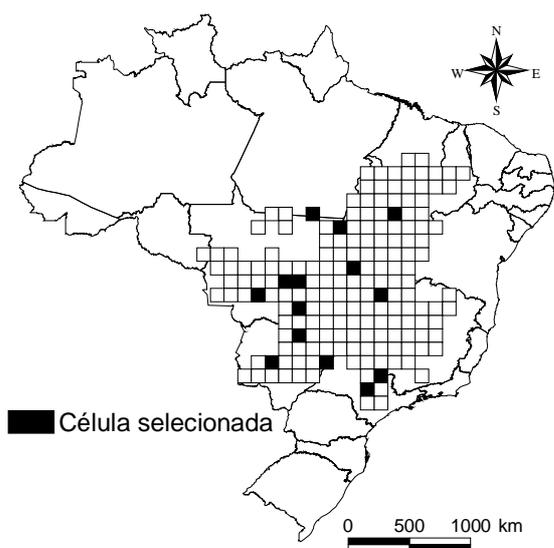


Figura 7. Solução mínima de SSM com relação às variáveis sócio-econômicas.

Tabela 1. Famílias e gêneros de serpentes do Cerrado brasileiro, com o número de espécies e espécies endêmicas de cada gênero.

Família	Gênero	Número de espécies	Número de espécies endêmicas
Anomalepididae	<i>Liotyphlops</i>	2	0
Leptotyphlopidae	<i>Leptotyphlops</i>	2	1
Typhlopidae	<i>Typhlops</i>	1	0
Aniliidae	<i>Anilius</i>	1	0
Boiidae	<i>Boa</i>	1	0
	<i>Corallus</i>	2	0
	<i>Epicrates</i>	1	0
	<i>Eumeces</i>	1	0
Colubridae	<i>Apostolepis</i>	9	7
	<i>Atractus</i>	4	0
	<i>Boiruna</i>	1	0
	<i>Chironius</i>	5	0
	<i>Clelia</i>	4	0
	<i>Dipsas</i>	1	0
	<i>Drymarchon</i>	1	0
	<i>Drymoluber</i>	1	0
	<i>Edumantera</i>	1	0
	<i>Erythrolamprus</i>	1	0
	<i>Gomesophis</i>	1	0
	<i>Helicops</i>	7	0
	<i>Hydrodynastes</i>	1	0
	<i>Imantodes</i>	1	0
	<i>Leptodeira</i>	1	0
	<i>Leptophis</i>	1	0
	<i>Liophis</i>	12	0
	<i>Lystrophis</i>	4	0
	<i>Mastigodryas</i>	2	0
	<i>Oxybelis</i>	1	0
<i>Oxyrhopus</i>	4	0	
<i>Phalotris</i>	6	4	
<i>Philodryas</i>	7	1	
<i>Phimophis</i>	1	0	
<i>Pseudablables</i>	1	0	
<i>Pseudoboa</i>	3	0	
<i>Pseudoeryx</i>	1	0	
<i>Psomophis</i>	1	0	
<i>Rhachidetes</i>	1	0	
<i>Sibynomorphus</i>	2	0	
<i>Simophis</i>	1	0	
<i>Spilotes</i>	1	0	
<i>Tantilla</i>	1	0	
<i>Thammodryastes</i>	2	0	
<i>Wagnerophis</i>	1	0	
<i>Xenodon</i>	1	0	
<i>Xenopholis</i>	1	0	
Elapidae	<i>Micruis</i>	9	1
	<i>Bothriopsis</i>	1	0
Viperidae	<i>Bothrops</i>	13	1
	<i>Crotalus</i>	1	0
Total		129	15

Discussão

Estudos recentes demonstraram que variáveis climáticas como AET, PET, temperatura e umidade são importantes preditores da diversidade de vários grupos de organismos vertebrados e invertebrados e também da diversidade de plantas em grandes escalas espaciais (Hawkins e Porter, 2003; Hawkins *et al.*, 2003a e b; Diniz-Filho *et al.*, 2004; Rodríguez *et al.*, 2005). Rodríguez *et al.* (2005) verificaram que a

energia do ambiente foi o principal preditor da riqueza de répteis da Europa. Diferentemente desses estudos, a combinação de variáveis climático/ambientais parece ser irrelevante para explicar o padrão de riqueza de serpentes no Cerrado. Por outro lado, Hawkins *et al.* (2003a) sugerem que os modelos climáticos são sensíveis às diferenças de escala e que o clima é muito mais variável em uma extensão global do que dentro de uma região biogeográfica. Isso significa que o clima pode ser um modelo adequado para explicar padrões de riqueza de espécies em grandes escalas espaciais, como por exemplo, a variação nos gradientes latitudinais de biodiversidade, e não em pequenas escalas como é o caso da riqueza de espécies de serpentes no Cerrado.

A análise de autocorrelação espacial tem se tornado uma ferramenta importante nos estudos de padrões de riqueza (Hawkins *et al.*, 2003a) e, por isso, a análise de autocorrelação foi utilizada aqui como uma técnica exploratória para descrever a estrutura espacial das variáveis preditoras e da riqueza de espécies. Foi verificada uma forte estrutura espacial no padrão de riqueza, refletindo a autocorrelação das variáveis climáticas e dos dados de riqueza. A análise de autocorrelação dos resíduos do modelo de regressão (OLS) indicou que, em pequenas escalas, variáveis de clima e vegetação não foram suficientes para explicar a estrutura espacial no padrão de riqueza de serpentes no Cerrado. Como o clima muda continuamente no espaço geográfico, enquanto que a área de ocorrência de muitas espécies abrange um pequeno número de células (ou quadrículas) (Hawkins *et al.*, 2003a), é possível que os preditores climáticos não consigam explicar a variação na riqueza de espécies em pequenas escalas, como verificado aqui pela ineficiência das variáveis na remoção da autocorrelação dos resíduos do modelo, especialmente nas classes de distâncias menores.

Redes de reservas definidas por algoritmos de complementaridade, baseados em análises de diversidade regional, têm sido muito usados para propor reservas que podem incluir ou excluir áreas despovoadas, áreas florestadas ou com vegetação secundária ou ainda, para medir extensões de novas reservas (Margules e Pressey, 2000; Diniz-Filho *et al.*, 2007). A análise realizada no presente trabalho revelou que esforços para conservação de serpentes no Cerrado deveriam ser concentradas em 14 regiões (células), com maior atenção para o Cerrado dos Estados do Mato Grosso, Mato Grosso do Sul e São Paulo, que concentram células com insubstituibilidade máxima. No Estado de São

Paulo, por exemplo, onde ocorrem duas células com insubstituibilidade máxima, resta apenas 1% da vegetação de Cerrado original (Cavalcanti e Joly, 2002).

Devido às fortes pressões do desenvolvimento humano acelerado, conservacionistas sugerem que os esforços de conservação devem compatibilizar a minimização dos custos e maximização da eficiência de conservação (Diniz-Filho *et al.*, 2006). Neste trabalho, a identificação de 14 células com custo mínimo demonstra que é possível gerar redes que contenham todas as espécies de serpentes e, ao mesmo tempo, menor quantidade de ocupação humana, visando minimizar conflitos entre desenvolvimento e conservação. É importante notar, entretanto, que metade das células insubstituíveis com menor custo estão localizadas nos Estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul, cujas áreas estão sob forte processo de expansão agrícola e agropecuário (Cavalcanti e Joly, 2002).

A despeito da ampla utilização dos métodos baseados em complementaridade para planejamento de áreas de conservação, Rodrigues e Gaston (2002) alertam para o fato de que esses métodos não fazem distinção entre espécies que são “verdadeiramente” raras e espécies que são “aparentemente” raras, o que pode influenciar negativamente os resultados. Espécies “aparentemente” raras são aquelas migratórias, nômades, ou que ocorrem em áreas pouco conhecidas e que não tenham sido suficientemente amostradas e, por isso, são representadas por uma ou poucas células na *grid*. No caso das serpentes do Cerrado, esse problema é particularmente importante, pois, para muitas espécies, a área de distribuição real é desconhecida e essas espécies foram representadas por apenas uma célula (normalmente o ponto de ocorrência do holótipo), o que não significa necessariamente que sejam raras. A presença de espécies “aparentemente” raras pode refletir na identificação e na quantidade de células selecionadas por insubstituibilidade. Espécies com área de distribuição muito restrita podem aumentar o nível de insubstituibilidade das células onde elas ocorrem. Isso significa, em último caso, que a insubstituibilidade de uma determinada célula ou área não resulta necessariamente da presença de espécies-alvo ou que necessitem ações emergenciais para a conservação (Rodrigues e Gaston, 2002). Do total de 14 células insubstituíveis identificadas na análise, 6 são derivadas da presença de espécies “aparentemente” raras, ou seja, as 6 células selecionadas representavam o único ponto de ocorrência de 11 espécies de serpentes. Portanto, novos estudos baseados em amostragens mais

abrangentes da distribuição de espécies de serpentes no Cerrado são necessários para efetivar a seleção de áreas prioritárias para a conservação.

Outro problema relacionado à insubstituibilidade refere-se a presença de espécies marginais nos nossos dados, ou seja, espécies de serpentes comuns na Amazônia, no Pantanal, na Caatinga ou na Mata Atlântica, cuja distribuição se estende para as bordas do Cerrado. Normalmente essas espécies possuem poucos pontos de ocorrência registrados no Cerrado e, por isso, abrangeram um pequeno número de quadrículas. Isso pode representar um viés na análise de insubstituibilidade, uma vez que essas espécies são “aparentemente” raras no Cerrado e, portanto, células que possuem essas espécies serão selecionadas. Para avaliar esse problema, a insubstituibilidade foi reanalisada excluindo-se 16 espécies consideradas marginais, de acordo com Ferrarezzi (1993), Dixon *et al.* (1993) e Campbell e Lamar (2004). Sem essas espécies marginais, foi observada uma redução no número de células com insubstituibilidade máxima, especialmente nos limites ao norte da região do Cerrado. Em contrapartida, o número de células com insubstituibilidade moderada (14 a 53%) aumentou, especialmente no sudoeste do bioma.

Finalmente, Diniz-Filho *et al.* (2004) alertam para algumas limitações das abordagens em macro-escala na identificação de áreas prioritárias para conservação. Segundo os autores, a delimitação da extensão de ocorrência das espécies baseada em dados biogeográficos, é, normalmente, sobre-estimada em relação à ocorrência em escalas locais. Embora tenha sido assumido que as espécies de serpentes com pontos isolados de ocorrência possuem distribuição contínua, não se pode assegurar que essas espécies possuam populações mínimas viáveis dentro da distribuição contínua obtida (Diniz-Filho *et al.*, 2007). Além disso, o padrão geral de riqueza pode apresentar um viés de amostragem, uma vez que a maior parte dos levantamentos e trabalhos taxonômicos de serpentes foram concentrados nas regiões sudeste e central do Bioma. Apesar disso, estudos recentes sugerem que os métodos baseados na complementaridade são ferramentas potencialmente válidas para seleção de reservas em regiões onde dados taxonômicos são incompletos ou raros (Diniz-Filho *et al.*, 2004; Diniz-Filho *et al.*, 2007). De qualquer forma, essas abordagens em macro-escala podem ser consideradas um ponto de partida importante para estratégias emergenciais em escalas locais.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com o apoio de Systema Naturae Consultoria Ambiental, Capes e CNPq, por meio da concessão de bolsas de mestrado (L.F. Couto), doutorado (L.C. Terribile) e de pesquisa (J.A.F. Diniz-Filho), respectivamente.

Referências

- ANDELMAN, S. *et al.* Sitesv 1.0 - An analytical toolbox for designing ecoregional conservation portfolios. [S.l.: s.n.], 1999. Technical report, the Nature Conservancy. Disponível em: <<http://www.biogeog.ocsb.edu/projects/tnc/toolbox.html>>. Acesso em: 14 mai. 2005.
- CAVALCANTI, R.B.; JOLY, C.A. Biodiversity and conservation priorities in the Cerrado region. In: OLIVEIRA, P.S.; MARQUIS, R.J. (Ed.). *The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical Savanna*. New York: Columbia University Press, 2002. cap. 18, 351-367p.
- CAMPBELL, J.A.; LAMAR, W.W. *The Venomous Reptiles of the Western Hemisphere*. New York: Comstock Publishing Associates, 2004. v. 1.
- COLLI, G.R. *et al.* The character and dynamics of the Cerrado herpetofauna. In: OLIVEIRA, P.S.; MARQUIS, R.J. (Ed.). *The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical Savanna*. New York: Columbia University Press, 2002. cap.12, p. 223-241.
- DINIZ-FILHO, J.A.F. *et al.* Spatial autocorrelation and red herrings in geographical ecology. *Global Ecol. Biogeogr.*, Oxford, v. 12, p. 53-64, 2003.
- DINIZ-FILHO, J.A.F. *et al.* A test of multiple hypotheses for the species richness gradient of South American owls. *Oecologia*, New York, n. 140, p. 633-638, 2004.
- DINIZ-FILHO, J.A.F. *et al.* Anuran species richness, complementarity and conservation conflicts in Brazilian Cerrado. *Acta Oecol.*, Paris, v. 29, p. 9-15, 2006.
- DINIZ-FILHO, J.A.F. *et al.* Conservation biogeography of anurans in Brazilian Cerrado. *Biodivers. Conserv.*, Dordrecht, v. 16, n. 4, p. 997-1008, 2007.
- DIXON, J.R. *et al.* *Revision of the Neotropical Snake Genus Chironius Fitzinger (serpentes, Colubridae)*. Monografie XIII. Torino: Museo Regionale di Scienze Naturali, 1993.
- FERRAREZZI, H. Nota sobre o genero *Phalotris* com revisão do grupo *nasutus* e descrição de três novas espécies (Serpentes, Colubridae, Xenodontinae). *Mem. Inst. Butantan*, Sao Paulo, v. 55, suppl.1, p. 21-38, 1993.
- HAWKINS, B.A.; PORTER, E.E. Water-energy balance and the geographic pattern of species richness of western Palearctic butterflies. *Ecol. Entomol.*, Oxford, v. 28, n. 6, p. 678-686, 2003.
- HAWKINS, B.A. *et al.* Productivity and history as predictors of the latitudinal diversity gradient of terrestrial birds. *Ecology*, Washington, D.C., v. 84, n. 6, p. 1608-1623, 2003a.
- HAWKINS, B.A. *et al.* Energy, water, and broad-scale geographic patterns os species richness. *Ecology*,

- Washington, D.C., v. 84, n. 12, p. 3105-3117, 2003b.
- HAWKINS, B.A. *et al.* Water links the historical and contemporary components of the Australian birds diversity gradient. *J. Biogeogr.*, Oxford, v. 32, n. 6, p. 1035-1042, 2005.
- KLINK, C.A.; MACHADO, R.B. A conservação do Cerrado brasileiro. *Megadiversidade*, Belo Horizonte, v. 1, n. 1, p. 147-155, 2005.
- LAWLER, J.J. *et al.* Integrating representation and vulnerability: two approaches for prioritizing areas for conservation. *Ecol. Appl.*, Washington, D.C., v. 13, p. 1762-1772, 2003.
- LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. *Numerical ecology*. Amsterdam: Elsevier, 1998.
- MARGULES, C.R.; PRESSEY, R.L. Systematic conservation planning. *Nature*, Londres, v. 403, p. 243-253, 2000.
- MYERS, N. *et al.* Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, Londres, v. 403, p. 853-858, 2000.
- PRESSEY, R.L. *et al.* Beyond opportunism: key principles for systematic reserve selection. *Trends Ecol. Evol.*, Londres, v. 8, n. 4, p. 124-128, 1993.
- RANGEL, T.F.L.V.B. Human development and biodiversity conservation in Brazilian Cerrado. *Appl. Geogr.*, Glasgow, v. 27, p. 14-27, 2007.
- RANGEL, T.F.L.V.B. *et al.* Towards an integrated computational tool for spatial analysis in macroecology and biogeography. *Global Ecol. Biogeogr.*, Oxford, v. 15, p. 321-327, 2006.
- RIBEIRO, J.F.; WALTER, B.M.T. Fitofisionomias do bioma Cerrado. In: SANO, S.M.; ALMEIDA, S.P. (Ed.). *Cerrado: ambiente e flora*. Brasília: Embrapa, 1998.
- RODRIGUES, A.S.L.; GASTON, K.J. Rarity and conservation planning across geopolitical units. *Conserv. Biol.*, Oxford, v. 16, n. 3, p. 674-682, 2002.
- RODRIGUES, M.T. Conservação dos répteis brasileiros: os desafios para um país megadiverso. *Megadiversidade*, Belo Horizonte, v. 1, n. 1, p. 87-94, 2005.
- RODRÍGUEZ, M.À. *et al.* Energy, water and large-scale patterns of reptile and amphibian species richness in Europe. *Acta Oecol.*, Paris, v. 28, p. 65-70, 2005.
- SBH. Lista de espécies de répteis do Brasil. Sociedade Brasileira de Herpetologia (SBH). [S.l.: s.n.], 2006. Disponível em: <<http://www2.sbherpetologia.org.br/checklist/repteis.htm>>. Acesso em: 29 mar. 2006.
- WHITTAKER, R.J. *et al.* Conservation Biogeography: assessment and prospect. *Divers. Distrib.*, Oxford, v. 11, n. 1, p. 3-23, 2005.

Received on October 31, 2006.

Accepted on March 22, 2007.