
Desafios para a identificação de áreas para conservação da biodiversidade

CRISTIANO NOGUEIRA^{1 + *}

PAULA H. VALDUJO²

ADRIANA PAESE³

MÁRIO BARROSO RAMOS NETO¹

RICARDO BOMFIM MACHADO^{1 +}

¹ Conservação Internacional, Brasília, Brasil.

² Departamento de Ecologia, Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil.

³ Conservação Internacional, Belo Horizonte, Brasil.

⁺ Endereço atual: Departamento de Zoologia, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade de Brasília, Campus Darcy Ribeiro, Brasília, Brasil.

^{*} e-mail: cnogueira@unb.br

RESUMO

Regiões globais prioritárias para a conservação já foram definidas pela combinação de dados em escala ampla sobre perda de habitats e níveis de endemismo. Entretanto, são necessárias análises detalhadas de seleção de áreas para transformar prioridades globais em ações concretas na natureza. Uma das estratégias fundamentais neste sentido é a identificação de áreas prioritárias com base em informações revisadas sobre ocorrência de espécies-alvo para a conservação. A definição do conjunto de espécies-alvo está longe de ser consensual, porém deve contemplar tanto critérios de vulnerabilidade quanto endemismo. Uma vez definido o conjunto de espécies alvo, é imprescindível reunir um volume representativo de dados confiáveis sobre a distribuição geográfica. Porém, a obtenção de bons conjuntos de informação em regiões de alta diversidade e pouca tradição em documentação da biodiversidade representa o mais fundamental desafio no processo de seleção de áreas. Registros de espécies diferem em sua origem, precisão geográfica e validade taxonômica. A necessidade de incorporação do melhor conjunto de dados requer grande esforço de revisão, maximizando a informação biológica acumulada. Para este processo é fundamental o acompanhamento dos especialistas, principalmente na etapa inicial de compilação e georreferenciamento de dados. O passo crucial de transição entre a escala pontual e escala de áreas requer informações detalhadas sobre história natural e variação espacial de recursos (diversidade de habitats, barreiras naturais, fragmentação). Os resultados principais esperados de tais iniciativas são a definição de sítios para a criação de áreas protegidas, além da detecção de localidades prioritárias para inventários direcionados, suprimindo rapidamente lacunas críticas de informação e fortalecendo o elo fundamental entre pesquisa e conservação. Sem o vínculo constante entre conservação e ciência básica de documentação de diversidade não há como definir áreas críticas com significado biogeográfico, que favoreçam a manutenção de padrões e processos evolutivos.

ABSTRACT

Global priority areas have already been defined by the congruence between endemism and threat in major terrestrial regions. However, detailed analyses refining these data and detecting priorities for site-scale action are still badly needed. One of the main data requirements for the selection of priority sites are compilations of detailed data on the distribution of target species. The definition of target species is still far from consensual, but must be based on the principles of vulnerability and irreplaceability. Once the target species are defined, gathering the best available data on species distribution is essential for good results. However, the compilation of good quality data on species distribution, especially in highly diverse and poorly studied Neotropical regions, is not a trivial task, and represents the main challenge and crucial step in priority setting exercises. Species records differ in their origin, geographical precision, and taxonomic validity. The compilation of data requires a large amount of revision effort, in order to maximize the information contained in centuries of biodiversity research. The involvement of local specialists, such as museum curators, taxonomists and field biologists, is crucial in this process. Another crucial step is the transition from point-locality data to priority areas, requiring good knowledge on available resources (habitat distribution, fragmentation) and natural history of the species involved, again depending on specialist input. The priority area selection will result in the definition of sites for the creation of protected areas and in the detection of research priorities, in sites where new surveys are urgently needed, favoring the link between conservation and biodiversity science. Without this constant and necessary link, priority setting analyses will not be able to select areas with biological meaning, and may fail to achieve the representation and persistence of original evolutionary patterns and processes.

INTRODUÇÃO

Espécies representam linhagens independentes, bases de informação para o entendimento dos processos evolutivos e unidades integradoras de todos os fenômenos biológicos, em diferentes escalas de análise (Brooks *et al.*, 2004; Wiens, 2004). A extinção de espécies é irreversível, e terá efeitos deletérios sobre todas as escalas mais amplas de manifestação da diversidade biológica; uma vez perdidas as espécies componentes, não há como recompor processos ecológicos e evolutivos (Wilson, 1999; Brooks *et al.*, 2004).

Entretanto, devido à interferência humana, especialmente a destruição de habitats (Bruner *et al.*, 2001), as taxas atuais de extinção de espécies estão pelo menos três ordens de grandeza maiores do que as taxas naturais ao longo do registro fóssil (Pimm *et al.*, 1995). Desta forma, é consenso que há que se estabelecer prioridades para direcionar os limitados recursos humanos, financeiros e de informação disponíveis para a conservação da biodiversidade (Margules & Pressey, 2000; Langhammer *et al.*, 2007).

Iniciativas de planejamento de conservação em escala global (Olson & Dinerstein, 1998; Stattersfield *et al.*, 1998; Myers *et al.*, 2000; Higgins *et al.*, 2004)

identificaram grandes regiões onde a perda de biodiversidade é eminente. No entanto, tais iniciativas de seleção de áreas em escala ampla não detalham sítios para ações concretas de conservação em campo (Eken *et al.*, 2004). Além disso, em razão da complexidade da escala global, em geral as estratégias não envolvem estudos integrados de diferentes grupos taxonômicos (Stattersfield *et al.*, 1998; Myers *et al.*, 2000).

Para detectar áreas críticas em campo, refinando a escala das análises globais, diferentes protocolos de análise vêm sendo aplicados, discutidos e aperfeiçoados em diferentes regiões do planeta (Margules & Pressey, 2000; Langhammer *et al.*, 2007). Um ponto crucial de tais análises é a necessidade de medir e interpretar a biodiversidade a partir de bases de dados confiáveis (Margules *et al.*, 2002), possibilitando a integração de dados de distribuição de espécies a informações especializadas sobre disponibilidade de recursos (variáveis ambientais tais como tipo de solo, relevo, clima, hidrografia) e por fim a variáveis de pressão antrópica e custos de conservação, tais como potencial de uso agrícola, densidade demográfica, remanescentes vegetais, áreas protegidas, urbanização e infra-estrutura (Margules & Pressey, 2000; Brooks *et al.*, 2004; Langhammer *et al.*, 2007). A combinação dos dados de espécie, recursos

ambientais e pressão antrópica permite comparar áreas e detectar graus de prioridade e ações emergenciais (Margules *et al.*, 2002; Williams *et al.*, 2002).

No entanto, prover dados confiáveis e representativos, que reflitam o estado de conhecimento acumulado sobre padrões de distribuição de espécies, gerando respostas práticas e aplicáveis na escala de tempo imposta pelo ritmo acelerado da perda de ambientes naturais, é um dos maiores desafios atuais de pesquisa em mapeamento e documentação da biodiversidade (Margules & Pressey, 2000; Brooks *et al.*, 2004; Lamoreux *et al.*, 2005), evidenciando uma necessidade urgente de integração entre os campos da Taxonomia, Biogeografia e Biologia da Conservação (Mace, 2004; Whittaker *et al.*, 2005).

No presente trabalho pretendemos evidenciar que bases de dados de ocorrência de espécies, compiladas e revisadas de modo exaustivo e cuidadoso a partir da participação intensiva de especialistas, são um dos pontos de partida essenciais para o bom planejamento de conservação. Dando enfoque principal aos vertebrados brasileiros, grupos taxonômicos com maior volume e qualidade de dados (Lewinsohn & Prado, 2005) e bom desempenho como indicadores de padrões biogeográficos (Lamoreux *et al.*, 2005; Loyola *et al.*, 2007), são discutidas formas de maximizar a informação armazenada em anos de documentação básica de taxonomia e biogeografia, gerando bases representativas e confiáveis sobre distribuição original e atual de espécies.

MÉTODOS USUAIS DE SELEÇÃO DE ÁREAS

A localização de áreas protegidas, em diversas partes do globo, tem sido definida mais por oportunismo do que por planejamento (Margules & Pressey, 2000), sendo que muitas áreas foram criadas com objetivos diversos aos da conservação da biodiversidade (Pressey *et al.*, 1993). Deste modo, os sistemas de áreas protegidas atuais protegem principalmente regiões de beleza cênica, baixa ocupação humana e baixo potencial para a exploração econômica (Margules & Pressey, 2000). Como resultado, existem lacunas importantes no sistema global de reservas que, embora cubram mais de 12% da superfície terrestre, deixam de proteger mais de 1400 espécies de vertebrados de grupos taxonômicos para os quais há análises globais exaustivas sobre os níveis de ameaça (Brooks *et al.*, 2004; Rodrigues *et al.*, 2004). No Brasil, os poucos estudos disponíveis sobre o tema apontam lacunas de proteção de vertebrados tanto no Cerrado (Machado *et al.*, 2004) quanto na Floresta Atlântica (Paglia *et al.*, 2004), duas regiões globais prioritárias para a conservação (Myers *et al.*, 2000).

No entanto, novas formas de análise e detecção de áreas críticas, visando propor métodos padronizados e sistemáticos de seleção de áreas, estão em aplicação e desenvolvimento em diferentes regiões do planeta. A indicação de áreas importantes para a conservação da biodiversidade pode advir tanto do simples mapeamento dos pontos de ocorrência dos alvos selecionados (Wege & Long, 1995; Brooks *et al.*, 2001) quanto da utilização dos princípios do planejamento sistemático para conservação (Margules & Pressey, 2000), com a adoção de uma sequência lógica de definição de metas explícitas de conservação, organização das informações sobre a biodiversidade, avaliação do desempenho do conjunto de áreas protegidas no cumprimento das metas previamente estabelecidas, na seleção de áreas adicionais para o preenchimento de lacunas e na implantação e monitoramento do plano de conservação gerado pela sequência de passos (Margules & Pressey, 2000). As estratégias comumente adotadas para a seleção de prioridades utilizam espécies como objetos básicos de conservação (Eken *et al.*, 2004; Langhammer *et al.*, 2007), aplicando técnicas de planejamento sistemático da conservação, e recorrendo também a mapeamentos de ecossistemas (Noss *et al.*, 1996) ou processos ecológicos (Lombard *et al.*, 1999; Rouget *et al.*, 2003), como forma de melhor representar diferentes escalas e níveis de organização da biodiversidade.

Entretanto, independente do método de análise empregado, sem dados confiáveis sobre a distribuição de espécies não há como detectar lacunas e priorizar efetivamente áreas para a conservação (Brooks *et al.*, 2004). Um ponto comum entre todas as abordagens de seleção de áreas é a grande dependência da qualidade das informações sobre ocorrência de espécies ou atributos da biodiversidade. Diferentes técnicas de seleção de áreas, são, em última análise, direcionadas pelos dados iniciais, que determinam diretamente a quantidade e distribuição dos alvos de conservação e interferem nos resultados para cada alvo (Whittaker *et al.*, 2005).

No entanto, compilar bases exaustivas sobre distribuição de espécies, de diferentes grupos taxonômicos, em regiões continentais amplas, com dados espacializados na escala mais fina possível, não deve ser encarado como tarefa trivial e esporádica (Brooks *et al.*, 2004). Especialmente na região Neotropical, de alta diversidade e ainda pouco estudada em termos de documentação básica de biodiversidade (Lewinsohn & Prado, 2005), são necessários esforços significativos para que as bases de informação façam o máximo uso de toda a gama de dados acumulados.

Sem boas bases de dados não há como assegurar que as ferramentas de análise consigam estabelecer um sistema de áreas protegidas capaz de satisfazer dois princípios básicos de seleção de áreas: a representatividade e a persistência (Margules & Pressey, 2000). A representatividade mínima só é obtida quando todos os alvos de conservação estiverem representados ao menos uma vez no sistema. O princípio da persistência postula que o sistema seja capaz de manter a viabilidade dos alvos envolvidos ao longo do tempo, dependendo diretamente da representatividade, já que a manutenção dos padrões e processos evolutivos dificilmente será atingida com sistemas de representatividade mínima (Cowling *et al.*, 2004). No entanto, proteger amostras representativas dos alvos de conservação, embora não seja suficiente (Higgins *et al.*, 2004), é um primeiro passo para evitar extinções e para conservar padrões biogeográficos e processos ecológicos e evolutivos (Brooks *et al.*, 2004).

POR QUE USAR DADOS DE ESPÉCIES?

Diante da forte dependência dos processos de seleção de áreas em relação aos dados iniciais, uma pergunta central a ser respondida é: que dados serão usados para as análises?

Espécies são as unidades centrais da evolução e representam entidades evolutivas únicas, derivadas de processos biogeográficos singulares e relações entre populações e recursos ecológicos em escalas temporais amplas (Mace, 2004; Wiens, 2004). Portanto, dados de espécie, tomadas como entidades evolutivas únicas definidas espacialmente (Hey *et al.*, 2003), são fundamentais às estratégias de seleção de áreas críticas (Brooks *et al.*, 2004).

Uma das principais críticas ao uso de espécies na seleção de áreas para a conservação (Knight *et al.*, 2007) menciona o tradicional debate entre diferentes conceitos de espécie e suas implicações para medidas práticas de proteção (Hey *et al.*, 2003; Agapow, 2005; Aleixo, neste volume). Entretanto, muito da controvérsia é eliminada com o reconhecimento dos dois significados centrais do termo espécie em biologia (Hey *et al.*, 2003): o significado taxonômico (espécie como categoria), e o significado evolutivo (espécie como entidade histórico-evolutiva). Apesar da controvérsia, atualmente vem ganhando prevalência o conceito filogenético de espécie, que define espécies de modo operacional e objetivo, como os menos inclusivos grupos diagnosticáveis de indivíduos, dentre os quais há relações históricas e exclusivas de parentesco, inferidas por características

derivadas comuns e exclusivas (Cracraft, 1997). O uso do conceito filogenético de espécies favorece o reconhecimento de entidades evolutivas distintas como a principal unidade de medida de biodiversidade (Agapow, 2005), vinculando a categoria taxonômica de espécie a entidades evolutivas únicas.

Outra crítica comum ao uso de espécies como alvo de conservação baseia-se nas incertezas e lacunas inerentes ao conhecimento sobre taxonomia e distribuição geográfica das diferentes formas de vida no planeta. São consensuais as lacunas no conhecimento biogeográfico, tanto em termos de diversidade taxonômica quanto em termos de dados sobre distribuição geográfica das espécies (Ferrier, 2002; Margules *et al.*, 2002; Williams *et al.*, 2002; Whittaker *et al.*, 2005). Como forma de contornar as lacunas no conhecimento sobre distribuição de espécies, o rápido avanço das técnicas de sensoriamento remoto gerou uma tendência ao uso de atributos físico-ambientais de escala ampla (e.g. relevo, cobertura vegetal, tipos de solo, variáveis climáticas) combinados em camadas conhecidas como *environmental diversity*, ED, ou “dublês” de biodiversidade (Faith & Walker, 1996). No entanto, os avanços técnicos no uso de camadas de diversidade de ambientes ocorreram sem avanços significativos e paralelos na capacidade de obter e interpretar dados básicos em distribuição das espécies, por uma falta de maior integração entre especialistas em documentação da biodiversidade, biogeografia e conservação (Whittaker *et al.*, 2005).

Testes do desempenho de parâmetros ambientais como “dublês” de diversidade demonstram que as áreas resultantes tiveram desempenho similar a áreas selecionadas ao acaso (Araújo *et al.*, 2001; Lombard *et al.*, 2003). Grupos de espécies onde a seleção de áreas direcionada por indicadores ambientais deixou maiores lacunas foram espécies com distribuição restrita, espécies dependentes de habitats específicos (distribuídos em escala mais refinada do que a escala da “diversidade ambiental”) e espécies cuja distribuição era determinada primordialmente por fatores históricos (Lombard *et al.*, 2003). Um dos argumentos centrais do presente trabalho é que tais espécies, justamente as melhores indicadoras potenciais de processos biogeográficos e históricos, estão exatamente entre as mais relevantes para a conservação.

Deste modo, a integração entre dados ambientais (recursos ecológicos e pressão antrópica) e dados de espécie de diferentes grupos taxonômicos, com diferentes restrições ecológicas (modos de reprodução, padrões de uso de habitat, capacidade de dispersão) e filogenéticas (diferentes histórias evolutivas), embora demande um

grau intenso de busca e revisão de dados, ainda parece ser a melhor forma de gerar boas interpretações e sínteses sobre biodiversidade, fundamentais à seleção de áreas para a conservação (Funk & Richardson, 2002; Whittaker *et al.*, 2005). Além disso, sem acesso a bons dados de distribuição geográfica das espécies não há nem mesmo como propor estratégias para direcionar esforços de documentação, preenchendo lacunas de informação faunística básica (Funk *et al.*, 2005; Raxworthy *et al.*, 2003).

OBJETOS DE CONSERVAÇÃO

Uma vez aceito o desafio primordial de trabalhar com espécies, surge o segundo desafio: selecionar quais as espécies são relevantes para a conservação. A estratégia das áreas-chave de biodiversidade (*Key Biodiversity Areas*, KBAs, Eken *et al.*, 2004) aponta quatro conjuntos de espécies relevantes para a seleção de áreas críticas, selecionadas de acordo com critérios de vulnerabilidade e endemismo (Eken *et al.*, 2004). O primeiro conjunto inclui espécies globalmente ameaçadas (critério 1), e é derivado de análises de vulnerabilidade. Os demais critérios (2 - espécies de distribuição restrita; 3 - espécies congregatórias e 4 - espécies endêmicas) derivam de características biogeográficas intrínsecas às espécies, sendo diferentes medidas do grau de regionalização da distribuição ou do uso de recursos (Eken *et al.*, 2004).

Embora o uso conjunto desses quatro critérios favoreça a obtenção de bases representativas de informação biogeográfica (Langhammer *et al.*, 2007), existe a tendência ao uso prioritário de espécies globalmente ameaçadas (Langhammer *et al.*, 2007), em detrimento de espécies ameaçadas em listas regionais e de espécies detectadas por critérios vinculados às características intrínsecas de distribuição. Como exemplo, espécies endêmicas do Brasil que não tenham sido avaliadas globalmente, mas figuram na lista brasileira de espécies ameaçadas (MMA, 2003), devem ser inseridas nas análises, ampliando a representatividade em termos de espécies vulneráveis e inserindo componentes que podem determinar com maior precisão a priorização de áreas em nível regional.

Devido às limitações nas listas de espécies ameaçadas (Possingham *et al.*, 2002), tanto em nível global quanto regional (Pimenta *et al.*, 2005), é fundamental recorrer a um segundo conjunto de espécies para obter melhores bases de dados sobre distribuição de espécies. Neste sentido, espécies de distribuição restrita são particularmente relevantes, pois sua detecção é relativamente

simples (depende apenas de uma avaliação objetiva e direta de área de distribuição, factível mesmo para espécies pouco conhecidas ou para as quais há limitadas informações biológicas) e por facilitar a detecção de padrões de endemismo e biogeografia, fundamentos essenciais para o planejamento da conservação (Whittaker *et al.*, 2005). Além de intrinsecamente vulneráveis à extinção (Gaston, 1998), espécies de distribuição localizada foram indicadores eficientes para a conservação de espécies ameaçadas, indicando também de forma consistente sítios de alta riqueza de espécies e de gêneros monoespecíficos, em estudo sobre mamíferos da América do Sul (Tognelli, 2005).

Ao se inserir espécies com distribuição restrita (conhecida ou inferida com base nos registros disponíveis), a seleção de áreas deixará de ser simplesmente reativa, selecionando apenas sítios contendo espécies sob pressão, e tenderá a ser mais prospectiva, incluindo regiões relevantes do ponto de vista biogeográfico, mas ainda livres de impactos significativos. Discussões e revisão ampla sobre estratégias reativas e prospectivas estão presentes em Brooks *et al.* (2006). Diante da rapidez da destruição de habitats no Brasil, estratégias que visem apontar regiões e táxons relevantes antes da ocorrência de impactos devem ser mais amplamente discutidas e aplicadas. Em grandes regiões naturais, ainda livres de impacto extenso de perda de habitats, como grandes porções da Amazônia, e contendo, proporcionalmente, poucas espécies ameaçadas, ou em regiões onde as avaliações de ameaça não acompanham o elevado ritmo da perda de habitats, selecionar sítios com base em endemismos restritos poderá gerar melhores resultados de seleção de áreas. Nestas regiões, a seleção de áreas críticas não pode aguardar até que espécies intrinsecamente relevantes (por maior propensão à extinção e pela possibilidade de informar sobre padrões biogeográficos) sejam avaliadas e incluídas em listas globais de ameaça (Possingham *et al.*, 2002). A seleção prospectiva pode também favorecer a seleção de áreas sob baixa pressão antrópica, que geralmente apresentam um menor custo de proteção, pois ainda não estão sob foco de interesses econômicos significativos, demandando por isso menos recursos e aumentando a agilidade na proteção de espécies e áreas relevantes (Possingham *et al.*, 2002).

TAXONOMIA, SISTEMÁTICA E SELEÇÃO DE ÁREAS

De forma geral, as espécies são a principal unidade de medida de biodiversidade (Agapow, 2005). Sendo as menos inclusivas entidades evolutivas (mas ver Aleixo,

neste volume), espécies geram informação detalhada sobre padrões de diferenciação espacial e temporal da biodiversidade (Mace, 2004). Portanto, a tarefa da taxonomia descritiva, de explorar, detectar e descrever a diversidade de espécies no planeta, é essencial a todos os ramos do conhecimento biológico (Mace, 2004; Carvalho, neste volume).

Existe ainda uma ampla margem para investigação científica sobre o papel da diversidade filogenética (Faith, 2002; Purvis *et al.*, 2005) como um dos atributos de biodiversidade a ser maximizado na seleção de áreas críticas. Linhagens basais, muitas vezes representadas por linhagens monoespecíficas ou com poucos integrantes, de divergência antiga em relação às suas linhagens irmãs, representam alvos prioritários para a conservação se comparados a espécies em grandes linhagens, com um número elevado de espécies proximamente relacionadas e com divergência mais recente (Faith, 2002). A inclusão de linhagens basais no sistema de áreas críticas adicionaria um grande contingente de informação evolutiva, favorecendo a manutenção de conjuntos de espécies com divergência ampla em termos ecológicos e evolutivos (Faith, 2002; Purvis *et al.*, 2005)

Estudos com biogeografia de aves, relacionando tamanho de distribuição e idade das linhagens, indicam que linhagens antigas tendem a abrigar espécies com distribuição relativamente localizada ou relictual (Webb & Gaston, 2000), o que indicaria que a conservação de espécies com distribuição restrita tende a aumentar a diversidade filogenética representada no sistema de áreas protegidas.

No outro sentido da variação evolutiva, abaixo do nível de espécie, existe um grau de incerteza taxonômica (inerente aos estudos com diversidade) que deve ser considerado nas bases de informação para seleção de áreas. Assim como é recomendado avaliar táxons abaixo do nível de espécie em listas de ameaça (IUCN, 2001), registros de formas não-descritas, desde que embasados por especialistas, de posse de informações não-publicadas de taxonomia, podem e devem ser inseridos nas bases de dados para a seleção de áreas para a conservação. Há que se ter em mente que estratégias de conservação são direcionadas a entidades evolutivas, e não a nomes válidos na taxonomia. Ou seja, a conservação deve levar em conta as espécies como entidades evolutivas, e não simples categorias taxonômicas. Aguardar até que entidades evolutivas distintas, inseridas sob um mesmo nome válido de espécie, cuja revisão taxonômica encontra-se em fase de publicação, ou mesmo não foi publicada (no caso de teses ou dissertações, contendo frequentemente informações taxonômicas detalhadas e acuradas), pode

não ser a estratégia mais recomendável para proteger a diversidade biológica. O apego excessivo à conservação dos táxons, e não das entidades evolutivas, pode ainda gerar pressões indesejáveis no sentido de descrever e nomear espécies apenas como estratégia para atingir objetivos de conservação, afastando as decisões taxonômicas de parâmetros científicos (Hey *et al.*, 2003).

Novamente, apenas com a participação direta e intensa dos especialistas em taxonomia, sistemática e documentação de biodiversidade será possível incorporar dados taxonômicos ainda inéditos, melhorando a resolução espacial sobre diversidade e distribuição de espécies. Da mesma forma, alterações taxonômicas previstas, como no caso de sinonímias não publicadas, também podem ser inseridas com a supervisão dos especialistas.

No entanto, a contribuição mais imediata e relevante dos especialistas na definição de espécies-alvo será na validação, atualização e correção e das identidades taxonômicas do material tombado em coleção, ou dos dados recuperados na literatura, evitando a consideração de sinonímias ou erros de identificação, bastante comuns em material bruto de coleções científicas (Graham *et al.*, 2004). Embora a simples disponibilização de dados de coleções em veículos de livre acesso seja um avanço, o uso direto dos dados de coleção, sem uma revisão por especialistas, não irá gerar resultados confiáveis em estratégias de seleção de áreas. Os dados brutos em coleções e herbários devem ser revistos, servindo as bases *online* apenas como ponto de partida das compilações, que deverão incluir revisões exaustivas de literatura e, em muitos casos, a análise direta do material-testemunho tombado.

A publicação de catálogos e sínteses faunísticas em regiões biogeográficas definidas (Ávila-Pires, 1995; Carmignotto, 2004; Nogueira, 2006; Buckup *et al.*, 2007), deve ser estimulada, pois representa uma das mais importantes e rapidamente utilizáveis fontes de dados revistos e detalhados para a estudos de seleção de áreas críticas. Entretanto, este tipo de estudo ainda é indisponível para a grande maioria das regiões e grupos de vertebrados do Brasil. Sem este tipo de compilação faunística torna-se difícil até mesmo a seleção objetiva de espécies de interesse para a conservação. Avaliar que espécies são ameaçadas, quais delas apresentam distribuição restrita (real, e não simples artefato de problemas taxonômicos ou amostrais) e quais delas são endêmicas a determinada região pode tornar-se tarefa impregnada de subjetividade, na ausência de informações padronizadas e revisadas, em bases de dados representativas do conhecimento atual sobre a distribuição de espécies.

TRANSIÇÃO ENTRE ESCALA PONTUAL E DE ÁREA

Uma vez selecionadas as áreas críticas a partir dos registros de espécie, não existe consenso sobre como deve ser feita a delimitação destas áreas (Langhammer *et al.*, 2007). Tal problema é ainda mais significativo em regiões de alta biodiversidade como o Brasil, abrangendo desde regiões amplamente fragmentadas (como os *hotspots* Cerrado e Mata Atlântica) até as maiores áreas contínuas de floresta tropical do planeta, na região Amazônica. Aqui cabe uma distinção importante: existem duas etapas onde a informação pontual sobre distribuição de espécies deve ser extrapolada para áreas. A primeira delas, nas fases iniciais do trabalho, irá definir a forma e tamanho das unidades de planejamento do sistema. Tais unidades podem ser representadas como *grids* de áreas iguais (quadrículas, hexágonos), limites políticos ou microbacias. Outra etapa, posterior, onde os dados iniciais devem ser transformados em áreas é no final do processo, nas áreas críticas onde ações de conservação concretas irão se desenvolver efetivamente. Nesta fase posterior, é necessário em geral um detalhamento dos dados iniciais, com complementação das informações preliminares na forma de inventários focais e detalhamento da distribuição dos alvos e habitats de interesse, numa escala de campo.

Deste modo, para conseguir integrar diferentes escalas de análise, interpretando informações de registros pontuais de espécies na forma de áreas e regiões prioritárias, é fundamental um conhecimento amplo sobre distribuição local e regional dos atributos da diversidade, e das relações entre as espécies-alvo e seus habitats. Dados em coleções científicas são a fonte principal de informações sobre distribuição da biodiversidade (Funk & Richardson, 2002; Graham *et al.*, 2004), gerando o ponto de partida das interpretações. Em muitos casos, sistematas e os dados em museus e herbários fornecem as primeiras informações a respeito de diversidade em áreas pouco exploradas, ou, em casos mais drásticos, fornecem os últimos registros de espécies em localidades e regiões altamente impactadas, evidenciando eventos de extinção local e redução da área de distribuição das espécies (Graham *et al.*, 2004).

Como a maior parte dos dados de biodiversidade no Brasil tombada em herbários e coleções zoológicas não foi coletada com técnicas modernas de georreferenciamento, é necessário maximizar a informação contida neste grande volume de dados, recuperando as informações mais precisas possíveis quanto à procedência geográfica dos registros.

Em muitos casos, quando há detalhamento na descrição das localidades de registro (comuns, por exemplo, na descrição de localidades-tipo) é possível recuperar com certa precisão a localização aproximada do registro. Um maior intercâmbio entre faunística básica, biogeografia e biologia da conservação irá gerar melhor entendimento das várias aplicações dos dados de ocorrência de espécies em coleções científicas, favorecendo a redução do viés de amostragem (Funk *et al.*, 2005) e melhorando os resultados da seleção de áreas para a conservação.

Embora seja um procedimento em geral recomendado na detecção de áreas críticas (Langhammer *et al.*, 2007), o descarte de dados históricos e com localidades imprecisas deve ser evitado, especialmente em regiões de alta diversidade e grandes lacunas de conhecimento biológico, como grande parte das regiões naturais do Brasil, (Lewinsohn & Prado, 2005). Em muitos casos, as únicas informações disponíveis sobre um número representativo de espécies são os poucos registros tombados em museu, muitas vezes restritos a localidades-tipo das espécies. Embora tais regiões possam não ser as maiores prioridades em termos globais ou mesmo regionais (Langhammer *et al.*, 2007), deixar de apontar qualquer ação de conservação nestas áreas pode significar a perda importante de informação biogeográfica e de conservação, diante de taxas elevadas de perda de habitats.

Um exemplo claro está apontado em Langhammer *et al.* (2007), justificando a não-detecção de KBAs para *Euparkerella robusta*, uma espécie ameaçada de anfíbio da Floresta Atlântica. O argumento é a ausência de registros recentes e precisos, já que o mapeamento é feito com base apenas na aproximação do ponto de coleta à sede do município de Mimoso do Sul (ES). Com o descarte deste dado, os fragmentos de floresta na região, que provavelmente abrigam as últimas populações da espécie, seriam desconsiderados em qualquer iniciativa de conservação, mesmo no simples diagnóstico de áreas relevantes.

Desconsiderar tais regiões como prioridades de pesquisa aplicada à conservação e deixar de apontar localidades nas quais novas informações de campo são altamente relevantes e informativas para a conservação pode significar um grave erro de omissão, já que existe a necessidade de utilizar da melhor forma possível a informação biológica disponível (Brooks *et al.*, 2004). Nestes casos, relativamente comuns no caso de pequenos vertebrados brasileiros, os fragmentos remanescentes nas imediações do registro devem ser detectados como áreas críticas, nas quais a realização

de inventários focais é prioritária, e deve integrar um programa conjunto de inventários de curto prazo e baixo custo, visando novos registros detalhados de ocorrência, e gerando rapidamente conhecimentos significativos para as ações de conservação.

ÁREAS CRÍTICAS E ESTRATÉGIAS MAIS AMPLAS DE CONSERVAÇÃO

Iniciativas posteriores de delineamento detalhado de áreas protegidas iriam se embasar nos dados disponíveis de espécie, gerando informações aplicáveis na seleção de habitats na região da área protegida, e informando estratégias de conservação nas escalas mais amplas. Como exemplo, se um conjunto de áreas críticas é determinado por espécies típicas de cadeias montanhosas, em áreas elevadas, é necessário buscar conectividade entre este tipo de habitat, e não com áreas mais baixas adjacentes. Da mesma forma, uma grande parte das espécies de vertebrados aquáticos, ou mesmo espécies terrestres ripárias, depende da conectividade ao longo de cursos d'água ou pulsos de inundação em bacias hidrográficas.

A configuração das bacias e microbacias brasileiras pode ser empregada como forma padronizada de delineamento inicial das áreas. Aparentemente, a informação sobre desenho da hidrografia favorece não só a compreensão da distribuição das espécies ripárias (associadas a áreas úmidas, várzeas, matas de galeria ou ciliares) e aquáticas, mas também de espécies de interflúvios (campos de altitude, campos rupestres, florestas de terra firme ou savanas), para as quais bacias não representam corredores, mas potenciais barreiras para a dispersão. Novamente a participação de especialistas, com conhecimento de campo acumulado sobre distribuição local das espécies, faz-se crucial no momento de interpretar os registros pontuais de distribuição e transformá-los em áreas e estratégias de conservação, uma vez que os padrões de conectividade variam diametralmente entre espécies ripárias ou de interflúvio, de acordo com o tipo de habitat ocupado.

As informações detalhadas sobre ocorrência de espécies, reunidas como base para a seleção de áreas, serviriam de fundamento empírico para estratégias de incremento de conectividade, tanto em redes hidrográficas quanto em ambientes de interflúvio. Portanto, os dados de espécies espacializados e transformados em áreas críticas tornam-se as células, ou as menores unidades, de iniciativas mais amplas de conservação, tais como corredores ecológicos,

mosaicos de unidades de conservação, programas de restauração de habitats e conexão de remanescentes. Simplesmente promover a conectividade com as áreas vizinhas mais próximas, ou com áreas numa mesma unidade política ou de manejo, sem informações sobre os padrões originais de conectividade e distribuição local, pode gerar resultados sem significado biológico, representando gastos significativos de recursos de conservação, já que recuperação de áreas e promoção de conectividade são em geral atividades de alto investimento.

INTEGRANDO PRIORIDADES DE CONSERVAÇÃO E PESQUISA BÁSICA

Aplicações recentes para bases de informações geográficas permitem reduzir as lacunas de amostragem da distribuição de espécies, favorecendo interpretações robustas sobre padrões de riqueza (Costa *et al.*, 2007), endemismo (Slatyer *et al.*, 2007), seleção de áreas para inventários (Funk *et al.*, 2005) e até mesmo predições sobre a ocorrência de espécies não-descritas (Raxworthy *et al.*, 2003; Bini *et al.*, 2006). Estes exemplos evidenciam que só com a utilização sistematizada dos dados disponíveis sobre ocorrência de espécies podem ser geradas formas objetivas de reduzir lacunas de informação biogeográfica, alimentando um ciclo de formulação e teste de hipóteses, em estudos acoplados de modelagem e checagem de campo. Embora sejam uma importante frente de pesquisa e possam auxiliar a compreensão sobre padrões de distribuição, estudos de modelagem de distribuição dependem também de bons dados de base (Araujo & Guisan, 2006; Pearson *et al.*, 2007; de Marco & Siqueira, neste volume).

Da mesma maneira, as bases de dados de ocorrência de espécies devem ser vistas como ponto crucial de um ciclo de investigação biológica que integre a seleção de áreas prioritárias, a seleção de sítios para a documentação básica de dados de biodiversidade, o teste de hipóteses sobre biogeografia, melhoria de bases científicas para as avaliações regionais e globais de ameaça e o teste e monitoramento do sistema de áreas protegidas. A integração destes diferentes níveis de investigação básica e aplicada irá reduzir efeitos de modificações taxonômicas no conjunto de espécies de interesse para a conservação, efeitos de mudanças na categoria de espécies ameaçadas e evitar os efeitos drásticos da entrada de grandes volumes de informação em estratégias de seleção de áreas realizadas com conjuntos pouco representativos de dados.

CONCLUSÕES

Em regiões ambientalmente heterogêneas, sujeitas a diferentes níveis de pressão antrópica, e contendo uma das biotas mais ricas do planeta, é nítido que ações de conservação devam englobar uma gama ampla de iniciativas. A seleção de áreas críticas deve basear-se em um conjunto abrangente de dados de espécies, de diferentes origens, diferentes graus de precisão, envolvendo táxons com diferentes níveis de ameaça e diferenças intrínsecas em ecologia e biogeografia. Os dados de distribuição de espécies, analisados em conjunto com variáveis ambientais informando sobre a disponibilidade de recursos e pressão antrópica irá, obviamente, gerar um conjunto bastante heterogêneo de áreas, que irão demandar uma gama bastante diversa de ações de conservação (Langhammer *et al.*, 2007). Tais ações deverão envolver desde a criação de áreas protegidas (com a posterior seleção detalhada de habitats e definição criteriosa dos padrões de distribuição em campo), preenchendo lacunas de proteção para espécies não representadas (ou mal representadas) no sistema de áreas protegidas, até a definição de regiões e localidades prioritárias para esforços de documentação de biodiversidade, refinando e complementando as bases de dados existentes. Estes inventários podem ser focados em espécies de interesse imediato, para as quais há necessidade de proteção mas não há dados precisos e atualizados de ocorrência, ou podem servir para o preenchimento de lacunas amplas de conhecimento, em regiões onde existem importantes remanescentes de habitat, mas onde não há dados básicos de composição faunística e distribuição de espécies (ver Funk *et al.*, 2002, ver lacunas de coleta no Brasil central em Costa *et al.*, 2007; Carmignotto, 2004).

Embora a criação de áreas protegidas seja a mais relevante e urgente iniciativa para a conservação da biodiversidade (Rodrigues *et al.*, 2004), novas áreas protegidas serão capazes apenas de mitigar uma parcela do problema. Desta forma, os resultados da seleção de áreas devem ser categorizados em termos de ações prioritárias, sendo que a definição das ações posteriores irá depender do status de vulnerabilidade, endemismo e grau de conhecimento sobre espécies-alvo em cada área, num processo dinâmico que vincule a seleção de áreas prioritárias a programas de compilação e busca de novos e melhores dados para ações futuras.

A seleção de áreas para a conservação é um processo dinâmico, e altamente dependente dos dados disponíveis para a análise (Margules *et al.*, 2002; Whittaker *et al.*, 2005). Desta forma, uma integração constante e a retroalimentação entre dados de base e seleção de

áreas é fundamental para bons resultados. O cuidado na obtenção e revisão dos dados de ocorrência de espécies, e sua interpretação criteriosa e baseada em dados objetivos, irá refletir em todas as fases do processo de seleção de áreas, fortalecendo o elo entre conservação e ciência básica de documentação da diversidade, provendo fundamentos imprescindíveis para ações de conservação calcadas no melhor entendimento dos padrões e processos evolutivos, componentes essenciais da biodiversidade.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos José Alexandre Felizola Diniz-Filho e José Maria Cardoso da Silva pelo convite e gentileza de incluir nosso artigo nesse volume especial. Agradecemos também à FAPESP, CAPES e CNPq pelos auxílios à pesquisa e bolsas concedidas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agapow, P. 2005. Species: demarcation and diversity. Pages 57-75 in A. Purvis, J.L. Gittleman, and T. M. Brooks, editors. *Phylogeny and Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Aleixo, A. 2009. Conceitos de espécie e suas implicações para a conservação. *Megadiversidade* 5(1): 87-95.
- Araujo, M.B. & A. Guisan. 2006. Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of Biogeography* 33: 1677-1688.
- Araújo, M.B., C.J. Humphries, P.J. Densham, R. Lampinen, W.J.M. Hagemeyer, A.J. Mitchell-Jones & J.P. Gasc. 2001. Would environmental diversity be a good surrogate for species diversity? *Ecography* 24: 103-110.
- Ávila-Pires, T.C.S. 1995. Lizards of Brazilian Amazonia (Reptilia: Squamata). *Zoologische Verhandelingen, Leiden* 1995: 3-706.
- Bini, L.M., J.A.F. Diniz-Filho, T.F.L.V.B. Rangel, R.P. Bastos & M.P. Pinto. 2006. Challenging Wallacean and Linnean shortfalls: knowledge gradients and conservation planning in a biodiversity hotspot. *Diversity and Distributions* 12: 475-482.
- Brooks, T., A. Balmford, N. Burgess, L.A. Hansen, J. Moore, C. Rahbek, P. Williams, L. A. Bennun, A. Byaruhanga, P. Kasoma, P. Njoroge, D. Pomeroy & M. Wondafrash. 2001. Conservation priorities for birds and biodiversity: do East African Important Bird Areas represent species diversity in other terrestrial vertebrate groups? *Ostrich* 15: 3-12.
- Brooks, T., G.A.B. Fonseca & A.S.L. Rodrigues. 2004. Species, data, and conservation planning. *Conservation Biology* 18: 1682-1688.
- Brooks, T.M., R.A. Mittermeier, G.A.B. Fonseca, J. Gerlach, M. Hoffmann, J.F. Lamoreux, C.G. Mittermeier, J.D. Pilgrim & A.S.L. Rodrigues. 2006. Global Biodiversity Conservation Priorities. *Science* 313: 58-61.
- Bruner, A.G., R.E. Gullison, R.E. Rice & G.A.B. Fonseca. 2001. Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *Science* 291: 125-128.

- Buckup, P., N. Menezes & M. Ghazzi 2007. Catálogo das Espécies de Peixes de Água Doce do Brasil. Museu Nacional, Rio de Janeiro.
- Carmignotto, A.P. 2004. Pequenos mamíferos terrestres do bioma Cerrado: padrões faunísticos locais e regionais. Page 404. Departamento de Zoologia. Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Costa, G.C., C. Nogueira, R.B. Machado & G.R. Colli. 2007. Squamate richness in the Brazilian Cerrado and its environmental – climatic associations. *Diversity and Distributions* 13: 714-724.
- Cowling, R.M., A.T. Knight, D.P. Faith, S. Ferrier, A.T. Lombard, A. Driver, M. Rouget, K. Maze & P.G. Desmet. 2004. Nature conservation requires more than a passion for species. *Conservation Biology* 18: 1674-1677.
- Cracraft, J. 1997. Species concepts in systematics and conservation biology - an ornithological viewpoint. Pages 325-339 in M. F. Claridge, H. A. Dawah, and M. R. Wilson, editors. *Species: the Units of Biodiversity*, London.
- Eken, G., L. Bennun, T.M. Brooks, W. Darwall, L.D.C. Fishpool, M. Foster, D. Knox, P. Langhammer, P. Matiku, E. Radford, P. Salaman, W. Sechrest, M.L. Smith, S. Spector & A. Tordoff. 2004. Key biodiversity areas as site conservation targets. *Bioscience* 54: 1110-1118.
- Faith, D.P. 2002. Quantifying Biodiversity: a Phylogenetic Perspective. *Conservation Biology* 16: 248-252.
- Faith, D.P. & P.A. Walker. 1996. Environmental diversity: On the best-possible use of surrogate data for assessing the relative biodiversity of sets of areas. *Biodiversity and Conservation* 5: 399-415.
- Ferrier, S. 2002. Mapping spatial pattern in biodiversity for regional conservation planning: where to from here? *Systematic Biology* 51: 331-363.
- Funk, V.A., K. Richardson & S. Ferrier. 2005. Survey-gap analysis in expeditionary research: where do we go from here? *Biological Journal of the Linnean Society* 85: 549-567.
- Funk, V.A. & K.S. Richardson. 2002. Systematic data in biodiversity studies: Use it or lose it. *Systematic Biology* 51: 303-316.
- Gaston, K.J. 1998. Rarity as double jeopardy. *Nature* 394:229-230.
- Graham, C.H., S. Ferrier, F. Huettman, C. Moritz & A.T. Peterson. 2004. New developments in museum-based informatics and applications in biodiversity analysis. *Trends in Ecology & Evolution* 19: 497-503.
- Hey, J., R.S. Waples, M.L. Arnold, R.K. Butlin & R.G. Harrison. 2003. Understanding and confronting species uncertainty in biology and conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 18: 597-603.
- Higgins, J.V., T.H. Ricketts, J.D. Parrish, E. Dinerstein, G. Powell, S. Palminteri, J.M. Hoekstra, J. Morrison, A. Tomasek & J. Adams. 2004. Beyond Noah: Saving species is not enough. *Conservation Biology* 18: 1672-1673.
- IUCN 2001. IUCN Red List Categories and Criteria - version 3.1. IUCN - The World Conservation Union, Gland, Switzerland.
- Knight, A.T., R.J. Smith, R.M. Cowling, P.G. Desmet, D.P. Faith, S. Ferrier, C.M. Gelderblom, H. Grantham, A.T. Lombard, K. Maze, J.L. Nel, J.D. Parrish, G.Q.K. Pence, H.P. Possingham, B. Reyers, M. Rouget, D. Roux & K.A. Wilson. 2007. Improving the Key Biodiversity Areas Approach for Effective Conservation Planning. *Bioscience* 57: 256-261.
- Lamoreux, J.F., J.C. Morrison, T.H. Ricketts, D.M. Olson, E. Dinerstein, M.W. McKnight & H.H. Shugart. 2005. Global tests of biodiversity concordance and the importance of endemism. *Nature* 440: 212-214.
- Langhammer, P.F., M.I. Bakarr, L.A. Bennun, T.M. Brooks, R.P. Clay, W. Darwall, N. De Silva, G.J. Edgar, G. Eken, L.D.C. Fishpool, G.A.B. Fonseca, M.N. Foster, D.H. Knox, P. Matiku, E.A. Radford, A.S.L. Rodrigues, P. Salaman, W. Sechrest & A.W. Tordoff. 2007. Identification and Gap Analysis of Key Biodiversity Areas: Targets for Comprehensive Protected Area Systems, Gland.
- Lewinsohn, T. & P.I. Prado. 2005. Quantas espécies há no Brasil? *Megadiversidade* 1: 36-42.
- Lombard, A.T., R.M. Cowling, R.L. Pressey & A.G. Rebelo. 2003. Effectiveness of land classes as surrogates for species in conservation planning for the Cape Floristic Region. *Biological Conservation* 112: 45-62.
- Lombard, A.T., C. Hilton-Taylor, A.G. Rebelo, R.L. Pressey & R.M. Cowling. 1999. Reserve selection in the Succulent Karoo, South Africa: coping with high compositional turnover. *Plant Ecology* 142: 35-55.
- Loyola, R.D., U. Kubota & T. Lewinsohn. 2007. Endemic vertebrates are the most effective surrogates for identifying conservation priorities among Brazilian ecoregions. *Diversity and Distributions* 13: 389-396.
- Mace, G. M. 2004. The role of taxonomy in species conservation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 359: 711-719.
- Machado, R.B., M.B. Ramos Neto, M.B. Harris, R. Lourival & L.M.S. Aguiar. 2004. Análise de lacunas de proteção da biodiversidade no Cerrado – Brasil. Pages 29-38. Anais do IV Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação. Volume II – Seminários Fundação O Boticário de Proteção à Natureza e Rede Nacional Pró Unidades de Conservação, Curitiba, PR.
- Margules, C.R. & R.L. Pressey. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405: 243-253.
- Margules, C.R., R.L. Pressey & P. H. Williams. 2002. Representing biodiversity: data and procedures for identifying priority areas for conservation. *Journal of Bioscience* 27: 309-326.
- MMA. 2003. Lista das espécies da fauna brasileira ameaçada de extinção. Instrução Normativa no 3 de 27/mar/2003. Ministério do Meio Ambiente - MMA, Brasília, DF.
- Myers, N., R.A. Mittermeier, C.G. Mittermeier, G.A.B. Fonseca & J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- Nogueira, C. 2006. Diversidade e padrões de distribuição da fauna de lagartos do Cerrado. Page 295. Departamento de Ecologia. Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Noss, R.F., H.B. Quigley, M.G. Hornocker, T. Merrill & P.C. Paquet. 1996. Conservation biology and carnivore conservation in the Rocky Mountains. *Conservation Biology* 10: 949-963.
- Olson, D. & E. Dinerstein. 1998. The Global 200: a representation approach to conserving the Earth's distinctive ecoregions. Page 152. World Wildlife Fund - US, Washington DC.
- Paglia, A.P., A. Paese, L. Bedê, M. Fonseca, R.B. Machado, L.P. Pinto & I.R. Lamas. 2004. Lacunas de conservação e áreas insubstituíveis para vertebrados ameaçados da Mata Atlântica. Anais do IV Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação. Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, Curitiba.
- Pearson, R.G., C.J. Raxworthy, M. Nakamura & A. Townsend Peterson. 2007. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography* 34: 102-117.

- Pimenta, B.V.S., C.F.B. Haddad, L.B. Nascimento, C.A.G. Cruz & J.P. Pombal, Jr. 2005. Comment on "Status and Trends of Amphibian Declines and Extinctions Worldwide". *Science* 309: 1999b.
- Pimm, S.L., G.J. Russell, J.L. Gittleman & T.M. Brooks. 1995. The future of biodiversity. *Science* 269: 347-350.
- Possingham, H.P., S.J. Andelman, M.A. Burgman, R.A. Medellin, L.L. Master & D.A. Keith. 2002. Limits to the use of threatened species lists. *Trends in Ecology & Evolution* 17: 503-507.
- Pressey, R.L., C.J. Humphries, C.R. Margules, R.I. Vane-Wright & P.H. Williams. 1993. Beyond opportunism - key principles for systematic reserve selection. *Trends in Ecology & Evolution* 8: 124-128.
- Purvis, A., J.L. Gittleman & T. Brooks 2005. *Phylogeny and Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Raxworthy, C.J., E. Martinez-Meyer, N. Horning, R.A. Nussbaum, G.E. Schneider, M.A. Ortega-Huerta & A.T. Peterson. 2003. Predicting distributions of known and unknown reptile species in Madagascar. *Nature* 426: 837-841.
- Rodrigues, A.S.L., H.R. Akçakaya, S.J. Andelman, M.I. Bakarr, L. Boitani, T.M. Brooks, J.S. Chanson, L.D.C. Fishpool, G.A.B. Fonseca, K.J. Gaston, M. Hoffmann, P.A. Marquet, J.D. Pilgrim, R.L. Pressey, J. Schipper, W. Sechrest, S.N. Stuart, L.G. Underhill, R.W. Waller, M.E.J. Watts & X. Yan. 2004. Global gap analysis - priority regions for expanding the global protected area network. *BioScience* 54: 1.092-1.100.
- Rouget, M., D.M. Richardson, R.M. Cowling, J.W. Lloyd & A.T. Lombard. 2003. Current patterns of habitat transformation and future threats to biodiversity in terrestrial ecosystems of the Cape Floristic Region, South Africa. *Biological Conservation* 112: 63-85.
- Slatyer, C., D. Rosauer & F. Lemckert. 2007. An assessment of endemism and species richness patterns in the Australian Anura. *Journal of Biogeography* 34: 583-596.
- Stattersfield, A.J., M.J. Crosby, A.J. Long & D.C. Wege 1998. *Endemic Bird Areas of the World: Priorities for Biodiversity Conservation*. BirdLife International, Cambridge.
- Tognelli, M.F. 2005. Assessing the utility of indicator groups for the conservation of South American terrestrial mammals. *Biological Conservation* 121: 409-417.
- Webb, T.J. & K.J. Gaston. 2000. Geographic range size and evolutionary age in birds. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 267: 1843-1850.
- Wege, D.C. & A.J. Long 1995. *Key Areas for Threatened Birds in the Neotropics*. BirdLife International, Cambridge.
- Whittaker, R., M.B. Araújo, P. Jepson, R.J. Ladle, J.E.M. Watson & K.J. Willis. 2005. *Conservation biogeography: assessment and prospect* Diversity and Distributions 11: 3-23.
- Wiens, J.J. 2004. What is speciation and how should we study it? *American Naturalist* 163: 914-923.
- Williams, P.H., C.R. Margules & D.W. Hilbert. 2002. Data requirements and data sources for biodiversity priority area selection. *Journal of Biosciences* 27: 327-338.
- Wilson, E. O. 1999. *The diversity of life*. W.W. Norton & Company, Londres, UK.