



USO DE GRUPOS INDICADORES COMO ATALHO PARA A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE

JOAQUIM TRINDADE-FILHO

Programa de Pós-graduação em Ecologia e Evolução, Departamento de Ecologia, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Goiás, Caixa postal 131, Goiânia, 74001-970, Goiás, Brasil; e-mail: trindadefilhoj@gmail.com

RAFAEL DIAS LOYOLA

Departamento de Ecologia, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, Goiás, Brasil

RESUMO: Diante da atual crise da biodiversidade, exercícios que identificam grupos indicadores capazes de representar a diversidade como um todo tornaram-se imprescindíveis para a proposição de estratégias eficazes de conservação. Tais grupos ajudam a direcionar ações, reduzindo o tempo para as tomadas de decisão. Independentemente do grupo indicador utilizado, todas as estratégias de conservação atuais assentam-se sobre o arcabouço conceitual do planejamento sistemático da conservação, em que as seleções de áreas a serem conservadas devem obedecer ao critério da complementaridade. Ademais, as estratégias atuais devem levar em conta diferentes aspectos da biodiversidade (como diversidade funcional), além da riqueza de espécies. Neste artigo, revisamos e discutimos as diferentes aplicações do uso de grupos indicadores como atalho para a proposição de planos integrados de conservação. Apresentamos, ainda, sugestões práticas para a aplicação de grupos indicadores com vistas à conservação de diferentes aspectos da biodiversidade. Sustentado pelo conhecimento teórico, o uso de grupos indicadores fornece uma base científica fundamental para as tomadas de decisão no que concerne ao direcionamento de esforços para o estabelecimento de áreas visando a conservação da biodiversidade.

PALAVRAS-CHAVE: Complementaridade, diversidade funcional, originalidade, planejamento sistemático da conservação.

THE USE OF INDICATOR GROUPS AS SHORTCUTS FOR BIODIVERSITY CONSERVATION

ABSTRACT: Given the current biodiversity crisis, exercises that identify indicator groups capable of representing the whole diversity of a region have become indispensable to develop strategies for effective conservation actions. These groups help to guide actions, reducing time for decision making. Irrespective of the applied indicator groups, all current conservation strategies are based upon the conceptual framework of Systematic Conservation Planning, in which the selection of areas to be preserved must meet the criterion of complementarity. Furthermore, current strategies must take into consideration different aspects of biodiversity (e.g. functional diversity), as well as species richness. In this article, we review and discuss the numerous applications of indicator groups as a shortcut to the proposition of integrated conservation plans. We also present practical suggestions to implement indicator groups aiming at the conservation of different aspects of biodiversity. Whenever supported by ecological theory, the use of indicator groups provides fundamental scientific basis for decisions regarding the targeting of efforts to establish areas for biodiversity conservation.

KEY WORDS: Complementarity, functional diversity, originality, systematic conservation planning.

INTRODUÇÃO

A expansão da população humana nos últimos séculos tem aumentado a taxa de extinção das espécies, o que tem levado à perda de diversidade em diferentes escalas (Loreau et al., 2006; Loyola & Lewinsohn, 2009). Os humanos têm modificado tanto a identidade como o número de espécies presentes nos ecossistemas. Em adição a isso, a intensificação do uso da terra tem causado quedas impressionantes não apenas no número de espécies, mas também na diversidade funcional (Ernst et al., 2006; Flynn et al., 2008; Petchey & Gaston, 2006). Cenários consistentes têm demonstrado que o declínio da biodiversidade deve continuar e até mesmo acelerar no século 21 (Pereira et al., 2010).

Atualmente, não há dúvida que estamos vivendo uma crise de biodiversidade. Entre os diversos causadores dessa crise figuram perda de habitats, introdução de espécies exóticas, superexploração de espécies e recursos naturais, poluição e mudanças climáticas (Loyola & Lewinsohn, 2009). Todas essas ameaças direta ou indiretamente advêm do crescimento populacional humano, associado a produção, consumo e mercado financeiro necessários para a manutenção de tal população (Loreau et al., 2006). A perda de biodiversidade é, portanto, um fenômeno global que atua em diferentes escalas e que demanda ações de conservação internacional (Cardillo et al., 2006).

Diante da crise atual de biodiversidade, exercícios que selecionem áreas prioritárias para a conservação tornaram-se imprescindíveis (Loyola & Lewinsohn, 2009). Tendo em vista as rápidas mudanças na diversidade global, a identificação dessas áreas tem se tornado um desafio para a biologia da conservação (Pimm et al., 1995). Estabelecer áreas protegidas ainda é a maneira mais fácil, menos dispendiosa e mais eficaz de conservar populações *in situ* e manter os processos e o funcionamento do ecossistema a longo prazo (Lawler & White, 2008; Naeem, 1998).

Historicamente, a escolha de áreas para a conservação tem sido baseada em critérios estéticos. Desse modo, as primeiras reservas brasileiras, como o Parque Nacional do Itatiaia (criado em 1937) e o Parque Nacional do

Iguaçu (criado em 1939), foram estabelecidas com base na rara beleza cênica local.

Os critérios científicos para o estabelecimento de áreas destinadas à conservação só começaram a ser discutidos por volta da década de 1970. A princípio, diferentes métodos foram utilizados, incluindo a correlação entre padrões de riqueza de espécies (Pearson & Cassola, 1992) e avaliações de sobreposições de locais com grande raridade, riqueza de espécie ou mesmo de espécies endêmicas (Mittermeier et al., 2004; Prendergast et al., 1993).

No início da década de 1980, foi proposto o critério de complementaridade, que envolve a seleção de novas áreas a serem protegidas com elementos diferentes daqueles já representados em unidades de conservação (Kirkpatrick, 1993). As aplicações desse conceito vêm sendo desenvolvidas por mais de duas décadas (Margules & Pressey, 2000; Pressey et al., 1993). A partir desse marco, estratégias para a seleção de novas áreas para conservação deixaram de ser baseadas na análise dos padrões de correlação entre a riqueza de espécies de diferentes grupos, passando a enfocar a análise dos padrões de congruência espacial de redes de reservas estabelecidas por meio de algoritmos de complementaridade e selecionadas para diferentes grupos.

Como os recursos disponíveis para a conservação são limitados, necessitamos de estratégias planejadas para sua alocação. Esse reconhecimento levou ao desenvolvimento de técnicas para a seleção de áreas para a conservação (Margules & Pressey, 2000). Todas elas são baseadas no estabelecimento de metas explícitas para a proteção, bem como na aplicação de algoritmos que buscam formas otimizadas de atingir tais metas

Diversos algoritmos de suporte à tomada de decisão também foram desenvolvidos desde a década de 1980. Os algoritmos atualmente utilizados no planejamento sistemático da conservação podem ser divididos em duas grandes famílias: heurísticos e meta-heurísticos (ou quase-ótimos). Os heurísticos atingem uma solução para a representação das espécies segundo um alvo de conservação predefinido (por exemplo, todas as espécies devem ocorrer em pelo menos uma das áreas candidatas à conservação) (Cabeza & Moillai-

nen, 2001; Sarkar et al., 2005; Vanderkam et al., 2007). Essa família de algoritmos incorpora, implicitamente, o princípio da complementaridade, por meio do qual se busca a máxima representatividade ao menor custo possível (Pressey et al., 1996). Uma vantagem desses algoritmos é sua simplicidade: quando implementados, retornam uma única solução totalmente replicável, ou seja, caso sejam implementados outra vez, a solução obtida será idêntica – embora isto não garanta um limite formal de qualidade (Loyola & Lewinsohn, 2009).

A lógica dos algoritmos meta-heurísticos, em contrapartida, não é chegar a uma única solução, mas simular vários conjuntos “quase-ótimos” e sobrepor todos eles com o intuito de encontrar uma solução consensual e, portanto, possivelmente ótima em termos de qualidade formal (a melhor resolução possível para uma determinada equação matemática) (Margules & Sarkar, 2007; Sarkar et al., 2006; Vanderkam et al., 2007).

Como já afirmado, o processo que envolve a aplicação dessas técnicas, com auxílio dos algoritmos, é chamado de planejamento sistemático da conservação e visa garantir a alocação de recursos escassos para a conservação (Margules & Pressey, 2000; Pressey, 1994). A partir de então, a seleção de áreas prioritárias para a conservação passou a ser definida como uma questão de otimização, com o objetivo de proteger diferentes alvos de conservação (espécies, formações vegetais, clados) com o menor custo possível (Margules & Sarkar, 2007). Esse custo, na maioria das vezes, é medido como o número mínimo de locais a serem incluídos em uma rede de reservas, mas também pode ser um valor monetário, o custo da oportunidade perdida ou até mesmo qualquer restrição relacionada à escolha desses locais (Lawler et al., 2003; Loyola & Lewinsohn, 2009; Pinto et al., 2008).

Margules & Pressey (2000) estabeleceram um protocolo para um planejamento sistemático da conservação bem-sucedido, o qual envolve as seguintes etapas: 1) levantamento das informações nas áreas de interesse; 2) estabelecimento de metas para a conservação; 3) análises da representatividade do sistema atual de reservas; 4) seleção de

novas áreas para conservação; 5) implementação das ações; 6) monitoramento, controle e revisão do sistema proposto. Esse protocolo foi recentemente ampliado e atualmente totaliza 14 etapas (Sarkar & Illoidi-Rangel, 2010).

A NECESSIDADE DE SUBSTITUTOS PARA O PLANEJAMENTO SISTEMÁTICO DA CONSERVAÇÃO

Vários métodos têm sido propostos para selecionar áreas para a conservação, todos eles baseados na complementaridade, incluindo abordagens sistemáticas (Margules & Pressey, 2000) e dinâmicas (Turner et al., 2006). Porém, todas as abordagens para o planejamento sistemático da conservação exigem certo nível de conhecimento a respeito da distribuição da biodiversidade no espaço geográfico (Lawler & White, 2008). Além disso, para outros aspectos da biodiversidade, tais como diversidade funcional, ainda exigem que conheçamos as características funcionais dessas espécies.

Apesar dos esforços das pesquisas atuais, nosso conhecimento acerca da biodiversidade permanece insignificante em comparação com o valor da diversidade desconhecida (Purvis & Hector, 2000). Entre os grupos que conhecemos, os dados sobre distribuição espacial são incompletos (Tognelli, 2005), por vezes disponíveis apenas para algumas espécies, estando longe de representar toda a biodiversidade. Sendo assim, o planejamento sistemático da conservação é estabelecido sempre a partir de indicadores para os quais já existem dados disponíveis (Rodrigues & Brooks 2007).

Áreas protegidas são, muitas vezes, criadas para proteger as espécies de um ou mais grupos taxonômicos que compõem as diversas comunidades animais e vegetais e/ou combinações de diferentes condições abióticas, com base no pressuposto de que essas reservas também protegerão um vasto leque de biodiversidade. A validade dessa hipótese depende de quão bem os substitutos (ou grupos indicadores) escolhidos representem a biodiversidade em geral (Larsen et al., 2009). Assim sendo, a seleção dos substitutos é parte integrante e fundamental de um planejamento sistemático da conservação bem-sucedido (Margules & Pressey, 2000). Em adição a isso,

os grupos indicadores poderiam ser utilizados para facilitar e agilizar as ações contra a perda de biodiversidade (Caro & O'Doherty, 1999), acelerando e dando mais confiança às tomadas de decisão.

DEFINIÇÃO DOS SUBSTITUTOS

Na prática, os grupos indicadores ou substitutos da biodiversidade consistem em espécies ou outras unidades ecológicas cujas distribuições já são conhecidas ou relativamente fáceis de determinar (Loyola & Lewinsohn, 2009). Substitutos da biodiversidade são usualmente divididos em duas categorias: 1) baseados em espécies, quer se tratem de múltiplas espécies (por exemplo, grupos indicadores) (Pearson & Cassola, 1992; Ricketts et al., 1999) ou uma única espécie (espécies-chave, espécies guarda-chuva, "espécie-bandeira" e espécies indicadoras) (Andelman & Fagan, 2000); 2) baseados em características bióticas e abióticas que podem ser mapeadas (sensoriamento remoto da vegetação, cobertura vegetal e gradientes ambientais) (Faith & Walker, 1996a, 1996b; Sarkar et al., 2005).

Em recente revisão, Rodrigues & Brooks (2007) demonstraram que substitutos baseados em espécies são mais eficazes em representar a riqueza de espécies do *pool* total do que aqueles baseados em dados ambientais. Pelo menos em escala biogeográfica, os melhores grupos indicadores são aqueles cuja solução de complementaridade representaria a maior parte da biodiversidade de outros grupos não utilizados no processo de seleção (Pinto et al., 2008). A eficiência dos grupos substitutos pode ainda ser influenciada por quatro fatores: 1) a mudança nos grupos substitutos; 2) as diferenças entre regiões de estudo; 3) o método utilizado para testar a eficácia dos substitutos; 4) o alvo que os substitutos destinam representar (Grantham et al., 2010).

MÉTODOS PARA AVALIAR E COMPARAR A EFICÁCIA DOS GRUPOS INDICADORES

Diversos autores concluíram que grupos indicadores são bons representantes para a biodiversidade (Loyola et al., 2009; Rytí, 1992; Tognelli, 2005). Porém, a utilização de diferentes métodos tem levado a resultados contra-

ditórios na literatura atual, o que tem inviabilizado generalizações a respeito da eficiência dos grupos indicadores. Cinco métodos foram propostos para testar a eficiência desses grupos (Rodrigues & Brooks, 2007): 1) cálculo da sobreposição entre conjuntos de áreas complementares selecionadas, usando dados para os substitutos e para o alvo a ser conservado (Grenyer et al., 2006; Reyers et al., 2000); 2) mensuração da correspondência entre a sequência de áreas complementares selecionadas pelos substitutos e pelos alvos a serem conservados (Loyola et al., 2007); 3) avaliação da eficácia de um conjunto de áreas selecionadas com base no grupo substituto em representar um táxon alvo (Grenyer et al., 2006; Lawler et al., 2003); 4) avaliação do padrão espacial de áreas insubstituíveis para a conservação (Ferrier et al., 2000); 5) análises da complementaridade entre alvos e grupos indicadores (Warman et al., 2004; Williams et al., 2006).

A NECESSIDADE DA REPRESENTAÇÃO DA DIVERSIDADE FUNCIONAL

A diversidade funcional é um componente da biodiversidade que busca medir a extensão das diferenças funcionais entre as espécies de uma assembleia, com base na diversidade de suas características morfológicas, fisiológicas e ecológicas (Petchey & Gaston, 2006). Por revelar informações sobre o uso de recursos e requerimentos do habitat pelas espécies, a diversidade funcional pode esclarecer processos que governam os padrões de diversidade dentro das comunidades biológicas (Mason et al., 2003). Diferentes padrões de diversidade funcional podem indicar a operação de diferentes processos de formação de assembleias (McGill et al., 2006): comunidades compostas por espécies com características funcionais similares (espécies funcionalmente redundantes), ou seja, com diversidade funcional menor do que a esperada pelo acaso, podem estar sujeitas à ação de filtros ambientais (Chase, 2003; Weiher & Keddy, 1999). Por outro lado, comunidades compostas por espécies funcionalmente distintas (espécies funcionalmente únicas) podem estar sujeitas à ação intensa de competição interespecífica (Holdaway & Sparrow, 2006). A diversidade funcio-

nal está diretamente ligada aos componentes da biodiversidade que influenciam o funcionamento e a operação dos ecossistemas (Tilman, 1999). A teoria prediz que um aumento na diversidade funcional proporciona um aumento no funcionamento do ecossistema em decorrência de maior complementaridade no uso de recursos entre as espécies de uma assembleia (Petchey, 2003).

Em teoria, pode-se maximizar a proteção da diversidade funcional por meio da preservação de todas as espécies, isto é, de toda a diversidade taxonômica (Devictor et al., 2010). Na verdade, uma rede complementar de áreas que representa todas as espécies representaria toda a diversidade funcional. No entanto, apesar dessa política ser inviável, todas as estratégias de conservação têm focado taxa prioritários ou áreas para proteger espécies raras ou endêmicas (Kier et al., 2009; Myers et al., 2000). Além disso, estratégias eficazes para a conservação da biodiversidade exigem não só a inclusão de espécies individuais ou linhagens em áreas protegidas, mas também conjuntos de espécies que garantam o funcionamento dos ecossistemas (espécies funcionalmente únicas) e conjuntos de espécies que garantam a persistência e a estabilidade dos ecossistemas (espécies funcionalmente redundantes).

Estudos demonstram que a diversidade funcional pode ser perdida mais rapidamente do que se perdem as espécies (Heard & Mooers, 2000; Petchey & Gaston, 2002a). De fato, em uma determinada região rica em espécies únicas, a perda de algumas espécies pode afetar o funcionamento do ecossistema em grande escala, mesmo no caso daqueles ricos em espécies. Isso se deve ao fato de que a perda de espécies em uma região não é um processo aleatório. Nesse sentido, a biodiversidade torna-se um fator limitante à eficiência do ecossistema, pois a perda de espécies pode gerar redução de diversidade funcional e, conseqüentemente, alterar o funcionamento de uma assembleia (Petchey & Gaston, 2002b).

Portanto, a diversidade funcional de uma assembleia frequentemente será uma medida da biodiversidade ecologicamente mais relevante (Díaz & Cabido, 2001), explicando e predizendo alterações no funcionamento

do ecossistema que podem resultar de extinções (Petchey & Gaston, 2002b) ou outras mudanças causadas por humanos (Loreau et al., 2001). Sendo assim, a partir de uma perspectiva de conservação, a diversidade funcional é defendida como um dos mais importantes componentes da diversidade capaz de garantir o fornecimento de bens e serviços (Díaz & Cabido, 2001). Preservar esse aspecto da biodiversidade representa um novo e importante desafio para a biologia da conservação (Carvalho et al., 2010; Devictor et al., 2010).

Apesar da importância da diversidade funcional, a utilização de grupos indicadores para representar a riqueza de espécies é de longe a medida mais utilizada por cientistas, conservacionistas e tomadores de decisão para proteger a biodiversidade. Assim, muitos autores pressupõem que a riqueza de espécies, e conseqüentemente bons grupos indicadores da riqueza de espécies, seja boa preditora de outras métricas de diversidade, como a diversidade funcional (Tilman et al., 1999). Embora a relação entre riqueza de espécies e diversidade funcional seja frequentemente positiva, isto não é suficiente para justificar o uso da riqueza de espécies como substituta para a diversidade funcional (Díaz & Cabido, 2001).

EFICIÊNCIA E CONSISTÊNCIA DOS GRUPOS INDICADORES EM REPRESENTAR RIQUEZA DE ESPÉCIES

Muitos estudos têm testado a capacidade dos grupos indicadores em atuar como substitutos de biodiversidade (Andelman & Fagan, 2000; Flather et al., 1997; Fleishman et al., 2000; Howard et al., 1998; Lawler & White, 2008; Lawler et al., 2003; Pearson & Cassola, 1992; Prendergast et al., 1993; Pressey et al., 1993; Ricketts et al., 1999; Warman et al., 2004).

Como mencionado anteriormente, diversos estudos ainda indicam discrepância de resultados para o desempenho dos grupos indicadores. Em alguns estudos realizados em escala global ou continental, os resultados sugerem forte correlação entre riqueza de espécies e endemismo (Lamoreux et al., 2006; Pearson & Cassola, 1992), ao passo que outros estudos não apoiam tal relação (Loyola et al., 2007). Essa discrepância se deve aos pa-

drões de diversidade beta exibidos pelo *pool* de espécies como um todo e por aquele composto apenas por espécies endêmicas (Loyola & Lewinsohn, 2009; Loyola et al., 2009), ou mesmo pela utilização de diferentes métodos e/ou pela abordagem em diferentes escalas (Grantham et al., 2010).

Isso dificulta generalizações sobre o que é realmente um bom substituto para a biodiversidade (Lawler & White, 2008). Tem-se sugerido que bons substitutos são geograficamente raros (Ryti, 1992; Tognelli, 2005; Williams et al., 2000) ou endêmicos (Lamoreux et al., 2006; Loyola et al., 2007). Além disso, são taxonomicamente diversos (Ricketts et al., 1999), apresentam distribuição geográfica relativamente não aninhada (Ryti, 1992) e ocupam locais ricos em biodiversidade (Prendergast et al., 1993).

Atualmente, não é necessário investigar se determinado grupo indicador é ou não eficiente em uma localidade específica, mas sim proceder a uma investigação sistemática da consistência na eficiência de um determinado grupo indicador em diferentes regiões, assim permitindo sua seleção *a priori*. Poucos pesquisadores têm se preocupado em testar a eficiência e a consistência dos grupos indicadores para representar conjuntos de espécies de alto interesse ecológico, como espécies endêmicas, ameaçadas de extinção ou mesmo raras, valendo a pena ver o trabalho de Loyola et al. (2009) acerca desta questão.

Recentemente, relatamos a eficácia de nove grupos indicadores para informar o planejamento sistemático da conservação no Cerrado e na Mata Atlântica (Trindade-Filho & Loyola, não publicado). Nesse trabalho, exploramos a eficiência e a consistência de nove grupos indicadores compostos por mamíferos que ocorrem no Cerrado e na Mata Atlântica, determinando quais espécies são excluídas quando os grupos indicadores são usados. Mostramos que bons substitutos necessitam da seleção de áreas relativamente pequenas, de menos de 12% desses domínios, para representar todas as espécies de mamíferos e garantir sua persistência a longo prazo. Além disso, o grupo formado por espécies com distribuição geográfica restrita é o único grupo indicador eficiente e consistente para representar todos

os conjuntos de espécies, isto é, ele é o melhor indicador tanto no Cerrado quanto na Mata Atlântica. Esse grupo é de especial importância para a conservação, pois somente com a sua utilização é possível proteger grupos de espécies de alta relevância ecológica, como as endêmicas e as ameaçadas de extinção.

EFICIÊNCIA DOS GRUPOS INDICADORES EM REPRESENTAR DIVERSIDADE FUNCIONAL E SINGULARIDADE DAS ESPÉCIES

Estratégias de conservação baseadas na riqueza de espécies partem do pressuposto de que todas as espécies são idênticas. Porém, estudos têm demonstrado que algumas espécies são funcionalmente distintas (Pavoine et al., 2005), enquanto outras são complementares na utilização dos recursos, exercendo funções diferenciadas no ecossistema e, assim, contribuindo para seu funcionamento (espécies únicas). Outras, ainda, são redundantes, contribuindo para a resiliência e a persistência dos ecossistemas a longo prazo.

Sendo as espécies funcionalmente diferentes, estratégias de conservação só serão eficazes se protegerem todas as espécies únicas, assim garantindo o funcionamento do ecossistema. No entanto, embora algumas espécies possam parecer redundantes quanto à função que desempenham, elas podem distinguir-se de inúmeras maneiras e suas redundâncias podem simplesmente ser resultantes da escala utilizada, porquanto desempenham papéis fundamentais na estabilidade dos ecossistemas a longo prazo (Naeem, 1998).

Apesar da importância da diversidade funcional para a manutenção de processos ecossistêmicos e da necessidade de grupos indicadores para a identificação de áreas para a conservação, até o presente momento nenhum estudo avaliou a eficácia dos grupos indicadores para representar a diversidade funcional e a unicidade das espécies.

Diversas métricas para quantificar a diversidade funcional têm sido desenvolvidas com base na topologia (Vane-Wright et al., 1991) e no comprimento dos ramos (Faith, 1992, 1994) de cladogramas ou dendrogramas, ou na distância filogenética entre espécies (Ricotta, 2002, 2004).

Mason et al. (2003) propuseram um índice de diversidade funcional (FDvar) que representa a variação nos valores das características das espécies, ponderado por sua abundância relativa. Porém, esse índice foi projetado para funcionar com apenas uma característica funcional no tempo.

Botta-Dukát (2005), por seu turno, propôs um índice baseado na entropia quadrática de Rao (EQ) como uma medida de diversidade funcional, com base em características funcionais múltiplas. Assim como o índice proposto por Mason et al. (2003), EQ incorpora a abundância relativa das espécies, porém com a vantagem de mensurar as diferenças funcionais entre os pares de espécies.

No entanto, os índices FDvar e EQ não são robustos ao princípio da monotonicidade. Isso significa que, com a utilização destes índices, pode-se ter redução no valor de diversidade funcional acumulada mesmo com aumento no número de espécies, ou pode-se ter aumento na diversidade funcional com redução no número de espécies de uma comunidade, o que inflaria o valor de diversidade funcional acumulada (Petchey & Gaston, 2006).

Petchey & Gaston (2002b) sugeriram o uso do índice *functional diversity* (FD), que é análogo ao índice *phylogenetic diversity* (PD) proposto por Faith (1992, 1994), o qual mede a diversidade funcional por meio da soma dos comprimentos dos ramos de um dendrograma construído a partir de características funcionais. Embora esse método ignore a abundância de espécies, o que afeta a diversidade funcional global (Mason et al., 2003), é extremamente robusto ao princípio da monotonicidade.

Pavoine et al. (2005) definiram a originalidade de uma espécie como a média da raridade de suas características. Para determinar quão funcionalmente distintas as espécies de um conjunto são, foram desenvolvidos diversos índices. Esses índices são baseados em árvores similares àquelas utilizadas na taxonomia ou cladística.

O índice de Vane-Wright et al. (1991) é proporcional ao inverso do número de nós entre a espécie e a raiz da árvore, ao passo que o índice de May (1990) conta o número de ramos derivados de cada nó em vez do número

de nós em si. Já Nixon & Wheeler (1992) sugeriram ordenar as espécies de acordo com a quantidade de diversidade filogenética nos clados a que pertencem, assim definindo dois índices: 1) o índice de originalidade não ponderada, pelo qual a originalidade de uma determinada espécie é inversamente proporcional à soma dos valores atribuídos a todos os nós desta espécie até a raiz da árvore; nele, as espécies que pertencem ao clado mais pobre em espécies têm a maior originalidade; 2) o índice de originalidade ponderada, de acordo com o qual, a originalidade de uma espécie é inversamente proporcional à soma dos números de espécies para cada subclado a que ela pertence.

Porém, esses quatro índices não consideram a relação filogenética entre as espécies. Para resolver tal problema, Pavoine et al. (2005) desenvolveram o índice baseado na entropia quadrática de Rao (EQ), que considera o comprimento dos ramos existentes. Para isso, leva em conta a divergência entre duas espécies, que é calculada pela soma do comprimento dos ramos que ligam cada uma dessas espécies com os seus primeiros antepassados comuns na árvore filogenética. Essa lógica é igualmente aplicada à similaridade entre as espécies em termos ecológicos e funcionais e não evolutivos (Pavoine et al., 2005).

Isaac et al. (2007) desenvolveram o índice distinção evolutiva (*evolutionary distinctiveness*, ED), que é calculado simplesmente por meio da aplicação de um valor para cada ramo igual ao seu comprimento, dividido pelo número de espécies que participam do ramo. O ED de uma espécie é simplesmente a soma desses valores para todos os ramos dos quais a espécie descende para a raiz da filogenia. O índice ED é robusto a mudanças taxonômicas, é mais sensível à variação individual das espécies e considera duas espécies como componentes distintos da história evolutiva.

Os índices acima relacionados também podem ser usados para avaliar a originalidade das espécies com base em seus traços funcionais. Para isso, devemos substituir a árvore filogenética por um dendrograma funcional. Isso é possível, pois os dados funcionais e filogenéticos podem ter uma estrutura similar e, portanto, qualquer índice aplicado a uma

árvore filogenética pode também ser aplicado a um dendrograma funcional (Pavoine & Bonsall, 2010).

Pela primeira vez, relatamos a eficiência de 16 grupos indicadores em representar a diversidade funcional e a univocidade das espécies de aves da Mata Atlântica, em um estudo de caso (Trindade-Filho & Loyola, não publicado). Usando a medida contínua de diversidade funcional (FD) e a medida de originalidade (ED) derivadas dos traços funcionais das espécies de aves da Mata Atlântica, mostramos que espécies com distribuição geográfica restrita e a ordem Charadriiformes são grupos indicadores eficientes e protegem entre 84,93% e 90,76% de toda a diversidade funcional das aves da Mata Atlântica em uma área inferior a 0,64% do bioma. As espécies de distribuição geográfica restrita ainda protegem cerca de 87,28% da originalidade total das espécies do bioma. Esses resultados mostram que o uso de espécies com distribuição restrita como grupo indicador é capaz de garantir a conservação dos processos, a resiliência e a estabilidade dos ecossistemas a longo prazo.

Conforme exposto aqui, nosso conhecimento acerca da biodiversidade é ínfimo perante o que não conhecemos (Purvis & Hector, 2000). A diversidade, em suas mais diferentes facetas, está sendo perdida a taxas alarmantes, sendo esta perda um fenômeno global que atua em diferentes escalas e demanda ações de conservação internacionais (Cardillo et al., 2006), uma vez que deve até mesmo ser acelerado no século 21 (Pereira et al., 2010).

A teoria e os resultados empíricos têm mostrado que a maneira mais eficaz, rápida e eficiente de manter a biodiversidade reside no estabelecimento de áreas para a conservação, desta forma mantendo-se as espécies em seus locais de origem. Diante da crise da biodiversidade, a utilização de grupos indicadores torna-se uma parte fundamental no planejamento sistemático da conservação. O uso de grupos indicadores para representar diferentes aspectos da biodiversidade, como riqueza de espécies e diversidade funcional, é sustentado pela teoria como a maneira mais eficaz e viável de acelerar as tomadas de decisão e, assim, proteger tanto as espécies como o funcionamento, a resiliência e a persistência dos ecossistemas a longo prazo.

AGRADECIMENTOS

Este estudo foi realizado na Universidade Federal de Goiás, Programa de Pós-graduação em Ecologia e Evolução. R.D.L. é financiado pelo CNPq (projeto n. 475886/2009-7). J.T-F. é apoiado por uma bolsa de Mestrado da CAPES.

REFERÊNCIAS

- Andelman, S. J. & W. F. Fagan.** 2000. Umbrellas and flagships: efficient conservation surrogates or extensive mistakes? *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 97: 5954-5959.
- Botta-Dukát, Z.** 2005. Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. *J. Veg. Sci.* 16: 533-540.
- Cabeza, M. & A. Moilanen.** 2001. Design of reserve networks and the persistence of biodiversity. *Trends Ecol. Evol.* 16: 242-248.
- Cardillo, M., G. M. Mace, J. L. Gittleman & A. Purvis.** 2006. Latent extinction risk and the future battlegrounds of mammal conservation. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 103: 4157-4161.
- Caro, T. M. & G. O'Doherty.** 1999. On the use of surrogate species in conservation biology. *Conserv. Biol.* 13: 805-814.
- Carvalho, R. A., M. V. Cianciarus., J. Trindade-Filho, M. D. Sagnori & R. D. Loyola.** (2010) Drafting a blueprint for functional and phylogenetic diversity conservation in the Brazilian Cerrado. *Natl. Conserv.* 8: 1-6.
- Chase, J. M.** 2003. Community assembly: when should history matter? *Oecologia*, 136: 489-498.
- Devictor, V., D. Mouillot, C. Meynard, F. Jiguet, W. Thuiller & N. Mouquet.** (2010) Spatial mismatch and congruence between taxonomic, phylogenetic and functional diversity: the need for integrative conservation strategies in a changing world. *Ecol. Letters*, 13: 1030-1040.
- Díaz, S. & M. Cabido.** 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends Ecol. Evol.* 16: 646-655.

- Ernst, R., K. E. Linsenmair & M. O. Rodel.** 2006. Diversity erosion beyond the specie level: Dramatic loss of functional diversity after selective logging in two tropical amphibian communities. *Biol. Conserv.* 133: 143-155.
- Faith, D. P.** 1992. Conservation evaluation and phylogenetic diversity. *Biol. Conserv.* 61: 1-10.
- Faith, D. P.** 1994. Genetic diversity and taxonomic priorities for conservation. *Biol. Conserv.* 68: 69-74.
- Faith, D. P. & P. A. Walker.** 1996a. Environmental diversity: on the best-possible use of surrogate data for assessing the relative biodiversity of sets of areas. *Biodiv. Conserv.* 5: 399-415.
- Faith, D. P. & P. A. Walker.** 1996b. How do indicator groups provide information about the relative biodiversity of different sets of areas? On hotspots, complementarity and pattern-based approaches. *Biodiv. Letters* 3: 18-25.
- Ferrier, S., R. L. Pressey & T. W. Barret.** 2000. A new predictor of the irreplaceability of areas for achieving a conservation goal, its application to real-world planning, and a research agenda for further refinement. *Biol. Conserv.* 93: 303-325.
- Flather, C. H., K. R. Wilson, D. J. Dean & W. C. McComb.** 1997. Identifying gaps in conservation networks: of indicators and uncertainty in geographic-based analyses. *Ecol. Appl.* 7: 531-542.
- Fleishman, E., D. D. Murphy & P. F. Brussard.** 2000. A new method for selection of umbrella species for conservation planning. *Ecol. Appl.* 10: 569-579.
- Flynn, D. F. B., M. Gogol-Prokurat, T. Noeire, N. Molinari, B. T. Richers, B. B. Lin, N. Simpson, M. M. Mayfield & F. DeClerck.** 2008. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecol. Letters*, 11: 1-12.
- Grantham, H. S., R. L. Pressey, J. A. Wells & A. J. Beattie.** 2010. Effectiveness of biodiversity surrogates for conservation planning: different measures of effectiveness generate a kaleidoscope of variation. *PLoS ONE* 5: e11430.
- Grenyer, R., C. D. L. Orme, S. F. Jackson, G. H. Thomas, R. G. Davies, T. J. Davies, K. E. Jones, V. A. Olson, R. S. Ridgely, P. C. Rasmussen, T. S. Ding, P. M. Bennett, T. M. Blackburn, K. J. Gaston, J. L. Gittleman & I. P. F. Owens.** 2006. Global distribution and conservation of rare and threatened vertebrates. *Nature*, 444: 93-96.
- Heard, S. B. & A. O. Mooers.** 2000. Measuring the loss of evolutionary history from extinction: phylogenetically patterned speciation rates and extinction risks alter the calculus of biodiversity. *Proc. Royal Soc. Lond. B*, 267: 613-620.
- Holdaway, R. J. & A. D. Sparrow.** 2006. Assembly rules operating along a primary riverbed-grassland successional sequence. *J. Ecol.* 94: 1092-1102.
- Howard, P. C., P. Viskanic, T. R. B. Davenport, F. W. Kigenyi, M. Baltzer, C. J. Dickinson, J. S. Lwanga, R. A. Matthews & A. Balmford.** 1998. Complementarity and the use of indicator groups for reserve selection in Uganda. *Nature*, 394: 472-475.
- Isaac, N. J. B., T. T. Samuel, B. Collen, C. Waterman & J. E. M. Baillie.** 2007. Mammals on the EDGE: Conservation Priorities Based on Threat and Phylogeny. *PLoS ONE* 2: e296.
- Kier, G., H. Kreft, T. M. Lee, W. Jetz, P. L. Ibsch, C. Nowicki, J. Mutke & W. Barthlott.** 2009. A global assessment of endemism and species richness across island and mainland regions. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 106: 9322-9327.
- Kirkpatrick, S., C. D. Gellat Jr. & M. P. Vechi.** 1983. Optimization by simulated annealing. *Science*, 220: 671-680.
- Lamoreux, J. F., J. C. Morrison, T. H. Ricketts, D. M. Olson, E. Dinerstein, M. W. McKnight & H. H. Shugart.** 2006. Global tests of biodiversity concordance and the importance of endemism. *Nature*, 440: 212-214.
- Larsen, F. W., J. Bladt & C. Rahbek.** 2009. Indicator taxa revisited: useful for conservation planning? *Div. Distrib.* 15: 70-79.
- Lawler, J. J. & D. White.** 2008. Assessing the mechanisms behind successful surrogates

for biodiversity in conservation planning. *Anim. Conserv.* 11: 270-280.

- Lawler, J. J., D. White, J. C. Sifneos & L. L. Master.** 2003. Rare species and the use of indicator groups for conservation planning. *Conserv. Biol.* 17: 875-882.
- Loreau, M., S. Naeem, P. Inchausti, J. Bengtsson, J. P. Grime, A. Hector, D. U. Hooper, M. A. Huston, D. Raffaelli, B. Schmid, D. Tilman & D. A. Wardle.** 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science*, 294: 804-808.
- Loreau, M., A. Oteng-Yeboah, M. T. K. Arroyo, D. Babin, R. Barbault, M. Donoghue, M. Gadgil, C. Häuser, C. Heip, A. Larigauderie, K. Ma, G. Mace, H. A. Mooney, C. Perrings, P. Raven, J. Sarukham, P. Schei, R. J. Scholes & R. T. Watson.** 2006. Diversity without representation. *Nature*, 442: 245-246.
- Loyola, R. D. & T. M. Lewinsohn.** 2009. Diferentes abordagens para a seleção de prioridades de conservação em um contexto macro-geográfico. *Megadiversidade*, 5: 29-42.
- Loyola, R. D., U. Kubota, G. A. B. Fonseca & T. M. Lewinsohn.** 2009. Key neotropical ecoregions for conservation of terrestrial vertebrates. *Biodivers. Conserv.* 18: 2017-2031.
- Loyola, R. D., U. Kubota & T. M. Lewinsohn.** 2007. Endemic vertebrates are the most effective surrogates for identifying conservation priorities among Brazilian ecoregions. *Divers. Distrib.* 13: 389-396.
- Margules, C. R. & R. L. Pressey.** 2000. Systematic conservation planning. *Nature*, 405: 243-253.
- Margules, C. R. & S. Sarkar.** 2007. Systematic conservation planning. Cambridge University Press, Cambridge.
- Mason, N. W. H., K. MacGillivray, J. B. Steel & J. B. Wilson.** 2003. An index of functional diversity. *J. Veg. Sci.* 14: 571-578.
- May, R. M.** 1990. Taxonomy as destiny. *Nature*, 347: 129-130.
- McGill, B. J., Enquist, E. Weiher & M. Westoby.** 2006. Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends Ecol. Evol.* 21: 178-185.
- Mittermeier, R. A., P. R. Gil, M. Hoffman, J. Pilgrim, T. Brooks, C. G. Mittermeier, J. Lamoreux & G. A. B. Fonseca.** 2004. Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. CEMEX, Mexico City.
- Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. B. Fonseca & J. Kent.** 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853-858.
- Naeem, S.** 1998. Species redundancy and ecosystem reliability. *Conserv. Biol.* 12: 39-45.
- Nixon, K. C. & Q. D. Wheeler.** 1992. Measures of phylogenetic diversity, p. 216-234. *In:* M. J. Novacek & Q. D. Wheeler (Eds), *Extinction and phylogeny*. New York, Columbia University Press.
- Pavoine, S. & M. B. Bonsall.** 2010. Measuring biodiversity to explain community assembly: a unified approach. *Biol. Rev.* DOI: 10.1111/j.1469-185X.2010.00171.x.
- Pavoine, S., O. Sébastien & A. B. Dufour.** 2005. Is the originality of a species measurable? *Ecol. Letters*, 8: 579-586.
- Pearson, D. L. & F. Cassola.** 1992. World-wide species richness patterns of tiger beetles (Coleoptera: Cicindelidae): indicator taxon for biodiversity and conservation studies. *Conserv. Biol.* 6: 376-391.
- Pereira, H. M., P. W. Leadley, V. Proena, R. Alkemade, J. P. W. Scharlemann, J. F. Fernandez-Manjarrés, M. B. Araújo, P. Balvanera, R. Biggs, W. W. L. Cheung, L. Chini, H. D. Cooper, E. L. Gilman, S. Guénette, G. C. Hurtt, H. P. Huntington, G. M. Mace, T. Oberdorff, C. Revenga, P. Rodrigues, S. J. Scholes, U. R. Sumaila & M. Walpole.** 2010. Scenarios for global biodiversity in the 21st century. *Science*, 330: 1496-1501.
- Petchey, O. L.** 2003. Integrating methods that investigate how complementarity influences ecosystem functioning. *Oikos*, 101: 323-330.
- Petchey, O. L. & K. J. Gaston.** 2002a. Extinction and the loss of functional diversity. *Proc. R. Soc. Lond. B* 269: 1721-1727.

- Petchey, O. L. & K. J. Gaston.** 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecol. Letters*, 9: 741-758.
- Petchey, O. L. & K. J. Gaston.** 2002b. Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecol. Letters*, 5: 402-411.
- Pimm, S. L., G. J. Russell, J. L. Gittleman & T. M. Brooks.** 1995. The future of biodiversity. *Science*, 269: 347-350.
- Pinto, M. P., J. A. F. Diniz-Filho, L. M. Bini, D. Blamires & T. F. L. V. B. Rangel.** 2008. Biodiversity surrogate groups and conservation priority areas: birds of the Brazilian cerrado. *Divers. Distrib.* 14: 78-86.
- Prendergast, J. R., R. M. Quinn, J. H. Lawton, B. C. Eversham & D. W. Gibbons.** 1993. Rare species, the coincidence of diversity hotspots and conservation strategies. *Nature*, 365: 335-337.
- Pressey, R. L.** 1994. Ad hoc reservations: forward and backward steps in developing representative reserve systems? *Conserv. Biol.* 8: 662-668.
- 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 Ecol. Evol.* 8: 124-128.
- Pressey, R. L., H. P. Possingham & C. R. Margules.** 1996. Optimality in reserve selection algorithms: when does it matter and how much? *Biol. Conserv.* 76: 259-267.
- Purvis, A. & A. Hector.** 2000. Getting the measure of biodiversity. *Nature*, 405: 212-219.
- Reyers, R. L., A. S. Jaarsveld & M. Krüger.** 2000. Complementary as a biodiversity indicator strategy. *Proc. Royal Soc. Lond. B*, 267: 505-513.
- Ricketts, T. H., E. Dinerstein, D. M. Olsen & C. Loucks.** 1999. Who's where in North America? Patterns of species richness and the utility of indicator taxa for conservation. *BioScience*, 49: 369-381.
- Ricotta, C.** 2004. A parametric diversity measure combining the relative abundances and taxonomic distinctiveness of species. *Divers. Distrib.* 10: 143-146.
- Ricotta, C.** 2002. Measuring taxonomic diversity with parametric information functions. *Comm. Ecol.* 3: 95-99.
- Rodrigues, A. S. L. & T. M. Brooks.** 2007. Shortcuts for biodiversity conservation planning: the effectiveness of surrogates. *Ann. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 38: 713-737.
- Ryti, R. T.** 1992. Effect of focal taxon on the selection of nature reserves. *Ecol. Appl.* 2: 404-410.
- Sarkar, S., J. Justus, T. Fuller, C. Kelley, J. Garson & M. Mayfield.** 2005. Effectiveness of environmental surrogates for the selection of conservation area networks. *Conserv. Biol.* 19: 815-825.
- Sarkar, S. & P. Iloldi-Rangel.** 2010. Systematic conservation planning: an updated protocol. *Natl. Conserv.* 8: 19-26.
- Sarkar, S., R. L. Pressey, D. P. Faith, C. R. Margules, T. Fuller, T. D. M. Stoms, A. Moffett, K. A. Wilson, K. J. Williams & S. Andelman.** 2006. Biodiversity conservation planning tools: present status and challenges for the future. *Ann. Rev. Environ. Res.* 31: 123-159.
- Tilman, D.** 1999. The ecological consequences of changes in biodiversity: A search for general principles. *Ecology*, 80: 1455-1474.
- Tognelli, M. F.** 2005. Assessing the utility of indicator groups for the conservation of South American terrestrial mammals. *Biol. Conserv.* 121: 409-417.
- Turner, W. R., S. D. Wilcove & M. H. Swain.** 2006. Assessing the effectiveness of reserve acquisition programs in protecting rare and threatened species. *Conserv. Biol.* 20: 1657-1669.
- Vanderkam R. P., Y. F. Wiersma & D. J King.** 2007. Heuristic algorithms vs. linear programs for designing efficient conservation reserve networks: evaluation of solution optimality and processing time. *Biol. Conserv.* 138: 349-358.
- Vane-Wright, R. I., C. J. Humphries & P. H. Williams.** 1991. What to protect? Systematics and the agony of choice. *Biol. Conserv.* 55: 235-254.

- Warman, L. D., A. R. E. Sinclair, G. C. E. Scudder, B. Klinkenberg & R. L. Pressey.** 2004. Sensitivity of systematic reserve selection to decisions about scale, biological data, and targets: case study from southern British Columbia. *Conserv. Biol.* 18: 655-666.
- Weiher, E. & P. Keddy.** 1999. *Ecological assembly rules. Perspectives, advances, retreats.* Cambridge University Press, Cambridge, 418 p.
- Williams, P., D. Faith, L. Manne, W. Sechrest & C. Preston.** 2006. Complementarity analysis: Mapping the performance of surrogates for biodiversity. *Biol. Conserv.* 128: 253-264.
- Williams, P. H., N. D. Burgess & C. Rahbek.** 2000. Flagship species, ecological complementarity and conserving the diversity of mammals and birds in sub-Saharan Africa. *Anim. Conserv.* 3: 249-260.

Recebido em 12/XII/2010

Aceito em 18/XII/2010