

FERRAMENTAS PARA AVALIAÇÃO DE IMPACTOS AMBIENTAIS E PLANEJAMENTO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO: GRUPOS BIOINDICADORES E SUA ANÁLISE MEDIANTE DE ÍNDICES DE SIMILARIDADE BIOLÓGICA E DE PARCIMÔNIA DE ENDEMISMOS (PAE)

Sérgio Augusto Abrahão Morato⁸

Introdução

A avaliação de impactos ambientais de empreendimentos dos setores produtivos e de infraestrutura social e o planejamento de unidades de conservação da natureza têm requerido, no Brasil, na Argentina e em todo o mundo, o conhecimento sobre a riqueza, dinâmica e estrutura das comunidades da flora e da fauna como elementos essenciais para o estabelecimento de medidas de manejo e proteção ambiental (Gómez *et al.*, 1997; SRNyDS, 1999; Primack & Rodrigues, 2001; IBAMA, 2002; MPU, 2004; Jorquera *et al.*, 2007). No caso de áreas protegidas, tais conhecimentos são considerados ainda como fundamentais para a definição de zonas destinadas à proteção integral da vida silvestre, ao uso público e/ou à recuperação e uso sustentável dos recursos naturais, conforme cada caso (Brito, 2000; Bensusan, 2006).

Diversos procedimentos têm sido utilizados para a realização de tais estudos. Na gama de relatórios técnicos produzidos no Brasil, na Argentina ou em demais países da América do Sul, muito raramente observam-se inventários detalhados

⁸ STCP Engenharia de Projetos Ltda. Rua Euzébio da Motta, 450. CEP: 80530-260, Curitiba, Paraná – Brasil. E-mail: smorato@stcp.com.br. UFPR – Universidade Federal do Paraná, Departamento de Ciências Agrárias, MBA Internacional em Gestão Ambiental. Curitiba, Paraná – Brasil.

da comunidade biótica e/ou estudos de interações ecológicas das espécies entre si e/ou destas com o ambiente. Tais estudos, embora desejáveis por permitirem a aquisição de informações consistentes sobre o meio natural (especialmente no que concerne à análise de populações de espécies ameaçadas e registro de espécies mais raras nas comunidades biológicas), têm sido pouco desenvolvidos como método de avaliação prévia em função da insuficiência generalizada de recursos financeiros e de prazos estabelecidos para a elaboração dos instrumentos de gestão ambiental (sejam eles planos de manejo de áreas naturais protegidas, estudos de impactos ambientais ou quaisquer outros mecanismos de avaliação) (SRNyDS, 1999; MPU, 2004). Na maioria das vezes, o que se tem apresentado - ou mesmo sido cobrado pelos órgãos ambientais - são estudos de curto prazo que, no geral, restringem-se à avaliação da paisagem ou a listas de espécies de grupos pré-selecionados, inventariadas em curtos períodos de amostragem e correlacionadas, quando muito, com diferentes tipologias vegetais e tipos de recursos hídricos nas áreas objeto de avaliação. Mais raramente, alguns estudos utilizam-se de organismos bioindicadores para a avaliação da qualidade dos recursos hídricos ou como elementos para o monitoramento de atividades impactantes de empreendimentos (McGeosh, 1998; Leivas & Carneiro, 2012). Tal método de avaliação, apenas sob esta justificativa, é considerado como de pequena valia no processo de prevenção de lesões ao meio ambiente, uma vez que parece partir do pressuposto de que o uso dos recursos naturais e a alteração ambiental sejam situações normais e inevitáveis diante do modo de vida da sociedade atual (SRNyDS, 1999; Goldsmith, 2001; MPU, 2004; Jorquera *et al.*, 2007).

As deficiências presentes nos estudos ambientais aplicados, desenvolvidos em quase todas as regiões tropicais e subtropicais do mundo, têm levado diversos pesquisadores e instituições ambientalistas a buscarem métodos que permitam a aquisição de informações ecológicas consistentes em curto prazo e com recursos financeiros por vezes deficientes. Tal busca parte do pressuposto de que os modelos atuais de avaliação são insuficientes para a tomada de decisões, uma vez que podem não representar as realidades locais das condições da biodiversidade (Bensusan, 2006). Em sua maioria, os métodos recentemente apresentados reconhecem que a análise da paisagem, embora necessária, deva ser considerada como uma das bases do conhecimento dos sistemas ecológicos e não como seu objeto final, uma vez que muitas áreas, embora pareçam íntegras

fisionomicamente, podem não mais conter elementos essenciais para a sustentação dos ecossistemas em função de impactos pretéritos sobre as populações de espécies-chave dos mesmos (como, por exemplo, o fenômeno da floresta vazia, segundo Redford, 1992). Já o uso de organismos bioindicadores, embora necessário, tem sido proposto como método auxiliar em diagnósticos, uma vez que seu enfoque é normalmente relacionado à avaliação exclusiva do estado de conservação de determinado componente do ambiente, raramente permitindo uma análise global em nível ecossistêmico (Goldsmith, 1991; Leivas & Carneiro, 2012).

Mais recentemente, métodos que pressupõem a análise conjunta (ou interdisciplinar) das condições da paisagem e dos sistemas ecológicos por diferentes áreas das ciências naturais têm sido propostos como ferramentas para a gestão ambiental para unidades de conservação. Dentre os métodos requeridos para a elaboração de projetos de planejamento de tais unidades pelas esferas governamentais e por agências de financiamento, destaca-se o da Avaliação Ecológica Rápida (AER), proposto pela The Nature Conservancy (TNC) para as regiões da América Latina e Caribe (Sobrevilla & Bath, 1992). A premissa principal desse método reside no fato de que o mesmo, utilizando-se de níveis múltiplos de informação e da análise conjunta de diferentes grupos bióticos, permitiria uma avaliação integral do ambiente, consistindo assim em uma das ferramentas mais adequadas de interpretação das condições ecológicas locais em curto prazo (Sayre *et al.*, 2003). Já para os mecanismos de avaliação de impactos ambientais, nenhum modelo ainda foi proposto, cabendo aos órgãos ambientais avaliadores, tanto no Brasil quanto na Argentina, definir, através de normativas ou termos de referência específicos e com base na legislação, quais áreas temáticas devem ser avaliadas e em que periodicidade e abrangência (Irribarren, 1997; SRNyDS, 1999; MPU, 2004; Milaré, 2006).

Em linhas gerais, o método da AER parte da análise da paisagem de determinada região a ser objeto de estudo para a definição de “sítios amostrais”, os quais devem consistir em áreas relativamente homogêneas quanto à fisionomia, relevo, hidrografia e outros elementos geográficos presentes em maior escala (Sobrevilla & Bath, 1992). Cada um desses sítios, por sua vez, deve contar com pontos amostrais nos quais estudos *in loco* da diversidade da flora e da fauna (ou ao menos de alguns grupos taxonômicos pré-selecionados, geralmente abrangendo espécies vegetais arbóreas e vertebrados) devem ser conduzidos. A partir de tais

informações, e sendo os pontos amostrais efetivamente representativos das condições de cada sítio, o método preconiza que avaliações quanto ao estado de conservação destes últimos seriam possíveis e, por fim, da área objeto de estudo como um todo (Sobrevilla & Bath, 1992; Sayre *et al.*, 2003).

Embora os níveis múltiplos de informações da AER busquem contemplar tanto o inventário de espécies quanto a busca de indicadores ambientais correlacionados às diferentes condições da paisagem (e, desta forma, atender à demanda do conjunto de informações necessário à gestão da biota de determinada região), o método também apresenta deficiências que podem culminar em interpretações errôneas e/ou insuficientes sobre as condições ambientais das regiões avaliadas. Em se tratando de uma avaliação expedita e normalmente realizada através de uma ou duas campanhas de campo, alguns dos grupos taxonômicos que normalmente são avaliados por uma AER podem ser insuficientemente amostrados, haja vista a dificuldade natural de se encontrar espécimes na natureza (*e.g.*, serpentes e grandes mamíferos) ou sua natural ausência em diversos períodos do ano (*e.g.*, espécies com marcada sazonalidade, a exemplo de peixes anuais, aves migratórias e/ou anuros com reprodução explosiva, dentre outros). Problemas com o método também podem advir do fato de que a inferência das condições ecológicas de uma grande região, efetuada a partir de análises pontuais da diversidade, pode não contemplar micro variações ecológicas e influências de condições externas à área objeto de estudo. Estes fatores podem determinar padrões locais de distribuição e de dinâmica dos organismos (*e.g.*, Figueiredo *et al.*, 2006) e, se não considerados, podem culminar na ineficácia dos mecanismos de manejo e conservação pretendidos. Tais micro variações e os eventuais padrões de distribuição ao longo do gradiente ambiental, muitas vezes não identificados pela análise da paisagem, certamente requererão esforços de conservação condizentes com a necessidade de proteção de diferentes ecossistemas, já que estes constituem um dos elementos chave da biodiversidade (Primack & Rodrigues, 2001; Bensusan, 2006).

Por fim, um dos problemas que permeiam o método da AER, na forma como o mesmo vem sendo aplicado na maior parte da América Latina, reside no fato de que, em geral, as avaliações realizadas são direcionadas para grupos mais derivados das comunidades, especialmente aves, mamíferos e espécies arbóreas de plantas. Muitos autores são enfáticos em afirmar que, em se tratando da avaliação de diferentes grupos de organismos como subsídios para conservação

de áreas naturais, resultados obtidos com invertebrados tendem a ser aplicados para vertebrados (dadas as maiores especificidades no uso do ambiente pelos primeiros), porém com a situação contrária nem sempre ocorrendo (*e.g.*, Moritz, 2002; Figueiredo *et al.*, 2006; Freitas *et al.*, 2006; Leivas & Carneiro, 2012).

Diante do apresentado, percebe-se que muitas das questões do impasse quanto aos métodos expeditos de análise ambiental permanecem. Como gerar informação ecológica consistente com vistas ao adequado manejo dos recursos naturais em curto prazo e com recursos financeiros limitados? Na impossibilidade de se efetuar uma análise exaustiva de toda a comunidade biológica e de suas taxocenoses e guildas constituintes, quais grupos biológicos funcionais devem ser priorizados, sob a forma de bioindicadores, para avaliação *in loco* das condições ambientais? E, por fim, que métodos analíticos devem ser utilizados com vistas a gerar uma maior consistência das informações levantadas?

O presente capítulo visa contribuir para a busca da solução de algumas dessas questões. São aqui apresentadas discussões sobre diversos grupos biológicos funcionais e sobre alguns métodos de análise que podem ser utilizados para a avaliação das condições ambientais e para a definição de um zoneamento de áreas a ser objeto de proteção. Parte desses métodos decorre de modelos biogeográficos utilizados para a análise da história evolutiva e comparações entre grandes extensões de ecossistemas e biomas, porém são aqui sugeridos para avaliações em menor escala.

Métodos

O presente trabalho apresenta uma discussão sobre como métodos de análise da similaridade e de parcimônia de endemismos podem ser utilizados, em grupos taxonômicos específicos, para obtenção de informações consistentes em estudos de planejamento ambiental. Para cada grupo, selecionado a partir de informações presentes na literatura e da experiência acumulada do autor e de colegas em diversos estudos, discute-se sua aplicabilidade como elemento indicador nos processos de avaliação, tendo como critérios sua sensibilidade a variações ambientais, facilidade amostral e rápida resposta nas análises (condições *sine qua non* para elementos bioindicadores, seg. McGeoch, 1998 e Freitas *et al.*, 2006). Ao final, apresentam-se grupos biológicos funcionais (taxocenoses, espécies ou

guildas) que podem ser considerados em estudos expeditos para o planejamento de áreas a serem protegidas e avaliações de impactos ambientais. Neste trabalho, o foco principal refere-se a ecossistemas terrestres.

Este trabalho parte da premissa que mesmo grupos considerados como bons indicadores ambientais, caso venham a ser avaliados por processos expeditos como uma AER, apresentarão deficiências amostrais e não significarão o conhecimento pleno da riqueza e da diversidade de uma determinada região. Porém, outra premissa considerada é a de que métodos padronizados de amostragem tenderão a obter índices similares de riquezas e diversidade em áreas homogêneas e/ou com mesmo padrão de integridade, ao passo em que micro variações ambientais poderão ser diagnosticadas mediante o emprego de métodos de análises de similaridade e da parcimônia de endemismos. O conjunto de tais informações poderá ser aplicado para a identificação de áreas com diferentes condições ambientais e, conseqüentemente, para a elaboração de um zoneamento ambiental condizente com as necessidades de manejo de uma determinada área ou região.

Discussão

Os Modelos Analíticos

Estudos sobre padrões de diversidade de espécies valem-se de métodos que visam principalmente à análise das semelhanças entre diferentes regiões. Tais estudos, em geral sob o enfoque biogeográfico, eventualmente utilizam-se de elementos ecológicos contemporâneos (tais como tipos de ambientes e ofertas de substratos e presas) para a explicação dos padrões locais de riqueza de espécies, porém normalmente buscam a identificação de fatores históricos para a explicação sobre os motivos da presença ou ausência de determinada espécie em cada comunidade ou taxocenose estudada (*e.g.*, Ricklefs & Schluter, 1993 e referências nele contidas). Métodos como os de análise de similaridade e de parcimônia de endemismos (PAE) têm sido amplamente utilizados para tais fins, porém geralmente com enfoques comparativos entre grandes regiões geográficas (Colli, 2005). Em nível local, estudos ecológicos, por sua vez, acabam apenas por

avaliar a diversidade de espécies em cada taxocenose considerada ou a efetuar avaliações das taxas de substituição de espécies ao longo de gradientes ambientais de pequena amplitude (como, por exemplo, mudanças nas composições de espécies entre áreas alagadas e secas, entre florestas e campos ou outras condições justapostas-e.g., Gentry, 1988; Costa *et al.*, 2005). Quando muito, métodos de regressão linear e análise discriminante são utilizados em conjunto com a avaliação dos elementos da paisagem para a elaboração de mapas de distribuição estimada da área de ocorrência de espécies em determinada região, gerando modelos que nem sempre exprimem a condição real (Figueiredo *et al.*, 2006).

Levando-se em consideração que muitas unidades de conservação brasileiras e argentinas apresentam grandes dimensões (especialmente na Amazônia e na Patagônia, respectivamente) e alta variabilidade ambiental decorrente da gama de paisagens que abrigam e, até mesmo, em função de diferentes níveis de perturbação causados pelo homem, métodos de análises de similaridade e de parcimônia de endemismos podem servir de bases para a identificação das condições de homogeneidade e/ou heterogeneidade de tais unidades, funcionando, conseqüentemente, como instrumentos para o zoneamento das mesmas. Ambos os métodos de análise partem de algoritmos que levam em consideração a presença ou a ausência de espécies em diferentes regiões e/ou unidades amostrais, porém diferem fundamentalmente nas bases de comparação. No caso de avaliações de similaridade, as análises são, em geral, realizadas “dentro” do universo de análise (*i.e.*, comparando-se riquezas obtidas em diferentes áreas amostrais entre si), ao passo em que as análises de parcimônia de endemismos requerem um sistema externo como elemento de “enraizamento” das árvores de similaridades a serem obtidas (Colli, 2005). Desta forma, para que ambos os métodos sejam aplicáveis, alguns parâmetros e critérios devem ser observados.

Nos casos de análises de similaridade, a literatura apresenta uma ampla gama de modelos, porém dois índices têm sido mais corriqueiramente utilizados: o de Sørensen e o de Jaccard (ver Magurran, 1988 e Krebs, 1989). Ambos os índices são conceitualmente similares e expressam a análise simples entre dois pontos, os quais podem variar entre zero (ou seja, ausência total de similaridade) a 1 (similaridade total ou em 100%) (Magurran, 1988). Tais avaliações, quando seguidas de dendrogramas decorrentes de análises pareadas não ponderadas de

grupos (UPGMA- *Unwighted Pair-Group Method Using an Arithmetic Average-Sneath & Sokal, 1973*) que denotem as proximidades relativas entre áreas amostrais, podem ser favoráveis à identificação de variações nas comunidades participantes de uma dada região em estudo, permitindo alguma segurança na definição de sua homogeneidade e/ou heterogeneidade. Na prática conservacionista, esta avaliação pode ser aplicada para fins de estabelecimento de estratégias de conservação das espécies, objetivando-se evitar a aplicação de esforços de recuperação entre áreas muito distintas entre si e direcionando tais esforços para áreas onde, efetivamente, se observem possibilidades de estabelecimento de fluxos gênicos de populações presentes em comunidades similares.

A apresentação de resultados em dendrogramas de similaridades objetiva estabelecer uma visualização espacial das semelhanças e diferenças entre pontos amostrais, sendo que as distâncias observadas podem indicar condicionantes quanto a condições ecológicas naturais e/ou relativas a pressões atuais e pretéritas, conforme cada caso. Um exemplo claro da aplicação de resultados, nesse sentido, refere-se ao estabelecimento de micro corredores ecológicos entre áreas similares que permitam a manutenção do fluxo gênico entre os elementos constituintes de cada área. Da mesma forma, a existência de sítios amostrais com elevada similaridade, entrecortados por áreas dissimilares, pode indicar que estes sofreram ações de degradação (humana ou natural) que determinam a necessidade de intervenções para o restabelecimento dos sistemas naturais de fluxo de espécies. Um exemplo dessa situação pode ser visto na Figura 1, a qual representa uma situação hipotética de um dado espaço geográfico e um dendrograma de proximidade entre cinco regiões amostrais.

Analisando-se a *Figura* e o dendrograma apresentado, observa-se que a maior similaridade ocorre entre as subáreas amostrais “a” e “d” (em torno de 87%), seguida da similaridade existente entre “b” e “d” (aproximadamente 70%). Esses dois conjuntos, por sua vez, apresentam similaridade aproximada de 57% entre si. A maior distância ocorre entre o conjunto “a/d” e a subárea “c” (inferior a 40%). Considerando-se que “c” situa-se em posição geográfica intermediária ao conjunto mais similar, é razoável supor que algum fenômeno tenha interferido na continuidade ambiental (e conseqüentemente na manutenção dos fluxos de genes entre as populações de cada subárea). Somente essa análise já demonstra a necessidade de uma avaliação mais detalhada da subárea “c” que indique a

existência (ou não) de pressões derivadas da ação humana. Caso existentes, são essas pressões que irão requerer as intervenções para o restabelecimento das condições de conexão da flora e da fauna locais. Por sua vez, a existência de um curso d'água atravessando "c" e tendo suas áreas a montante em "d" e "a" indica que esforços de conservação para estabelecimento de micro corredores ecológicos podem ser estabelecidos utilizando-se desse ambiente em particular.

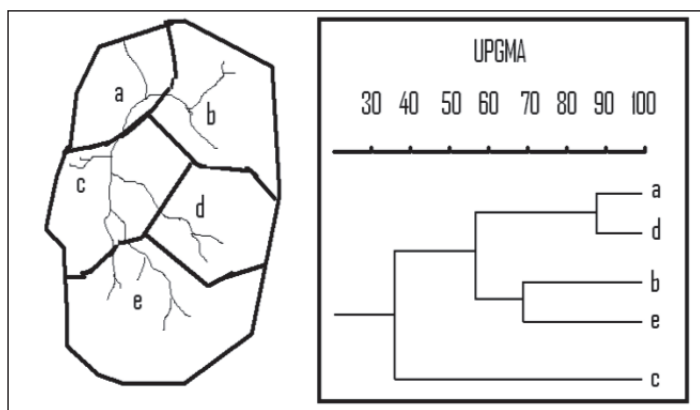


Figura 1. Exemplo de dendrograma de proximidade (UPGMA) entre cinco sítios amostrais de uma unidade de conservação hipotética.

Fonte: Original.

A despeito dessa possível utilização anteriormente apresentada, a análise da similaridade entre áreas amostrais com vistas ao entendimento dos padrões de riqueza biológica tem sido criticada por alguns autores. Segundo Colli (2005), tal análise pode gerar algumas dificuldades na interpretação dos motivos da presença ou ausência de espécies nas comunidades consideradas no que concerne ao entendimento dos motivos históricos da ocorrência (ou não) de determinados táxons e à subjetividade na conversão de dados brutos em medidas pareadas de distâncias (ou similaridades) entre áreas amostrais. Sob a ótica biogeográfica, tais avaliações requerem métodos que permitam a comparação das regiões avaliadas com unidades amostrais externas, sem as quais as

definições de áreas de especial interesse (inclusive para conservação) podem ser mascaradas.

Diferentemente das avaliações de similaridades, as análises de parcimônia de endemismos (PAE) requerem informações adicionais de outras regiões para o “enraizamento” das matrizes e árvores de consenso que exprimirão ou não a história compartilhada de áreas amostrais (sejam tais áreas grandes biomas, ecossistemas ou unidades de avaliação em menor escala). A PAE considera áreas ou regiões amostrais como táxons e ocorrências de espécies (presenças/ausências) como caracteres, submetendo os dados a uma análise de parcimônia em que a ocorrência de um mesmo táxon em diferentes áreas é considerada como evidência de uma história compartilhada entre ambas (Colli 2005). O método parte de uma matriz de presenças e ausências na qual as áreas externas são fixas, gerando árvores genéticas que exprimirão a história evolutiva (conjunta ou não) entre os locais em avaliação.

Na literatura corrente, a PAE tem sido realizada para grandes porções territoriais e sob a ótica da biogeografia histórica, buscando-se explicar os motivos da presença ou ausência de determinadas linhagens em cada região geográfica ou identificar áreas com grandes concentrações de táxons endêmicos ou comunidades estruturadas de maneira exclusiva. Traçando-se um paralelo para áreas em menor escala (como as Unidades de Conservação), pode-se inferir que este método seja útil para a identificação de locais únicos e que requeiram manejo especial, permitindo, por exemplo, a definição de zonas específicas ou a análise da magnitude de alterações ambientais que possam ocorrer em determinado local pela instalação de um dado empreendimento, normalmente requeridos nos planejamentos de tais áreas (e.g., Bensusan, 2006). Além disso, tal método de avaliação pode ser útil na medida em que áreas mais próximas poderão tender a agrupar sistemas metapopulacionais de espécies de interesse em conservação, gerando subsídios para a demarcação de micro corredores ecológicos nos moldes anteriormente apresentados. Esta prerrogativa deve ser vista como de grande importância principalmente para unidades de conservação de uso sustentável e, também, para regiões a serem objeto de alteração para a instalação de grandes empreendimentos (a exemplo de usinas hidrelétricas e projetos agrícolas, de silvicultura e pastoris).

O Esforço Amostral Requerido

Tanto análises de similaridade quanto de parcimônias de endemismos têm sido geralmente aplicadas a grandes regiões geográficas ou, no máximo, a comparações da riqueza entre unidades de conservação. No presente caso, propõe-se que os métodos sejam utilizados para comparações entre sítios amostrais em pequena escala, os quais, pela definição do método da AER, compreendem subdivisões de uma dada área em unidades supostamente homogêneas da paisagem. Conforme já citado, cada unidade é, por sua vez, composta por pontos amostrais representativos das condições gerais e onde as amostragens de campo são realizadas.

Considerando que uma AER consiste em um método expedito de inventário de espécies, a principal premissa de um estudo dessa natureza deve consistir em que, qualquer que seja o grupo (vegetal ou animal) a ser amostrado, análises consistentes de similaridade entre diferentes sítios amostrais requerem que as amostragens tenham esforços padronizados, os quais pressupõem possibilidades similares de encontros de espécies quando as condições ambientais forem semelhantes (Krebs, 1989; Santos, 2004). Esta condição, contudo, deve ser considerada como praticamente nula nos sistemas naturais (Ventura 2008), gerando dificuldades nas avaliações e requerendo, portanto, métodos complementares para a avaliação final, nem sempre passíveis de aplicação.

Em qualquer estudo de curto prazo desenvolvido em regiões de alta riqueza biológica, muito dificilmente será alcançada a avaliação completa da diversidade de espécies de um dado local. No geral, avaliações de curto prazo tendem a amostrar principalmente as espécies mais freqüentes nos ambientes, fator bem expresso nas curvas de acumulação de espécies observadas em inventários biológicos (Magurran, 1988; Krebs, 1989; Santos, 2004). Diversos modelos de estimativas de riqueza têm sido propostos para minimizar esta deficiência e permitir ao pesquisador uma inferência mais adequada dos totais de espécies que podem ocorrer em suas respectivas áreas de estudo (ver Santos, 2004), porém tais modelos não permitem um refinamento das análises de similaridade por simplesmente não nominarem as espécies que poderiam ocorrer em cada unidade amostral. Desta forma, para que uma análise de similaridades seja consistente, requer-se essencialmente que as amostragens culminem em curvas assintóticas (estabilizadas), fator este de difícil atendimento em estudos

expeditos, especialmente aqueles realizados com grupos de baixa amostragem. Como resultado da avaliação, portanto, muito raramente serão encontradas condições de similaridades totais entre áreas amostrais, mesmo que estas assim o sejam. Contudo, poderão ser observadas tendências, as quais serão mais consistentes na medida em que dois ou mais grupos biológicos forem avaliados conjuntamente.

Os Grupos Bioindicadores Recomendados

Em seu escopo metodológico básico, uma AER requer que, após efetuada a análise da paisagem e a definição de sítios e pontos amostrais, a equipe multidisciplinar de pesquisadores desenvolva a coleta e identificação de espécimes da flora e da fauna em cada ponto amostral, conforme os métodos usuais de estudo de cada área temática (Sayre *et al.*, 2003).

Em geral, AERs efetuadas na América Latina têm primado pelo estudo da vegetação (com destaque a espécies arbóreas) e da fauna de vertebrados. Tal condição possivelmente tem por base o senso comum que tais grupos, ao consistirem nos elementos mais derivados das comunidades biológicas, tendem a ser os elementos chave dos ecossistemas e/ou os melhores indicadores ambientais. Porém, muitos autores têm criticado o fato de que estudos ecológicos sejam direcionados apenas a tais organismos. Autores como Plotkin (1988), Wilson (1997), Figueiredo *et al.* (2006), Freitas *et al.* (2006) e Leivas & Carneiro (2012), dentre outros, citam que os esforços direcionados apenas ao inventário e até mesmo à proteção apenas da “megafauna carismática”, sem se atentar para a base de sustentação de suas populações, podem redundar em insuficiência de informações e conseqüente fracasso nos projetos de manejo. Sem prejuízo àqueles estudos, estes e outros autores têm advogado que grupos como epífitas, monocotiledôneas (a exemplo de taquaras e capins que consistem em bases de cadeias alimentares), insetos (ou determinadas taxocenoses destes, como lepidópteros, coleópteros, odonatas, formigas e abelhas), aracnídeos, moluscos em geral, macroinvertebrados aquáticos e micro-organismos de solo, dentre diversos outros, devem também ser considerados nas análises por se consistirem em alguns dos melhores indicadores das condições ambientais, especialmente levando-se em conta as maiores facilidades de amostragem dos mesmos e sua

rápida resposta a modificações ambientais (Brown-Jr., 1997; Freitas *et al.*, 2006; Leivas & Carneiro, 2012).

Tendo por base informações disponíveis na literatura acerca de diversos dos grupos biológicos anteriormente citados, propõe-se a seguir que, para fins de estudos de similaridade e de diversidade em ecossistemas terrestres e de transição, os seguintes grupos sejam sempre objeto de avaliação em estudos expeditos:

a) Vegetação

A análise da comunidade vegetal sob a ótica fitossociológica, especialmente em ambientes florestais, consiste na base do conhecimento sobre a estrutura do ecossistema como um todo. Estudos fitossociológicos, principalmente direcionados ao estrato arbóreo e onde são avaliados os parâmetros estruturais, tais quais densidade, frequência, dominância, valor de importância e valor de cobertura das espécies, entre outros, são requeridos em quaisquer estudos ambientais. Porém, grande parte dos estudos desenvolvidos e disponíveis na literatura apresenta enfoque a espécies madeiráveis e, muitas vezes, desconsideram ou citam de maneira bastante superficial a presença de outros grupos que imprimem um padrão fisionômico típico aos sistemas ecológicos que possuem importância como elementos chave para a fauna naqueles ecossistemas (tais como palmeiras e epífitas em geral-ver Moengenburg & Jardim, 2002 e Martinelli, 2006). Em diversas regiões da Amazônia, por exemplo, os frutos de palmeiras apresentam-se como os principais elementos fornecedores de alimentos para uma grande gama de espécies da fauna (não apenas vertebrados, mas também insetos como coleópteros, himenópteros, larvas de lepidópteros, entre outros - Moengenburg & Jardim, 2002). Já na Floresta Atlântica, plantas epífitas aparecem como um dos principais abrigos a diversas espécies da fauna de pequeno porte (tais como insetos, aracnídeos, moluscos, anfíbios, lagartos, serpentes e inclusive pequenos mamíferos) (Martinelli, 2006). Em áreas abertas como o Cerrado, os Pampas, o Chaco e os ambientes patagônicos, por fim, as gramíneas e ciperáceas, dentre outros grupos, tendem a ser dominantes na paisagem, e sua densidade relativa ao longo do gradiente ambiental pode ser variável de acordo com as pressões ambientais (fogo, por exemplo) ou proximidade com outras fitofisionomias na forma de ecótonos. A análise da

diversidade e densidade de espécies vegetais desses grupos, portanto, deve ser sempre requerida em tais estudos, se não em termos de abundância relativa, ao menos quanto à percentagem de cobertura do solo e/ou biomassa.

Outra situação freqüentemente encontrada em estudos envolvendo comunidades vegetais reside no fato de que a estrutura da vegetação geralmente é apresentada em uma condição média para a totalidade da área em avaliação. Haja vista a dinâmica da fauna, defendese aqui a necessidade também de avaliações pontuais comparadas, as quais confrontem índices de diversidade e similaridade da vegetação entre pontos. Tais índices podem, a critério do pesquisador e dos demais integrantes da equipe, ser desenvolvidos em separado para os diferentes grupos funcionais ou taxonômicos da vegetação, tais como para espécies arbóreas, gramíneas, palmeiras e epífitas ou para determinadas famílias selecionadas, a exemplo de bromeliáceas e aráceas. Uma análise que requeira a avaliação dos motivos da presença ou ausência de determinadas espécies da fauna em cada ponto poderá não ser adequada na medida em que as abundâncias, freqüências ou valores de importância de espécies vegetais de cada um desses agrupamentos não forem disponíveis em cada local avaliado. Além disso, a densidade de determinados grupos vegetais, a exemplo de bromélias e palmeiras, pode indicar o estado de desenvolvimento da vegetação em situações de recuperação e/ou alteração, conforme o caso. Já a densidade e altura de gramíneas podem ser condições determinantes de diferenças na qualidade do hábitat, especialmente para grandes vertebrados pastadores.

b) Vertebrados

A diversidade de formas e hábitos entre os vertebrados e a grande variedade de nichos que ocupam faz com que estes mantenham uma complexa relação de interdependência com o meio. Por suas condições altamente derivadas, estes animais tornaram-se fundamentais na regulação dos ecossistemas onde ocorrem. Exemplos de como a fauna e os ecossistemas são interdependentes e regulam uns aos outros, através de processos coevoluídos, podem ser observados nas relações da vegetação com aves (e.g. família Rhamphastidae, tucanos), morcegos frugívoros (família Phyllostomidae), algumas espécies de carnívoros da família Canidae (*Cerdocyon thous*, *Chrysocyon brachyurus*), ungulados como os porcos-do-mato (*Pecari tajacu* e *Tayassu pecari*: Artiodactyla, Tayassuidae) e a anta

(*Tapirus terrestris*: Perissodactyla, Tapiridae). Todos esses grupos, por serem importantes dispersores de sementes, atuam nos processos de regeneração dos próprios ecossistemas que habitam (Eisenberg & Redford, 1999). Mesmo grupos pouco notáveis dentre os vertebrados, como os girinos de anfíbios anuros, participam do processo de controle da qualidade ambiental pela filtragem de partículas orgânicas e algas que, em desequilíbrio, poderiam gerar processos eutróficos em ecossistemas aquáticos (Smith 2001; Teplitsky *et al.*, 2002). Por fim, grupos ápice de cadeias alimentares (tais como mamíferos carnívoros, aves como gaviões, falcões e corujas, lagartos, serpentes e anfíbios anuros, dentre diversos outros) participam do controle ativo de níveis tróficos inferiores, atuando assim na estabilidade dos sistemas ecológicos (Del-Claro & Torezan-Silingardi, 2006).

Em praticamente todos os estudos sobre áreas naturais protegidas apresentam-se informações sobre taxocenoses e espécies de vertebrados. Alguns grupos, tais como aves e anfíbios, são geralmente evocados como bons indicadores ambientais dadas sua relativa facilidade de encontro em campo e alta resposta a variações ambientais (*e.g.*, Willis & Oniki, 1981; Heyer *et al.*, 1994). Alguns outros estudos envolvendo espécies consideradas como chave da estabilidade dos ecossistemas têm sido também apresentados, porém necessitando geralmente de maiores prazos para serem desenvolvidos. Autores como Cullen-Jr. *et al.* (2005), por exemplo, discutem sobre a importância da avaliação da densidade populacional da onça-pintada (*Panthera onca*) para a avaliação das condições da paisagem na bacia do alto Paraná, e defendem que esta espécie, quando em densidades equilibradas, consiste em um dos melhores indicadores da sustentabilidade dos ecossistemas pela necessidade de toda uma base trófica para suas populações.

A despeito da importância de espécies como a onça e outros grandes mamíferos para o entendimento das condições ambientais de uma determinada região em análise, estudos de curto prazo envolvendo avaliações da densidade populacional de vertebrados podem não ser viáveis, especialmente nos casos de espécies de difícil visualização. Grupos como as serpentes, por exemplo, embora importantes na estabilidade e controle das populações de roedores e anfíbios e de grande relevância por sua importância médica, são de encontro extremamente fortuito na natureza (Vanzolini *et al.*, 1980; Martins & Oliveira, 1998; Franco & Salomão, 2002), gerando pouca informação em curto prazo. Mesmo grupos tradicionalmente tidos como bons indicadores, como as aves e os anfíbios

anteriormente citados, podem apresentar espécies de difícil detecção, e estudos expeditos com esses animais tendem a não amostrar a totalidade das espécies da comunidade. Assim sendo, propõe-se que, para estudos envolvendo avaliações ecológicas rápidas e de impactos ambientais, os seguintes grupos de vertebrados sejam prioritariamente estudados e nas seguintes condições:

– **Anfíbios Anuros**

Os anfíbios apresentam diversas características fisiológicas e comportamentais que os tornam altamente vulneráveis às modificações do habitat. Alterações ecológicas derivadas da supressão da vegetação e do uso de elementos químicos como agrotóxicos, mesmo em pequena intensidade, podem resultar em inviabilidade de processos reprodutivos de diversas espécies, com conseqüente risco de declínio das populações e perda de biodiversidade (Heyer *et al.*, 1994; Berril *et al.*, 1997; Mann & Bidwell, 1999). Por estas características, e também por sua relativa facilidade amostral em campo, o grupo tem sido também considerado como um dos melhores indicadores ambientais dentre os vertebrados (Heyer *et al.*, 1994).

Algumas condições do modo de vida dos anuros requerem que as análises como esse grupo sejam efetuadas em diferentes épocas e condições climáticas ao longo de um período que abranja a variação sazonal do ciclo hidrológico. Se a presença de espécies consideradas como sensíveis a mudanças ambientais pode indicar boas condições locais, sua ausência não necessariamente significa o contrário. A grande maioria das espécies de anfíbios anuros da região Neotropical é reconhecida por apresentar marcada sazonalidade reprodutiva, cuja maior frequência geralmente coincide com os períodos de maior pluviosidade (especialmente nas regiões tropicais da América do Sul) ou temperatura (esta especialmente na região Subtropical) (Bernarde, 2007; Conte & Rossa-Feres, 2006; 2007). Muitas espécies, inclusive, apresentam reprodução explosiva, sendo encontradas em atividade apenas durante poucos dias. Assim sendo, na impossibilidade de se efetuar estudos de longo prazo (em pelo menos um ano), deve-se priorizar que os mesmos sejam desenvolvidos ao início da estação chuvosa ou em períodos de temperaturas mais adequadas. Ainda assim, deve-se levar em conta que as assembleias de anuros geralmente organizam-se de

maneira diferenciada ao longo do ciclo hidrológico, haja vista a competição por sítios reprodutivos que muitas vezes pode se estabelecer em torno dos espaços de desenvolvimento de larvas (tais como poças temporárias, lagoas ou mesmo pequenos cursos d'água) (Cardoso & Martins, 1987; Duellman & Trueb, 1994). Desta forma, quando os estudos forem conduzidos em curtos períodos, análises das assembléias de girinos de anuros devem também ser conduzidas com vistas à avaliação da efetividade do ambiente para o recrutamento das espécies e, também, para uma maior definição da riqueza local quando da possibilidade de identificação das larvas em nível específico.

– **Aves**

Semelhantermente aos anuros, as aves são consideradas como um grupo taxonômico a apresentar algumas das melhores respostas em estudos ambientais. A grande diversidade de modos de vida e especializações de diversas espécies no que tange à dieta e uso do hábitat, aliada à sua maior facilidade de encontro em campo em relação a demais grupos de vertebrados, denotam esta condição (Willis & Oniki, 1981).

Estudos com comunidades de aves geralmente apresentam enfoque em espécies presentes nos ambientes predominantemente existentes em determinadas regiões (tais como florestas e campos). Não raro, muitos estudos sobre comunidades de aves em planos de manejo e estudos de impactos ambientais apresentam pequena informação sobre espécies habitantes de ambientes de menor representação, a exemplo de banhados, rios e lagos, ou sobre espécies com hábitos diferenciados em relação à maior parte da comunidade, tais como as noturnas. É notório que análises desenvolvidas em grandes áreas abranjam uma alta variabilidade de ambientes e requeiram, assim, avaliações detalhadas em cada um desses segmentos da paisagem. Desta forma, requer-se que avaliações de aves em uma AER ou um Estudo de Impactos Ambientais partam inicialmente da identificação detalhada dos elementos da paisagem, seguida de uma avaliação específica e com esforços similares de amostragem em cada um desses elementos e em diferentes horários de atividade das espécies. Estudos conduzidos na Floresta Nacional do Crepori, no sul do Estado do Pará, na Amazônia brasileira (Senografia/STCP, 2009), demonstraram que a avifauna aquática presente às

margens de rios impactados por garimpo de ouro apresentou menor riqueza e densidade específicas do que em cavas abandonadas pela atividade, possivelmente em função de uma menor turbidez das águas nestas. Uma vez que tais cavas localizam-se às margens do rio impactado, tal detalhamento de informações não seria possível sem uma análise específica e padronizada em cada um desses locais.

Outra questão que deve ser levada em conta em estudos com a avifauna refere-se à presença de espécies migratórias nas regiões pesquisadas. Alguns estudos têm sido realizados em períodos coincidentes com a presença das migratórias de verão, *i.e.*, espécies que aparecem nas assembleias de aves durante as épocas mais quentes e úmidas do ano. Porém, é notório que, na maior parte da região Neotropical, muitas espécies austrais, migrantes da porção mais meridional da América do Sul, apareçam nas regiões centrais do continente no período invernal e seco. Tais espécies, conhecidas como migrantes de inverno (Cavalcanti, 1990), por vezes são desconsideradas nas análises das comunidades de aves quando os estudos são conduzidos de maneira expedita e concentrados em períodos mais quentes do ano. Desta forma, e com vistas também à avaliação da variação sazonal da comunidade, requer-se que estudos com a avifauna abranjam um ciclo climático completo, inclusive objetivando orientar projetos que requeiram a supressão da vegetação (tais como hidrelétricas, mineração, agricultura e outros) a serem desenvolvidos em períodos não coincidentes com a reprodução de tais espécies, minimizando, portanto, o risco de comprometimento de suas populações e, até mesmo, impactos de abrangência internacional.

– Lagartos

Sem se considerar as serpentes e os anfisbenídeos como grupos integrantes da linhagem dos lagartos, estes constituem um grupo parafilético, *i.e.*, taxonomicamente organizado a partir de origens evolutivas diferentes. Ainda assim, estudos com sua comunidade têm-se revelado de grande importância para a análise das condições ambientais de determinada região, especialmente considerando-se as diferenças nos modos de vida das diferentes espécies e grupos (tais como uso do substrato, dieta e relações entre a densidade da cobertura vegetal e termorregulação) (Silva & Araújo, 2008). O grupo foi,

inclusive, base para o desenvolvimento de diversas teorias sobre os processos evolutivos de organização de comunidades (*e.g.*, Pianka 1973), sendo portanto considerado como um modelo para avaliação dos ecossistemas (Pianka, 1986; 2000; Vitt & Pianka, 1994).

A densidade de lagartos por unidade de área varia segundo os diferentes biomas sul-americanos. Nas regiões da Amazônia, da Caatinga, das restingas do litoral brasileiro nas regiões do Sudeste e Nordeste, aproximadamente ao norte do paralelo de 20º, e nas regiões baixas dos Andes e do Chaco Argentino o grupo apresenta-se altamente diversificado quanto à riqueza e à ocupação de uma grande variedade de nichos, utilizando uma alta variabilidade de substratos e presas. A maior riqueza de espécies nas regiões mais setentrionais do continente e nas áreas abertas e desérticas também pode ser devida à maior disponibilidade de energia luminosa e calor, essenciais para atividades de regulação da temperatura corpórea. Já nas regiões florestadas ao sul daquele paralelo, a diversidade e a densidade do grupo diminuem (Vanzolini, 1988). Assim sendo, e conforme as condições vigentes em cada região, o uso dos lagartos como elemento indicador das condições de conservação do ambiente devem levar em conta as diferenças nos padrões de riqueza e diversidade de cada região a ser estudada.

Os lagartos têm sido utilizados como elementos indicadores a partir de diversas condições. Os padrões disruptivos de coloração em relação a sistemas florestais ou a ambientes rochosos, exibidos por muitas espécies, têm sido evocados como um dos indicadores das condições ambientais (*e.g.*, Rodrigues, 1987; Zamprognó *et al.*, 2001). Outras situações, tais como especializações no uso de habitats (a exemplo de espécies altamente dependentes da densidade da liteira no solo de florestas ou habitantes exclusivos das margens florestadas de pequenos cursos d'água, como o *Gymnophthalmidae Potamites eupleopus*, espécie amazônica de hábitos anfíbios - Vitt *et al.*, 1998), têm sido amplamente utilizados como modelos ecológicos de identificação de boas condições ambientais em diversos estudos (Silva & Araujo, 2008). Por outro lado, espécies oportunistas heliófilas típicas de áreas abertas, tais como *Ameiva ameiva* (Teiidae), têm sido utilizadas para se atestar a intensidade das condições de alteração ambiental provocadas pelo homem em diversas regiões. Em áreas como pastagens e áreas de agricultura, esta espécie tende a ampliar suas populações pela grande disponibilidade de alimentos encontrados, áreas abertas disponíveis para

termorregulação e pequena presença de competidores ou predadores (Vitt & Colli, 1994). Por seu maior porte em relação à maioria dos demais lagartos na maior parte das regiões em que ocorre e, também, por seu caráter exploratório do ambiente (forrageador ativo, seg. Silva & Araujo, 2008) e alta capacidade de predação (Morato, 2012), esta espécie tende a gerar o desaparecimento de outras. Desta forma, sua presença em ambientes naturais, aliada à ausência de outros lagartos, pode significar a existência de perturbações nos ecossistemas.

O uso de lagartos como elementos indicadores pode ser fundamentado na análise de algumas situações. No geral, a maioria das espécies é frequente no ambiente (especialmente nas regiões de climas mais quentes), e as curvas do coletor parecem tender a atingir mais rapidamente a assíntota quando em comparação a demais grupos de vertebrados. Esta situação pode ser devida em parte ao fato de que, na maioria das comunidades de lagartos em regiões tropicais e subtropicais sul-americanas, pouco mais de duas dezenas de espécies ocorrem (Colli, 2005; Silva & Araujo, 2008), e o uso de armadilhas de barreira e queda, geralmente empregadas para amostragem da herpetofauna, tende normalmente a amostrar uma parcela significativa das mesmas (Silva & Araujo, 2008). Desta forma, e dadas as condições de especializações exibidas por muitos lagartos, avaliações quanto à abundância relativa das espécies constituintes em cada comunidade podem servir para se atestar a situação do ambiente. Sistemas florestais íntegros, por exemplo, podem tender a apresentar uma maior riqueza de espécies com hábitos crípticos em relação à vegetação arbórea, ao passo em que áreas alteradas poderão apresentar alta densidade de espécies indicadoras de alterações, como *Ameiva ameiva*. Na AER recém-conduzida também na Floresta Nacional do Crepori (Senografia/STCP, 2009), observou-se que as áreas alteradas por pastagens e garimpos apresentaram apenas entre uma a três espécies de lagartos da família Teiidae, sendo pelo menos uma em grande abundância (geralmente *Ameiva ameiva* ou *Cnemidophorus cryptus*), ao passo em que áreas íntegras tenderam a apresentar riquezas variáveis entre oito a quinze espécies. Áreas transicionais, a exemplo de bordas da floresta, geralmente apresentaram riquezas intermediárias, sendo que os Teiidae tenderam a serem as formas dominantes nestes locais.

– Morcegos

Os morcegos (ordem Chiroptera) constituem no grupo mais rico de mamíferos da região Neotropical (Gimenez & Ferrarezzi, 2004). A grande maioria das espécies apresenta alta especificidade no uso do hábitat e da dieta (Peracchi *et al.*, 2006). Ambas as condições, aliadas ainda à relativa facilidade amostral, fazem do grupo o melhor indicador ambiental dentre os mamíferos.

Análises envolvendo morcegos requerem que as unidades amostrais abranjam um conjunto de métodos que permitam a coleta e observação de espécies de diferentes guildas. As redes neblina, comumente utilizadas para a captura desses animais, por vezes tendem a amostrar apenas espécies habitantes de menores alturas em relação ao estrato vegetal e com hábitos frugívoros ou polinívoros (Straube & Bianconi, 2002). Espécies de dossel e insetívoras são em geral subestimadas, as primeiras em função das dificuldades inerentes à coleta nas porções superiores de florestas e as demais por apresentarem especializações para a captura de presas que lhes permitem identificar as redes. Assim sendo, é necessário que os estudos com quirópteros levem estas características em consideração nas avaliações de riqueza e diversidade do grupo, bem como na busca de métodos alternativos de coleta de espécimes.

A partir do apresentado, uma das formas de se avaliar a similaridade da fauna de morcegos entre áreas amostrais pode requerer que as análises sejam restritas a determinadas guildas do grupo (tais como análises específicas de grupos frugívoros e polinívoros). Esta análise tenderá a apresentar menores “ruídos” quando da captura incidental de espécimes de outros grupos tróficos, muito embora estes devam ser considerados nas condições descritivas de cada área.

c) Insetos

Diversos autores têm proposto que estudos com insetos na região Neotropical geram as melhores respostas das condições ambientais vigentes em determinada região (*e.g.*, Brown-Jr., 1991, 1997a, b; McGeoch, 1998; Freitas *et al.*, 2006). A despeito da existência de muitas espécies ainda desconhecidas no grupo e da falta de conhecimentos sobre os modos de vida específicos das mesmas, a diversidade dentro de determinadas ordens, a fidelidade aos tipos de hábitats, os

períodos dos ciclos de vida e as facilidades amostrais denotam esta condição (Freitas *et al.*, 2006; Leivas & Carneiro, 2012).

Dentre a grande variedade de ordens de insetos existentes, alguns grupos específicos têm sido mais corriqueiramente utilizados como bioindicadores. Os destaques, nesses casos, compreendem os Lepidoptera (especialmente borboletas), Coleoptera (besouros), Hymenoptera (formigas e abelhas) e Odonata (libélulas) (Brown, 1991; Freitas *et al.*, 2006). Diferenças nos modos de vida e das guildas constituintes desses grupos específicos denotam avaliações diferenciadas. Grupos como lepidópteros diurnos frugívoros, por exemplo, tendem a indicar as condições da vegetação, enquanto libélulas podem representar a qualidade dos recursos hídricos em função da existência de larvas aquáticas altamente dependentes de condições específicas (*e.g.*, Clark & Samways, 1996; Freitas *et al.*, 2006).

No geral, estudos com insetos têm sido desenvolvidos de maneira comparativa entre áreas naturais e fragmentadas, objetivando nesses casos se obter indicativos da sustentabilidade dos sistemas alterados ou para o monitoramento da eficácia de projetos de recuperação ambiental. Esta condição sustenta a discussão aqui apresentada sobre o uso de bioindicadores para se atestar o estado de conservação do ambiente, porém pode denotar pouca praticidade para o estudo da variabilidade de áreas protegidas intactas. No caso deste estudo, o que se requer é que os insetos possam servir como indicativos para o zoneamento de regiões supostamente íntegras ao longo de todo seu território. Nesse sentido, o uso de índices de similaridade e de parcimônia de endemismos podem se valer dos grupos de insetos de maneira mais ágil do que para os vertebrados de maneira geral. Porém, um dos problemas com os quais tais estudos se depararão correrão por conta da ausência de informações em outras áreas que permitam “enraizar” as análises (especialmente nos casos de PAE). Desta forma, requer-se que os estudos com insetos apresentem também avaliações comparadas sobre as densidades relativas de grupos indicadores em cada sítio amostral. Eventuais variações dos modos de vida das espécies e guildas em diferentes porções territoriais das áreas avaliadas (tais como maior densidade de espécies frugívoras de borboletas ou de formigas de correição *versus* espécies polívoras ou cortadeiras, respectivamente-ver discussão em Freitas *et al.*, 2006) poderão denotar, além das condições de conservação, variações na estrutura de

comunidades entre pontos e consequentes influências de distintos ecossistemas ao longo do gradiente ambiental interno às áreas.

Outro problema inerente ao estudo com insetos compreende a dificuldade de determinação taxonômica de diferentes grupos. Para tanto, é recomendável que as análises utilizem-se do conceito de “morfotipos”, os quais poderão servir para análises comparadas da diversidade entre pontos e apresentarão aparatos morfológicos diagnósticos para inserção em níveis taxonômicos superiores, permitindo pelo menos sua avaliação dentro das guildas constituintes de cada grupo.

d) Aracnídeos

Além dos insetos, os aracnídeos-com destaque à ordem Arachnida-participam ativamente dos processos dos ecossistemas em diferentes níveis tróficos. As aranhas, em especial, compreendem um dos principais organismos de topo de micro-cadeias alimentares. As variações nos modos de vida desses organismos (com espécies ou grupos apresentando desde hábitos fossórios e semi-fossórios até espécies aquáticas ou tecedoras de teias em ambientes de dossel florestal) denotam alta especificidade no uso do hábitat (*e.g.*, Fowler & Venticinque, 1995), podendo caracterizá-los como bons indicadores ambientais, à semelhança do observado, por exemplo, para lagartos.

Em diversas regiões, a exemplo da porção sudeste da Floresta Atlântica, a densidade de aracnídeos tende a ser bastante elevada (Brescovit *et al.*, 2004), permitindo avaliações rápidas comparadas da variabilidade e da diversidade entre pontos. Como tais áreas tendem a ser menos ricas para determinados grupos de organismos (a exemplo de lagartos), o uso de aracnídeos como elementos de avaliação pode permitir um refinamento da informação, gerando maior confiabilidade no processo de zoneamento de áreas naturais. Por outro lado, a ausência generalizada de informações sobre as taxocenoses de aracnídeos na maior parte dos biomas brasileiros e a dificuldade de identificação em nível específico requerem que as análises de similaridade sejam também acompanhadas, tal qual para a entomofauna, de avaliações comparadas da diversidade entre sítios amostrais.

e) Outros grupos animais

Além dos grupos anteriormente apresentados, avaliações ambientais certamente requerem que outras análises sejam efetuadas-se não com vistas à análise da variabilidade ambiental, certamente com outros enfoques. Pequenos roedores e marsupiais, por exemplo, constituem-se, após os morcegos, nos grupos mais abundantes e diversificados dentre os mamíferos, sendo que a grande maioria das espécies compreende uma das principais bases tróficas de segundo nível das cadeias alimentares envolvendo vertebrados. Já no caso das serpentes, o grupo denota grande importância médica e apresenta diversas espécies de recente descrição, sendo que, mesmo podendo apresentar pouca informação em estudos em curto prazo, avaliações ambientais compreendem uma das principais fontes de obtenção de dados biológicos sobre esses animais.

Dentre todos os grupos faunísticos, os grandes mamíferos provavelmente são aqueles que causam maior comoção pública nos casos de problemas ambientais, especialmente nos casos de espécies tidas como ameaçadas ou cuja semelhança e afinidades com o homem sejam notórias (seja fisionomicamente, seja em termos comportamentais). Desta forma, a análise desse grupo é normalmente requerida em estudos ambientais, muito embora nem sempre os resultados possam ser considerados como conclusivos quanto ao estado de conservação de determinada área ou, principalmente, quanto à variabilidade interna desta, haja vista a alta capacidade de mobilidade da maioria das espécies por diferentes tipos de ecossistemas.

Cullen-Jr. *et al.* (2005) enfatizam que grandes mamíferos carnívoros, tendo na onça-pintada (*Panthera onca*) um modelo, podem ser utilizados como indicadores quando se puder avaliar a densidade populacional por unidade de área. Condições semelhantes podem ser depreendidas de estudos de outros grupos melhor conhecidos, a exemplo de primatas como os micos-leões (gênero *Leontopithecus*) (e.g., Rambaldi, 2008). Desta forma, as análises com grandes mamíferos requerem métodos de transecções lineares e esforços amostrais compatíveis com a variabilidade dos ambientes presentes e as dimensões das regiões a serem amostradas, nas quais conjuntos de métodos sejam aplicados para a identificação das espécies (e.g., Cullen-Jr. & Rudran, 2004; Pardini *et al.*, 2004). Ainda assim, o registro de um ou poucos indivíduos de quaisquer espécies, tanto de mamíferos quanto de demais grupos que requerem grandes áreas de

vida, não necessariamente atestam a estabilidade dos sistemas ecológicos, haja vista poder tratar-se de animais em deslocamento por sistemas fragmentados ou populações sem estruturas sexuais ou etárias que permitam sua resiliência em longo prazo. Por outro lado, a análise conjunta da diversificação dos modos de vida de grandes e médios mamíferos pode sugerir a existência de cadeias tróficas complexas, fator de relevância na estabilidade dos ecossistemas (Pardini *et al.*, 2004). As análises de similaridades por sítios amostrais separados por grandes distâncias, por sua vez, pode servir de indicativos da existência de sistemas metapopulacionais, os quais requererão programas de monitoramento de longo prazo durante a vigência de planos de manejo de Unidades de Conservação e de projetos básicos ambientais de empreendimentos sujeitos a licenciamento.

Quanto à análise de pequenos roedores e marsupiais, diversos estudos têm atentado para os mesmos como elementos chave na análise das condições ambientais. Semelhantemente a morcegos, estes animais apresentam grande diversificação nos modos de vida e relativa facilidade amostral, fatores que os estabelecem como bons indicadores ambientais. Contudo, alguns estudos têm demonstrado que o esforço amostral requerido pode ser grande comparativamente aos sucessos de captura, reduzindo a efetividade das análises em curto tempo. A utilização em larga escala de armadilhas tipo gaiola e Shermann, além daquelas de barreira e queda (*Pit-Fall Traps*), tendem a requerer um tempo por vezes elevado para sua instalação e, por vezes, grandes períodos de amostragem para avaliação completa da riqueza de espécies (*e.g.*, Silva *et al.*, 2007). Desta forma, para qualquer projeto há que se levar em consideração a efetividade das amostragens desses organismos em campo, porém sendo sempre necessária a continuidade dos estudos na forma de monitoramentos subsequentes. Esta necessidade apresenta a justificativa de que, na falta de monitoramentos, medidas de controle de atividades impactantes sobre o meio não serão adequadamente propostas, gerando riscos de desestruturação das cadeias alimentares pela perda de uma de suas principais bases.

No caso das serpentes, certamente o grupo consiste no de mais difícil amostragem em qualquer estudo (Franco & Salomão, 2002). Vários métodos têm sido propostos para avaliação dessa taxocenose, porém geralmente culminando em curvas amostrais não assintóticas em curto prazo. Esta situação acaba por requerer que os estudos com esses animais sejam em parte fundamentados na consulta a coleções científicas como fonte primária de dados. Neste sentido,

deve-se ressaltar que há alta disponibilidade de material de diversas instituições tanto do Brasil quanto da Argentina, haja vista o envio constante de animais a instituições produtoras de soros anti-peçonhentos pelas comunidades humanas regionais. Porém, esta situação não significa necessariamente que as situações em nível local possam ser expressas pela condição generalizada de uma grande região. Desta forma, e considerando-se a necessidade constante de ampliação do conhecimento sobre o grupo, o mesmo deve ser visto como fundamental nas análises, tendo-se como ponto de partida as AERs conduzidas e, posteriormente, programas de monitoramento de longo prazo nos mesmos moldes que para mamíferos terrestres em geral.

Por fim, alguns outros grupos animais requerem avaliações que, da mesma forma que outros aqui apresentados, acabarão necessitando de avaliações de grande prazo ou em níveis populacionais. Quelônios, moluscos e diversos outros grupos de invertebrados, por exemplo, poderão tender a uma ou outra situação, dependendo do modo de vida das espécies. Formas gregárias de tartarugas aquáticas como representantes do gênero *Podocnemis* (tracajás e tartarugas da Amazônia-Podocnemidae), por exemplo, deverão ser analisados sob a ótica de seus sítios de reprodução, enquanto espécies com modos de vida solitários poderão requerer estudos de longo prazo, a exemplo das serpentes. Já no caso de crocodilianos, as avaliações conduzidas podem gerar informações rápidas sobre as densidades populacionais das espécies (e.g., Rebêlo & Lugli, 2001). Neste caso, entretanto, deve-se atentar para a correta identificação e estimativa de classes de tamanho de indivíduos, nem sempre possível a partir da visualização de animais à noite. Também se deve levar em conta que a simples visualização não permite a estimativa da estrutura sexual das populações. No entanto, diferentes espécies e suas respectivas densidades poderão gerar informações sobre a qualidade de recursos hídricos e sua fauna aquática associada (e.g., Magnusson, 1985; Magnusson & Lima, 1991) na medida em que se realizarem comparações entre áreas amostrais.

Principais Problemas com os Métodos Propostos e Recomendações para Sua Solução

Os métodos de avaliação propostos neste estudo visam à avaliação da variabilidade interna de áreas que se pretendam manejar, tendo como base presenças e ausências de espécies ao longo dos gradientes ambientais. Além da eventual falha amostral de praticamente todos os grupos biológicos, típica em estudos rápidos, muitas condições de variações podem não ser expressas necessariamente por avaliações na riqueza, mas sim na equitabilidade das populações. Freitas *et al.* (2006), por exemplo, citam que comunidades de borboletas e formigas podem variar nas abundâncias de grupos específicos (famílias, guildas ou espécies) entre áreas contínuas e fragmentadas, denotando variabilidade ambiental entre tais sistemas, sem necessariamente ter ocorrido o desaparecimento de espécies no tempo considerado. Desta forma, é recomendável que, além das avaliações de similaridade baseadas em riqueza, que os grupos funcionais aqui apresentados sejam também analisados quanto à diversidade, equitabilidade e outros modelos que tratem das relações espécies-abundância. É recomendável também que esta avaliação seja efetuada tanto no sítio amostral quanto entre sítios, buscando-se assim encontrar tendências ao longo do gradiente ambiental. Por fim, em havendo informações externas, avaliações entre a unidade estudada como um todo e outras regiões (em todos os níveis de informação) podem gerar conclusões quanto à sua importância como área para a conservação da biodiversidade.

Conclusões

Pelo discutido ao longo do presente estudo, pode-se inferir que, em estudos de curto prazo, análises de similaridade e de parcimônia de endemismos podem servir como ferramentas para o zoneamento de unidades de conservação e análises da variabilidade ambiental em pequena escala. Porém, ambas as análises somente serão consistentes na medida em que houver uma padronização do esforço amostral. Para tanto, grupos de maior facilidade de encontro na natureza e com maior consistência enquanto indicadores ambientais devem ser utilizados. Análises de diversidade, equitabilidade e densidade relativa de espécies e/ou grupos entre sítios amostrais tenderão a aumentar a confiabilidade das

informações na medida em que podem indicar eventuais influências de sistemas ecológicos distintos em diferentes áreas avaliadas.

A análise de elementos indicadores não deve prescindir da avaliação de outros organismos. Grupos de espécies com maior dificuldade amostral devem continuar a participar de avaliações ambientais, haja vista sua importância em diversos níveis de informação e/ou por tratarem-se de organismos-chave dos ecossistemas. Parte desses organismos devem ainda fazer parte de programas de monitoramento de longo prazo com vistas ao aprimoramento do conhecimento. Tal condição pode ser vista como uma compensação por danos ambientais gerados por grandes empreendimentos, por exemplo.

Por fim, todo o conjunto de informações (riqueza específica, diversidade, similaridades observadas e análise da paisagem) deverá ser aplicável para a definição de áreas prioritárias para conservação de espécies /comunidades/ecossistemas presentes em qualquer área natural a ser objeto de avaliação. Através destes instrumentos, podem-se identificar quais as áreas que reúnem um conjunto de atributos biológicos que as destacam como importantes para a conservação de ambientes e de espécies, bem como quais as conexões mais desejáveis, mediante corredores ecológicos, para a perpetuação do fluxo gênico entre populações. Os objetivos específicos a serem alcançados através desta abordagem consistem, portanto, na definição de áreas prioritárias para conservação, recuperação e composição da conectividade entre ecossistemas, além da identificação dos principais riscos, ameaças e fatores impeditivos à conservação da biodiversidade em âmbito local.

Agradecimentos

O autor é grato às seguintes pessoas pela possibilidade de publicação deste artigo: A Joésio Deoclécio Pierin Siqueira e Ivan Tomaselli, Diretores da STCP Engenharia de Projetos, pelas diversas possibilidades de se desenvolver trabalhos com o enfoque aqui apresentado. A Michela Cavilha-Scupino, Letícia Ulandowski, Ramon Gomes, Rômulo Lisboa e Luciano Ceolin pelas diversas discussões sobre os temas aqui tratados. A Fernando Costa Straube pela leitura crítica do manuscrito e sugestões apresentadas. A Ana Maria Giménez e Graciela Inés Bolzón pela oportunidade de publicação deste trabalho.

Referências Bibliográficas

- Bensusan, N. 2006. "Conservação da biodiversidade em áreas protegidas". Rio de Janeiro: FGV, 176p.
- Bernarde, P. S. 2007. "Ambientes e temporada de vocalização da anurofauna no Município de Espigão do Oeste, Rondônia, Sudoeste da Amazônia-Brasil (Amphibia: Anura)". *Biota Neotropica* 7 (2): 87-92.
- Berrill, M.; S. Bertram; B. Pauli. 1991. "Effects of pesticides on amphibian embryos and larvae". Pp. 233-245. *In*: Green, D.M (ed.). *Amphibians in Decline: Canadian Studies of a Global Problem*. Missouri: Society for the Study of Amphibians and Reptiles.
- Brito, M. C. W. 2000. "Unidades de Conservação: intenções e resultados". São Paulo: Annablume / FAPESP, 230p.
- Brown-Jr., K. 1991. "Conservation of neotropical environments: insects as indicators". Pp. 349-404. *In*: Collins, N.M.; Thomas, J.A. (eds.). *The conservation of insects and their habitats*. London: Academic Press.
- Brown-Jr., K. 1997a. "Insetos como rápidos e sensíveis indicadores de uso sustentável de recursos naturais". Pp. 143-155. *In*: Matos, H.L.; Maia, N.B. (eds.). *Indicadores Ambientais*. Sorocaba: PUCC/Shell Brasil.
- Brown-Jr., K. 1997b. "Diversity, disturbance, and sustainable use of Neotropical forests: insects as indicators for conservation monitoring". *Journal of Insect Conservation* 1: 25-42.
- Cardoso, A.J.; J. E. Martins. 1987. "Diversidade de anuros durante o turno de vocalizações, em comunidade neotropical". *Papéis Avulsos de Zoologia* 36 (23): 279-285.
- Cavalcanti, R.B. 1990. "Migrações de aves no cerrado". *Anais do IV Encontro Nacional de Anilhadores de Aves*. Recife: Universidade Federal Rural de Pernambuco, 18 a 22 de Julho de 1988: pp. 110-116.
- Clark, T.E.; M. J. Samways. 1996. "Dragonflies (Odonata) as indicators of biotipe quality in the Krüger National Park, South Africa". *Journal of Applied Ecology* 33: 1001-1012.

- Colli, G.R. 2005. "As origens e a diversificação da herpetofauna do Cerrado". Pp. 247-264 *In: Scariot, A., Souza-Silva, J.C.; Felfili, J.M. (eds.). Cerrado: Ecologia, Biodiversidade e Conservação.* Brasília, Ministério do Meio Ambiente.
- Conte, C. E.; D. C. Rossa-Feres. 2006. "Diversidade e ocorrência temporal da anurofauna (Amphibia, Anura) em São José dos Pinhais, Paraná, sul do Brasil". *Revista Brasileira de Zoologia* 23 (1): 162-175.
- Conte, C. E.; D. C. Rossa-Feres. 2007. "Riqueza e distribuição espaço-temporal de anuros em um remanescente de Floresta de Araucária no sudeste do Paraná". *Revista Brasileira de Zoologia* 24 (4): 1025-1037.
- Costa, F. R. C.; W. E. Magnusson; R. C. Luizão. 2005. "Mesoscale distribution patterns of Amazonian understorey herbs in relation to topography, soil and watersheds". *Journal of Ecology* 93: 863-878.
- Cullen-Jr., L.; R. Rudran. 2004. "Transectos lineares na estimativa de densidade de mamíferos e aves de médio e grande porte". Pp. 169-180. *In: Cullen-Jr., L.; Rudran, R.; Valladares-Padua, C. (Orgs.). Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre.* Curitiba: Ed. UFPR / Fundação O Boticário de Proteção à Natureza.
- Cullen Jr., L.; K. C. Abreu; D. Sana; A. F. D. Nava. 2005. "As onças-pintadas como detetives da paisagem no corredor do Alto Paraná, Brasil". *Natureza & Conservação* 3 (1): 43-58.
- Del-Claro, K.; H. M. Torezan-Silingardi. 2006. "Comportamento animal, interações ecológicas e conservação". Pp. 399-410. *In: Rocha, C.F.D.; Bergallo, H.G.; Van-Sluys, M.; Alves, M.A.S. Biologia da Conservação: Essências.* São Carlos: RiMa.
- Duellman, W. E.; L. Trueb. 1994. "Biology of Amphibians. Baltimore". The Johns Hopkins University Press, 670p.
- Eisenberg, J. F.; K. H. Redford. 1999. "Mammals of the Neotropics". The Central Neotropics. V. 3. Ecuador, Peru, Bolívia, Brazil. Chicago: University of Chicago Press, 609p.

- Gentry, A. H., 1988. "Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients". *Annals of the Missouri Botanical Garden* 75 (1): 1-34.
- Gimenez, E. A.; H. Ferrarezzi. 2004. "Diversidade de morcegos no sudeste da Mata Atlântica". Pp. 314-330. *In: Marques, O.A.V.; Duleba, W. (Eds.). Estação Ecológica Juréia-Itatins: Ambiente físico, flora e fauna. Ribeirão Preto: Holos.*
- Goldsmith, B. 1991. "Monitoring for Conservation and Ecology". London: Chapman and Hall, 275p.
- Heyer, W. R.; M. A. Donnelly; R. W. McDiarmid; L. C. Hayek; M. S. Foster. 1994. "Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians". Washington and London: Smithsonian Institution Press, 364p.
- Figueiredo, W. M. B.; J. M. C. Silva; M. A. Souza. 2006. "Biogeografia e conservação da biodiversidade". Pp. 135-156 *In: Rocha, C.F.D.; Bergallo, H.G.; Van-Sluys. M.; Alves, M.A.S. Biologia da Conservação: Essências. São Carlos: RiMa.*
- Franco, F. L.; M. G. Salomão; P. Auricchio. 2002. "Répteis". Pp. 77-115. *In: Auricchio, P.; Salomão, M.G. (org.). Técnicas de coleta e preparação de vertebrados para fins científicos e didáticos. 2ª ed. Arujá: Terra Brasilis Editora.*
- Freitas, A. V. L.; I. R. Leal; M. Uehara-Prado; L. Iannuzzi. 2006. "Insetos como indicadores de conservação da paisagem". Pp. 357-384. *In: Rocha, C.F.D.; Bergallo, H.G.; Van-Sluys. M.; Alves, M.A.S. Biologia da Conservação: Essências. São Carlos: RiMa.*
- Gómez, D.; E. Haene; S. Krapovickas; M. Babarskas; J. Sanguinetti; R. Burkart; J. C. Chávez; G. Gil. 1997. "Eco-regiones de la Argentina". *Reseña y Líneas de acción para su conservación. Documento de avance. Buenos Aires: 50 p. + 2 mapas.*
- IBAMA. 2002. "Roteiro Metodológico de Planejamento: Parque Nacional, Reserva Biológica, Estação Ecológica". Brasília: MMA/IBAMA, 135p.
- Irribarren, F. 1997. "Evaluación de Impacto Ambiental". Su enfoque jurídico. Ed. Universo. Buenos Aires.

- Jorquera, E.A.; L. S. Oyarzún; A. Iza (Eds.). 2007. "Evaluación de impacto ambiental y diversidad biológica". UICN, Gland, Suiza. xxii + 146 pp.
- Krebs, C. J. 1989. "Ecological Methodology". New York: Harper & Row, Publs., 654p.
- Leivas, F. W. T.; E. Carneiro. 2012. "Utilizando os hexápodes (Arthropoda, Hexapoda) como bioindicadores na Biologia da Conservação: Avanços e perspectivas". *Estud. Biol., Ambiente Divers.* 34 (83): 203-213.
- Magnusson, W. E. 1985. "Habitat selection, parasites and injuries in Amazonian crocodiles". *Amazonis* 9: 193-204.
- Magnusson, W. E.; A. P. Lima. 1991. "The ecology of a cryptic predator, *Paleosuchus trigonatus*, in a tropical rainforest". *Journal of Herpetology* 25: 41-48.
- Magurran, A. E. 1988. "Ecological diversity and its measurement". New Jersey: Princeton University Press.
- Mann, R. M.; J. R. Bidwell. 1999. "The toxicity of glyphosate and several glyphosate formulations to four species of southwestern Australian frogs". *Archives of Environmental Contamination & Toxicology* 36 (2):193-199.
- Martinelli, G. 2006. "Manejo de populações e comunidades vegetais: um estudo de caso na conservação de Bromeliaceae". Pp. 479-503. *In:* Rocha, C.F.D.; Bergallo, H.G.; Van-Sluys, M.; Alves, M.A.S. *Biologia da Conservação: Essências*. São Carlos: RiMa.
- Martins, M.; M. E. Oliveira. 2008. "Natural History of snakes in forests of the Manaus region, Central Amazonia, Brazil". *Herpetological Natural History* 6 (2): 78-150.
- McGeosh, M.A. 1998. "The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators". *Biological Reviews* 73: 181-201.
- Milaré, E. 2006. "Estudo prévio de impacto ambiental no Brasil". Pp. 51-84 *In:* Müller-Plantenberg, C.; Ab'Saber, A.N. (orgs.). *Previsão de Impactos*. São Paulo: EDUSP.
- Morato, S.A.A. 2012. "*Ameiva ameiva*" (Common South American Green Lizard). Prey and Feeding Behavior. *Herpetological Review* 43 (2): 328.

- Moritz, C. 2002. "Strategies to protect biological diversity and the evolutionary processes that sustain it". *Systematic Biology* 51: 238-254.
- Moengenburg, S.M.; M. A. G. Jardim. 2002. "Utilization of açai (*Euterpe oleracea* Mart.) fruit and fruit patches by fruit-eating birds". Pp. 641-650. *In*: Lisboa, P.L.B. (org.). *Caxiuanã: Populações Tradicionais, Meio Físico e Diversidade Biológica*. Belém: Museu Paraense Emílio Goeldi.
- MPU (Ministério Público Federal), 2004. *Deficiências em Estudos de Impacto Ambiental: Síntese de uma experiência*. Brasília, DF: Escola Superior do Ministério Público da União, 48p.
- Pardini, R.; E. H. Ditt; L. Cullen-Jr.; C. Bassi; R. Rudran. 2004. "Levantamento rápido de mamíferos terrestres de médio e grande porte". Pp. 181-202. *In*: Cullen-Jr., L.; Rudran, R.; Valladares-Padua, C. (Orgs.). *Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre*. Curitiba: Ed. UFPR / Fundação O Boticário de Proteção à Natureza.
- Pianka, E.R. 1973. "The structure of lizard communities". *Annual Review of Ecology and Systematics* 4: 53-74.
- Pianka, E.R. 1986. "Ecology and natural history of desert lizards: analyses of the ecological niche and community structure". Princeton: Princeton University Press.
- Pianka, E.R. 2000. "Evolutionary Ecology". 6th Edition. San Francisco: Addison Wesley.
- Vitt, L.J.; E. R. Pianka. 1994. "Lizard Ecology: historical and experimental perspectives". Princeton: Princeton University Press.
- Peracchi, A.L.; I. P. Lima; N. R. Reis; M. R. Nogueira; H. Ortêncio-Filho. 2006. "Ordem Chiroptera". Pp. 153-230. *In*: Reis, N.R.; Peracchi, A.L.; Pedro, W.A.; Lima, I.P., 2006. *Mamíferos do Brasil*. Londrina: Reis *et al*.
- Plotkin, M.J. 1988. "The outlook for new agricultural and industrial products from the tropics". Pp. 106-116. *In*: Wilson, E.O.; Peter, F.M. (eds.). *Biodiversity*. Washington D.C.: National Academy Press.
- Primack, R. B.; E. Rodrigues. 2001. "Biologia da Conservação". Londrina: E. Rodrigues, 328p.

- Rambaldi, D.M. 2008. "Mico-leão-dourado: uma bandeira para a proteção da Mata Atlântica". Pp. 93-102. *In*: Bensusan, N. (Org.) *Seria melhor mandar ladrilhar? Biodiversidade: como, para que e por quê.* 2ª. Edição. Brasília, DF: Editora UnB / IEB.
- Rebêlo, G.H.; L. Lugli. 2001. "Distribution and abundance of four caiman species (Crocodylia: Alligatoridae) in Jaú National Park, Amazonas, Brazil". *Revista de Biologia Tropical* 49 (3-4): 1095-1109.
- Redford, K.H. 1992. "The empty forest". *BioScience* 42: 412-422.
- Ricklefs, R.E.; D. Schluter. 1993. "Species diversity in ecological communities". Historical and geographical perspectives. Chicago & London: The University of Chicago Press, 414p.
- Rodrigues, M.T. 1987. "Sistemática, ecologia e zoogeografia dos *Tropidurus* do grupo *Torquatus* ao sul do Rio Amazonas (Sauria, Iguanidae)". *Arquivos de Zoologia* 31: 105-230.
- Santos, A.J. 2004. "Estimativas de riqueza de espécies". Pp. 19-42. *In*: Cullen-Jr., L.; Rudran, R.; Valladares-Padua, C. (Orgs.). *Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre.* Curitiba: Ed. UFPR / Fundação O Boticário de Proteção à Natureza.
- Sayre, R.; E. Roca; G. Sedaghatkish; B. Young; S. Keel; R. Roca; S. Sheppard. 2003. "Nature in focus: Rapid Ecological Assessment". Arlington: The Nature Conservancy, 182p.
- Senografia/STCP. 2009. "Planos de Manejo das Florestas Nacionais do Crepori, Jamanxim e Amana, Localizadas no Estado do Pará". Produto 6.1-Relatório Consolidado da Avaliação Ecológica Rápida da Floresta Nacional do Crepori. Curitiba: Consórcio Senografia/ STCP; Brasília: PND / SFB / ICMBio.
- Silva, M.N.F.; M. C. Arteaga; C. G. Bantel; D. M. Rossoni; R. N. Leite; P. S. Pinheiro; F. Röhe; E. Eler. 2007. Capítulo 11. "Mamíferos de pequeno porte (Mammalia: Rodentia & Didelphimorphia)". Pp. 179-194. *In*: Rapp Py-Daniel, L.; Deus, C.P.; Henriques, A.L.; Pimpão, D.M.; Ribeiro, O.M. (orgs.). *Biodiversidade do Médio Madeira: Bases científicas para propostas de conservação.* Manaus: INPA, 244p.

- Silva, V.N.; A. F. B. Araújo. 2008. "Ecologia dos lagartos brasileiros". Rio de Janeiro: Technical Books Editora, 271p.
- Smith, G.R. 2001. "Effects of acute exposure to a commercial formulation of glyphosate on the tadpoles of two species of anurans". Bulletin of the Environmental and Contamination Toxicology 67: 483-488.
- Sneath & Sokal. 1973. "Numerical taxonomy: the principles and practice of numerical classification". San Francisco: W. H. Freeman.
- Sobrevilla, C.; P. Bath. 1992. "Evaluación Ecológica Rapida". Un manual para usuarios de America Latina y el Caribe (edição preliminar). Arlington: The Nature Conservancy.
- SRNyDS. 1999. "Bases de la Política Ambiental para la República Argentina". Programa Desarrollo Institucional Ambiental, Componente Política Ambiental. Buenos Aires, Secretaría de Recursos Naturales y Desarrollo Sustentable, 117 pp.
- Straube, F.C.; G. V. Bianconi. 2002. "Sobre a grandeza e a unidade utilizada para estimar esforço de captura com utilização de redes-de-neblina". Chiroptera Neotropical 8 (1-2): 150-152.
- Teplitsky, C.; S. Plénet; P. Joly. 2002. "Tadpoles responses to risk of fish introduction". Oecologia 134: 270-277.
- Vanzolini, P.E. 1988. "Distributional patterns of South American lizards". Pp. 317-342. In: Vanzolini, P.E.; Heyer, W.R. (Eds.). Proceedings of a Workshop on Neotropical Distribution Patterns. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências.
- Vanzolini, P.E.; A. M. M. Ramos-Costa; L. J. Vitt. 1980. "Répteis das Caatingas". Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências, 161p.
- Ventura, M.M. 2008. "Ordem e forma em biosistemas". Brasília, DF: Editora UnB, 282p.
- Vitt, L.J.; P. A. Zani; T. C. S. Avila-Pires; M. C. Espósito. 1998. "Geographical ecology of the gymnophthalmid lizard *Neusticurus eupleopus* in the Amazon rain forest". Canadian Journal of Zoology 76: 1671-1680.

- Vitt, L.J.; G. R. Colli. 1994. "The geographical ecology of a neotropical lizard, *Ameiva ameiva* (Teiidae) in Brazil". Canadian Journal of Zoology 72: 1986-2008.
- Willis, E.O.; Y. Oniki. 1981. "Levantamento preliminar de aves em treze áreas do Estado de São Paulo". Revista Brasileira de Biologia 41 (1): 121-135.
- Wilson, E.O. (org.). 1997. "Biodiversidade". Rio de Janeiro: Editora Nova Fronteira, 657p.
- Zamprogno, C.; M. G. F. Zamprogno; R. L. Teixeira. 2001. "Evidence of terrestrial feeding in the arboreal lizard *Enyalius bilineatus* (Sauria, Polychrotidae) of Southeastern Brazil". Revista Brasileira de Biologia 61 (1): 91-94.