



Utilizando os hexápodes (Arthropoda, Hexapoda) como bioindicadores na Biologia da Conservação: Avanços e perspectivas

Using hexapods (Arthropoda, Hexapoda) as bioindicators in Conservation Biology: Advances and perspectives

Fernando Willyan Trevisan Leivas^[a], Eduardo Carneiro^[b]

Resumo

Os Hexapoda (Insecta e Entognatha) têm sido utilizados como bioindicadores nas distintas áreas de atuação da Entomologia, tais como agrícola, médica-veterinária, forense e na biologia da conservação. Esta última detém grande parte dos estudos e aplicabilidade dos hexápodes como indicadores biológicos em ambientes terrestres e aquáticos. Os últimos anos apresentaram avanços significativos no uso desse grupo como bioindicadores, uma vez que foram subsidiados por aprimoramento de ferramentas estatísticas, aumento no número de grupos de pesquisa, coleções entomológicas e uso de abordagens com diferentes níveis taxonômicos. Concomitantemente, esses avanços têm propiciado maior contribuição no desenvolvimento acadêmico, social e econômico, o que a torna uma ferramenta eficaz na elaboração de políticas públicas e estratégias econômicas. Apesar da aplicabilidade efetiva dos hexápodes como bioindicadores, ainda existem dificuldades que limitam ou impossibilitam conclusões mais robustas quanto ao seu uso, como carência sobre o conhecimento da biodiversidade tropical e história natural das espécies. Essas barreiras representam os principais desafios a serem superados nos próximos anos.

Palavras-chave: Biodiversidade. Ecossistema. Indicadores biológicos. Insetos. Monitoramento.

Abstract

The Hexapoda have been used as bioindicators in distinct areas of entomology, such as agricultural, medical-veterinary, forensic and in conservation biology. The last one encompasses the great part of studies and applicability of the hexapod as biological indicator in terrestrials and aquatic environments. The last years presented significant advances in the use of this group as bioindicators, since they were subsidized by the upgrading of statistic tools, increase in number of research groups and entomological collections, and the use of approaches dealing with different taxonomic levels. Furthermore, these advances keep providing major contributions in academic, social and economic advance, which makes it one effective tool to develop public policy and economic strategies. Despite the effective applicability of hexapods as bioindicators, there are still some difficulties that limit or preclude more robust conclusions about its use, such as the lack of knowledge about tropical biodiversity and natural history of the species. These barriers represent the main challenges to be overcome in the next years.

Keywords: Biodiversity. Ecosystem. Biological indicators. Insects. Monitoring.

^[a] Biólogo pela Pontifícia Universidade Católica do Paraná (PUCPR), pós-doutor do Departamento de Zoologia da Universidade Federal do Paraná (UFPR), Laboratório de Sistemática e Bioecologia de Coleoptera Insecta, Curitiba, PR - Brasil, e-mail: fwleivas@gmail.com

^[b] Biólogo pela Pontifícia Universidade Católica do Paraná (PUCPR), pós-doutor do Departamento de Zoologia da Universidade Federal do Paraná (UFPR), Laboratório de Estudos de Lepidoptera Neotropical, Curitiba, PR - Brasil, e-mail: carneiroeduardo@hotmail.com

Recebido: 25/05/2012
Received: 05/25/2012

Aprovado: 13/07/2012
Approved: 07/13/2012

Introdução

Dentre as muitas definições de “indicador” disponíveis na literatura, pode-se conceituá-lo como uma variável baseada em medições, que representa com a maior precisão possível um fenômeno de interesse para os seres humanos (Joumard, 2008). Nas Ciências Biológicas, indicadores (= indicadores biológicos ou bioindicadores) são utilizados em inúmeras subdisciplinas, cada qual possuindo um delineamento específico do conceito de acordo com o objetivo e objeto de avaliação.

Nesse contexto, os organismos passam a ter interesse humano com grande potencial para fornecer informações dentre as ciências voltadas à conservação biológica, agricultura, saúde e forense. Comparados aos demais grupos de organismos, os hexápodes (Insecta e Entognatha) em geral merecem destaque e têm recebido atenção especial nesse uso (Welsh & Ollivier, 1998; McGeoch, 1998). Além de serem muito abundantes, representam a maior parte da biodiversidade global e possuem amplas relações ecológicas, fato que os inclui como organismos indispensáveis para a caracterização de sistemas biológicos, e consequentemente com grande potencial para a bioindicação (Hutcheson, Walsh, & Given, 1999).

O uso dos hexápodes como bioindicadores está presente nas distintas áreas de atuação da Entomologia, por exemplo: a entomologia agrícola (na avaliação e monitoramento da estrutura de sistemas agrícolas), a entomologia médica-veterinária (na avaliação de monitoramento de potenciais transmissores de doenças aos seres humanos e animais), a entomologia forense (na urbana, produtos armazenados e médico-criminal) e a biologia da conservação (utilizados na avaliação de ambientes, processos ecológicos e biodiversidade). Essa última, a Biologia da Conservação, concentra grande parte dos estudos e aplicabilidade dos insetos como bioindicadores, e receberá uma abordagem mais aprofundada no presente trabalho.

Na Biologia da Conservação, o objetivo do uso de bioindicadores concentra-se em utilizar organismos sensíveis aos efeitos da perturbação ambiental que, de certa forma, possam revelar informações sobre a saúde da biota, ou testá-los como potenciais preditores de mudanças ambientais em áreas naturais ou impactadas por ação antropogênica (Brown, 1997; McGeoch, 1998). Essa alternativa é muitas vezes requerida, já que outras ferramentas disponíveis para acessar tal informação são pouco viáveis ou menos precisas (Brown, 1997; Rosenberg, Danks & Lehmkuhl, 1986).

Contudo, há diferentes aplicações inseridas no conceito de bioindicadores cujos objetivos e estratégias de execução devem ser distintamente evidenciados. Tais aplicações requerem inclusive o uso de diferentes grupos ou abordagens de bioindicadores, sendo elas: 1) Indicadores ambientais, que detectam e monitoram mudanças em uma condição ambiental, tais como sentinelas, detectores, exploradores, acumuladores ou insetos de bioensaios; 2) Indicadores ecológicos, que não só apontam distúrbios nos ambientes naturais, mas são também responsáveis por produzirem efeitos subsequentes, como alterar o comportamento de outros indivíduos ou características de *habitat*; 3) Indicadores de biodiversidade, que apontam a diversidade de táxons em uma área e monitoram mudanças na biodiversidade (McGeoch, 1998). Esses representantes são usualmente utilizados como modelos de diversidade, cujas respostas obtidas por meio desses grupos, idealmente, poderiam ser extrapoladas para o restante do sistema (Feinsiger, 2001; Freitas, Leal, Uehara-Prado & Iannuzzi, 2006).

Novamente, os invertebrados em geral se mostram efetivos bioindicadores, pois além de preencherem boa parte dos critérios para tal (abordados a seguir), apresentam respostas demográficas e dispersivas mais rápidas do que grande parte dos vertebrados e plantas, e podem ser amostrados em maior quantidade e em escalas mais refinadas do que organismos maiores (Lewinsohn, Freitas & Prado, 2005).

A escolha de grupos adequados para bioindicação (critérios de escolha)

Características de indicadores

O sucesso de um programa de bioindicação depende, em grande parte, da seleção de um táxon, seja ele específico ou supraespecífico, cujas características biológicas o tornam mais ou menos apropriado para a bioindicação (ver Brown, 1997; Carignan & Villard, 2002; Uehara-Prado, Fernandes, Bello, Machado, Santos & Vaz-de-Mello, 2009). Nos Hexapoda, essas características dividem-se fundamentalmente entre os grupos de vida aquática e terrestre.

Em ambientes terrestres, os grupos potencialmente informativos como bioindicadores são aqueles que apresentam, dentre outros, os seguintes perfis: diversidade conveniente de espécies, diversidade

de associações ecológicas, associação estreita com recursos ou outras espécies, taxonomia bem-resolvida, informações sobre história natural, ciclo de vida curto, fidelidade de *habitat*, sedentarismo relativo, facilidade de amostragem e triagem, e pouco uso humano (Dale & Beyeler, 2001; Freitas, et al. 2006; McGeoch, 1998). Em meio terrestre, os insetos podem responder de acordo com a estrutura espacial e a composição do ambiente (Hopp, Ottermanns, Caron, Meyer & Roß-Nickoll, 2010; Leivas & Fischer, 2008). Dentre os insetos que habitam o solo (folhiço, diferentes camadas verticais do solo, madeiras em decomposição, carcaça e fezes), podem ser considerados informativos como bioindicadores representantes das ordens Collembola, Isoptera, Coleoptera, Hymenoptera e Diptera (Brown, 1997; Correia, 2002; Freitas, et al. 2006; Wink, Guedes, Fagundes & Rovedder, 2005; Uehara-Prado, et al. 2009). Com relação aos insetos terrestres voadores, que não apresentam estreitas relações com os ambientes de solo, podemos citar como informativos na bioindicação representantes de Coleoptera, Lepidoptera, Hemiptera, Diptera e Hymenoptera (Brown, 1997; Feinsiger, 2001; Freitas, et al. 2006; Uehara-Prado, et al. 2009).

Nos ambientes aquáticos, os bioindicadores são estendidos aos diferentes grupos de macroinvertebrados, pois apresentam algumas vantagens, como: abundância e ampla distribuição; tamanho relativamente grande; a maioria possui ecologia bem conhecida; apresenta viabilidade em estudos laboratoriais; são sedentários ou de mobilidade restrita; são bentônicos (o que possibilita uma associação com as condições do sedimento); alguns acumulam metais pesados; podem refletir os impactos ambientais em escalas temporais em virtude de seu ciclo de vida relativamente longo (Moreno & Castilho, 2004; Queiroz, Silva & Trivinho-Strixino, 2008). Os representantes de Odonata, Ephemeroptera, Coleoptera, Diptera, Trichoptera, Plecoptera, Neuroptera e Hemiptera são amplamente utilizados como bioindicadores (Albilio, Ruffo, Souza, Florentino, Oliveira Junior & Meireles, 2007; Brown, 1997; Castilho, Gonçalves Júnior & Moreno, 2003; Feinsiger, 2001; Giacometti & Bersosa, 2006; Gullan & Cranston, 2008; Moreno & Castilho, 2004).

Para detalhes sobre os grupos de insetos bioindicadores quanto a sua fidelidade ecológica, respostas aos distúrbios ambientais e praticidade no uso, ver Tabela 1 em Brown (1997).

Níveis taxonômicos: vantagens e desvantagens

Assim como em estudos de biodiversidade, o reconhecimento específico da comunidade estudada deve ser sempre o objetivo desejável. Contudo, certas dificuldades inerentes à taxonomia dos insetos, por muitas vezes, dificultam ou impedem essa abordagem em algumas ocasiões, tornando necessária a adoção de outros níveis taxonômicos. De fato, o uso de níveis superiores à espécie vem se demonstrando eficiente em diversos casos envolvendo hexápodes, incluindo categorias de gêneros, subfamílias, ou mesmo família (Cleary, 2004; Marchant, Barmuta, & Chessman, 1995; Melo, 2005; Warwick, 1993). Exige-se, porém, que o nível taxonômico seja compatível com grupos funcionais para que as mudanças observadas possam ser discutidas quanto aos processos biológicos envolvidos (Hutcheson, et al. 1999). Por outro lado, a determinação taxonômica restrita à estrutura de guildas pode ignorar mudanças evidentes na abundância de espécies em uma mesma guilda e, conseqüentemente, ignorar diferenças faunísticas, tornando-a um método inadequado para bioindicação, segundo Hutcheson e Jones (1999). Ainda, deve-se considerar que quanto mais abrangente for o nível taxonômico utilizado, menor será o “espectro de tipos de *habitats* ou dinâmicas ecológicas” a serem aplicadas em situações de manejo (Ehrlich, 1992). Portanto, é necessário ressaltar que seu uso não deve substituir a identificação específica, sendo aconselhável apenas para estudos de curta duração, em grupos cujo desenvolvimento da taxonomia é ainda extremamente escasso, inacessível, ou quando a identificação é provinda de parataxônomos ou profissionais não especialistas, como no caso de estudantes (Caldas & Robbins, 2003; Oliver & Beattie, 1993, 1996).

Outra diferença entre abordagens de estudos com bioindicadores se divide entre o uso de espécies indicadoras ou o uso de comunidades ou assembleias indicadoras. A primeira foi (e ainda é) tradicionalmente utilizada em estudos envolvendo toxicologia, controle de poluentes, agricultura, silvicultura e manejo de vida selvagem (ver Noss, 1990). Essas espécies são selecionadas por atributos especiais, tais como: possuem interações fortes com outras espécies; serem dependentes de uma grande área para sobrevivência; apresentarem pouca habilidade de se mover de um fragmento para outro; exigirem recursos específicos limitados espacialmente ou temporalmente; serem sensíveis a processos ecológicos específicos, como fogo,

geadas e inundações; e atraírem o apoio do público em geral (Lambeck, 1997; Noss, 1999). No entanto, os critérios adotados para seleção dessas espécies são frequentemente ambíguos (Landres, Verner & Thomas, 1998), ou não se comportam com precisão necessária para prever as alterações ambientais pretendidas (Cairns, Patil & Walters, 1983; Landres, et al. 1998). Por outro lado, estudar espécies como indicadores ainda é uma estratégia relativamente mais acessível e rápida do que acessar informações de comunidades, paisagens ou genes, além de elas serem também os únicos níveis de organização protegidos por lei, como as leis de espécies ameaçadas de extinção presentes em diversos países (Noss, 1990). Portanto, ainda recomenda-se seu uso, mas sendo uma fração complementar de projetos estrategicamente mais amplos de conservação (Landres, et al. 1998).

Os principais avanços observados nos últimos 60 anos

Desde as primeiras utilizações do conceito *espécies indicadoras*, quando espécies de plantas e animais eram utilizadas para associar determinadas zonas de vida (Hall & Grinnell, 1919), um subsequente aprofundamento teórico-prático foi desenvolvido com seus conceitos e aplicabilidades. Ao longo dos anos, estudos tradicionais de ecologia direcionados ao uso de espécies indicadoras (ver Cairns, et al. 1983; Thomas, 1972) passaram a dividir periódicos com estudos utilizando assembleias inteiras, já objetivando a aplicação na bioindicação ecológica ou de biodiversidade. É importante ressaltar que sua utilização foi também promovida pela necessidade de identificar áreas prioritárias de alto valor ecológico na elaboração de estratégias eficientes de conservação (Rensburg, McGeoch, Chown & Jaarsveld, 1999). Assim, diversos índices de riqueza e diversidade foram propostos como indicadores, sendo também utilizados como critérios para acessar o valor de conservação de uma determinada área (Dufrêne & Legendre, 1997). Contudo, problemas metodológicos presentes em tais índices limitam seu uso, uma vez que se mostram sensíveis ao tamanho, esforço amostral e escala espacial (He, Legendre & Lefrankie, 1994). Além disso, a priorização de áreas de maior diversidade é questionável, principalmente por não garantirem a conservação efetiva de organismos raros ou endêmicos (Prendergast &

Quinn, Lawton & Eversham, 1993). Por outro lado, o uso de índices representando a complementaridade de espécies entre diferentes ambientes seria mais adequado, o que implicaria em um reconhecimento de assembleias típicas de determinados *habitats* ou determinadas combinações de fatores ecológicos (Dufrêne & Legendre, 1997).

Desenvolvimento e acessibilidade de ferramentas estatísticas

O uso de ferramentas estatísticas multivariadas tornou-se mais comum em estudos de bioindicação quando comunidades inteiras passaram a ser utilizadas como fonte de informação. Sua aplicação foi favorecida não só por todas as vantagens gráficas e estatísticas proporcionadas pelos métodos, mas também pela crescente facilidade de acesso e processamento de dados, promovida pelos avanços da informática e pela replicação de programas especialmente direcionados à ecologia aplicada (Green Hastings, Arzberger, Ayala, Cottingham & Cuddington, 2005). Em geral, os métodos estatísticos multivariados propõem-se a reduzir a multidimensionalidade das respostas oferecidas pelas diferentes espécies amostradas (Gotelli & Ellison, 2004) (no caso da entomofauna, o número de espécies pode ser excepcionalmente acentuado), transformando-as em dendrogramas de similaridade (métodos de agrupamento) ou em planos cartesianos, nos quais a similaridade entre as áreas estudadas passam a ser observadas nas distâncias obtidas entre amostras localizadas em dois ou mais eixos (Mello & Hepp, 2008). Uma gama de métodos estatísticos encontra-se disponível para tais análises, por exemplo: Análise de Correspondência (AC), Análise de Correspondência Destendenciada (DCA), Análise de Coordenadas Principais (PCA), Escalonamento Multidimensional (MDS) e outros índices de medidas de agrupamento (para mais detalhes e métodos, ver Gotelli & Ellison, 2004; Legendre & Legendre, 1998). Cada um oferece vantagens e desvantagens de acordo com o experimento proposto ou a hipótese a ser testada, o que torna a escolha do método um processo de extrema importância. A utilização desses métodos pode se dar para ordenar tanto áreas (modo de análise Q) quanto espécies (modo de análise R), de maneira que agrupamentos espaciais obtidos possam ser interpretados como similaridade na composição das assembleias, ou como respostas semelhantes de

espécies a um conjunto de fatores bióticos ou abióticos desempenhados em seu *habitat* (Legendre & Legendre, 1998).

Embora alguns estudos utilizem o modo de análise R, tais como métodos de agrupamento, AC, DCA ou PCA, na busca de espécies indicadoras (ex.: análise taxa-alvo ou *target taxon analysis*; Kremen, 1994), seus resultados podem ser influenciados por certas particularidades nos padrões de distribuição das espécies (Dufrêne & Legendre, 1997). Especialmente em comunidades de insetos de ordens megadiversas (ex.: Coleoptera, Lepidoptera, Diptera e Hymenoptera), cujo número de espécies raras é altamente dominante sobre as espécies comuns, as espécies amplamente distribuídas são alocadas em grupos de espécies indicadoras de um ou outro *habitat*, em vez de formarem um grupo exclusivo típico em virtude de sua minoria numérica (Dufrêne & Legendre, 1997). Além disso, também é frequente a realocação de espécies de um grupo para outro de acordo com o índice de similaridade ou método de agrupamento empregado (Dufrêne & Legendre, 1997). Uma possível solução para esse problema seria a utilização *a priori* de um índice de similaridade que sobrevalorize as espécies comuns e subvalorize espécies raras na interpretação de similaridades, tal qual o índice de Chao-Sorensen ou Chao-Jaccard (Chao, Chazdon, Colwell & Shen, 2005). Sua eficácia, no entanto, ainda não foi testada em estudos de bioindicação. Outra solução possível seria eliminar as espécies raras das análises (por meio de critérios preestabelecidos), uma vez que criam muitos ruídos às análises e porque, de fato, não se mostram como bons indicadores em virtude de sua raridade. A eliminação de espécies raras é um tema largamente discutido na literatura, e como qualquer outra metodologia, apresenta vantagens e desvantagens em seu uso (Cao, Williams & Williams, 1998; Cao, Larsen & Thorne, 2001; Marchant, 1999).

Os métodos multivariados são também usualmente empregados para identificar a presença de gradientes ambientais, como na emissão de poluentes ao longo de um rio (efeito poluidor é gradualmente reduzido à jusante do ponto de emissão), efeito de borda, diferentes idades de sucessão vegetacional, altitude, dentre outros (Brehm & Fiedler, 2004; Kleyer Dray, Bello, Leps, Pakeman, Strauss, et al. 2012). Na medida em que diferentes comunidades são ordenadas conforme sua similaridade pelas técnicas multivariadas, uma ordenação padronizada ao longo de um eixo pode ser correlacionada a mecanismos

ecológicos responsáveis pelas criações dos gradientes, sejam eles naturais ou de influência antrópica. Assim, testa-se se a composição das comunidades se diferencia ao longo de um gradiente ambiental, atribuindo influência direta ou indireta desses efeitos sobre a composição dos organismos estudados (Legendre & Legendre, 1998).

Além dos métodos multivariados usualmente empregados, outros dois métodos merecem destaque por objetivarem especificamente a identificação de bioindicadores. Cabe salientar que ambos desenvolveram, além de seus próprios algoritmos, *softwares* específicos para seu cálculo, disponibilizando-os para a comunidade científica. O procedimento *Twinspan* foi proposto por Hill (1979) e é calculado com base em uma ordenação preliminar das áreas amostrais (realizada p. ex. com CA ou DCA). As áreas são, então, classificadas em dois grupos segundo a localização referente ao primeiro eixo produzido. Sequencialmente, cada grupo é dividido em subgrupos, e esse processo é repetido até atingir as unidades amostrais. Ao longo de cada passo de separação dos grupos, as espécies recebem um valor de qualidade de indicação, e esse valor é utilizado para produzir ordenações mais refinadas dos grupos de amostras subsequentes e produzir grupos de espécies de diferentes valores de indicação. Esse valor calculado para cada espécie é obtido por meio da transformação dos dados de abundância relativa de cada espécie em dados de presença e ausência. Para tal, a abundância é categorizada pelo pesquisador (arbitrariamente ou em parcelas iguais) e cada categoria passa a ser denominada como *pseudoespécie*. Por exemplo, uma vez determinado que as abundâncias relativas são classificadas em >0, >25, >50, >75%, uma espécie com abundância relativa igual a 65% seria replicada em quatro *pseudoespécies*, cujos valores seriam 1, 1, 1 e 0. Dessa forma, o programa quantifica, em dados de presença-ausência, a abundância relativa de cada espécie, permitindo seu uso como uma medida do valor de indicação (Dufrêne & Legendre, 1997).

Algumas críticas ao método indicam que: 1) a classificação das áreas feitas *a priori* é arbitrária, fazendo com que algumas comunidades muito semelhantes em sua composição sejam separadas; 2) essa classificação não pode ser adotada pelo pesquisador, restringindo-se aos métodos de CA e DCA disponibilizados pelo *Twinspan*; 3) a premissa de que há a dominância de apenas um gradiente sobre a ordenação das áreas (identificado pelo primeiro eixo da análise

multivariada) faz com que outro possível gradiente ou estruturação nos dados inerente às áreas sejam ignorados; 4) o cálculo da abundância relativa de uma espécie depende, logicamente, da abundância de todas as demais espécies, cujo valor é influenciado pelo método de coleta uma vez que espécies diferentes não são igualmente amostradas em detrimento de diferentes aspectos de sua história natural (Belbin & McDonald, 1993; Dufrêne & Legendre, 1997).

Posteriormente, Dufrêne e Legendre (1997) propuseram um índice que define, por um método analítico, as espécies indicadoras em uma determinada assembleia. Segundo os autores, “espécies indicadoras são definidas como as espécies mais características de cada grupo [referente a uma tipologia de *habitat*], encontradas em sua maioria em um único grupo tipológico e presente na maioria das áreas pertencentes a este grupo”. Denominado *IndVal*, seu diferencial exprime exatamente a importância de uma espécie indicadora ser comumente encontrada em diferentes localidades do mesmo *habitat* que ela se propõe a indicar. Caso contrário, espécies raras (presentes em apenas uma ou duas das localidades) receberiam o mesmo valor de indicação que espécies encontradas em todas as localidades de um determinado *habitat*. A medida é, então, calculada para cada espécie por meio da multiplicação de uma relação de especificidade (A_{ij}) por uma medida de fidelidade em que são encontradas (B_{ij}).

$$\text{IndVal}_{ij} = A_{ij} \times B_{ij} \times 100$$

onde “i” é a espécie estudada, e “j”, o grupo de amostras que representam um determinado *habitat*. A_{ij} é calculado pela média da abundância da espécie no determinado grupo de áreas, dividido pela soma das médias de indivíduos encontrados em cada grupo de áreas. Já a medida de fidelidade (B_{ij}) é dada pela razão entre o número de áreas em um grupo no qual a espécie é presente e o número de áreas que representam o determinado grupo. O índice varia, então, de 0 a 100%, sendo que zero indica nenhuma relação de indicação, e 100, a exclusividade da espécie a determinado *habitat*. Desse modo, espécies com valores significativos acima de 70% são consideradas indicadoras, enquanto espécies com valores significativos entre 50 e 70% são consideradas espécies detectoras. Espécies detectoras são assim classificadas e utilizadas por serem potencialmente indicadoras de mudança de *habitat*, uma vez que elas podem mudar

de *habitat* preferencial mais rapidamente do que espécies indicadoras ou espécies generalistas, estas não devendo apresentar qualquer relação de indicação (Rensburg, et al. 1999). Contudo, os valores não podem ser utilizados sem que sua significância seja testada. Para tal, um procedimento simples de realocação aleatória das áreas entre os grupos pode ser utilizado. A significância é extraída pela diferença entre o valor real obtido e a média das abundâncias obtidas pelas permutações (ver Edgington, 1987 para detalhes sobre testes de aleatorização).

É importante ressaltar que o uso dessas duas metodologias requer a aplicação de uma metodologia de coleta padronizada, utilizando dados quantitativos. A importância dada à presença de um determinado organismo reforça a ideia de que a ausência de uma determinada espécie não deve ser recomendada como um bioindicador em comunidades de insetos, visto que dados de ausência podem ser confundidos com as limitações amostrais de comunidades tropicais megadiversas.

A relação entre o avanço da área e a sua aplicabilidade no desenvolvimento acadêmico, social e econômico

“Estabelecer um grupo de indicadores relevantes aos processos ecológicos deve ser uma prioridade para todas as organizações que lidam com uso da terra” (Cleary, 2004).

Embora, nos últimos anos, tenha havido grandes avanços no conhecimento do uso dos invertebrados como bioindicadores (particularmente os insetos), a aplicabilidade do uso de insetos no desenvolvimento acadêmico, social e econômico ainda é subexplorada. Apesar do uso recente de determinados grupos de insetos em planos de manejo de Unidades de Conservação, estudos de impactos ambientais (EIAs) e monitoramentos de ambientes aquáticos no Brasil (ver IAP, 2012a, 2012b; SEMA, 2012), os invertebrados ainda estão posicionados em segundo ou terceiro plano quando essas atividades são realizadas em ambientes terrestres (Scherer, 2011). Grande parte das propostas existentes nessas atividades foi elaborada com base em dados gerados para grupos de vertebrados (usualmente aves, mamíferos, peixes, répteis e anfíbios), sendo escassos aqueles que abordam a Entomofauna (ver IAP, 2012a, 2012b; FATMA, 2012; Fundação Florestal, 2012). Contudo, sabe-se

que os padrões de riqueza e endemismo observados em grupos de mamíferos, por exemplo, não necessariamente coincidem com os de insetos, grupo que representa grande parte da biodiversidade terrestre (Kerr, 1997). Como agravante, muitos dos conceitos e procedimentos tradicionalmente utilizados para selecionar vertebrados indicadores são fracos e imprecisos, descreditando-os como efetivos indicadores ecológicos (Landres, et al. 1988). Portanto, a inclusão de *taxa* megadiversos na elaboração de planos de manejo e políticas de conservação, mais do que necessária, é fundamental para geração de estratégias efetivas de conservação.

Historicamente, os aspectos políticos, sociais e econômicos (locais e globais) estão relacionados com o uso dos recursos naturais. A maneira como esses recursos são explorados, assim como o impacto desta exploração, acarreta em consequências para a biota e, conseqüentemente, no potencial econômico e social das partes envolvidas. Da mesma forma, essas consequências são apresentadas em uma escala temporal como reguladoras da disponibilidade e qualidade desses recursos no futuro. Por exemplo, bons resultados em áreas de plantio e extração de produtos florestais são dependentes da qualidade desses sistemas, demonstrando que os aspectos ecológicos e econômicos de sustentabilidade estão fortemente relacionados (Paoletti, 1999). Nesses sistemas, as respostas dos grupos bioindicadores servem como um alerta para possíveis alterações no potencial econômico de tais áreas (Brown, 1997), o que está fortemente relacionado à condição social das partes envolvidas. As respostas dos organismos bioindicadores, incluindo os insetos, podem influenciar as articulações políticas (elaboração de leis de preservação e uso sustentável dos recursos naturais), a fim de manter níveis econômicos e sociais estáveis.

A introdução de espécies exóticas compõe um dos principais mecanismos de perda de biodiversidade, que também pode ser avaliada por metodologias de bioindicação. A formiga *Anoplolepis gracilipes* F. Smith, 1857 está entre as espécies exóticas invasoras mais impactantes do mundo por afetar a reprodução de alguns artrópodes, répteis e mamíferos (Lowe, Browne, Boudjelas & Poorter, 2000). No Brasil, casos de espécies exóticas impactantes também são frequentes, como *Apis mellifera* Linnaeus, 1758 (abelha-africana), *Sirex noctilio* Fabricius, 1793 (vespa-da-madeira) e *Aedes aegypti* Linnaeus, 1762 (mosquito da dengue) (Britto & Parocínio, 2005),

todas intrinsecamente ligadas à economia ou à saúde pública. Nesse sentido, o monitoramento populacional das espécies exóticas está intrinsecamente relacionado às questões de impacto ecológico, viabilidade de empreendimentos e medidas sanitárias.

As mudanças no clima têm afetado direta e indiretamente as interações tróficas e todas as teias alimentares. Perante essas mudanças os insetos podem apresentar respostas variadas, tais como aumento no consumo de material vegetal e no tempo de desenvolvimento, alteração nas interações competitivas, ou ainda nenhuma mudança (Samways, 2007). O monitoramento de espécies de hexápodes sensíveis a perturbações no clima podem contribuir para o entendimento dos efeitos das mudanças climáticas.

Perspectivas futuras de estudos na área

Os hexápodes representam uma ferramenta determinante para bioindicação de ambientes aquáticos e terrestres. No entanto, apesar dos avanços alcançados com a determinação de grupos bioindicadores mais adequados e informativos, e no desenvolvimento de ferramentas e métodos de avaliação, ainda existem obstáculos que limitam ou impossibilitam conclusões mais robustas. A falta de conhecimento básico acerca da biodiversidade tropical é o fator fundamental que limita essas conclusões (Kozłowski, 2008), apesar do aumento crescente de grupos de pesquisa e coleções entomológicas no Brasil (Marinoni & Marinoni 2012). Além disso, a ausência de informações sobre a correta identificação das espécies, sua distribuição geográfica, história natural, ou outras informações ecologicamente relevantes, comprometem severamente a interpretação dos dados resultantes de um monitoramento (Andersen, 1999). Em países de clima temperado, os insetos são amplamente utilizados em razão de um conhecimento mais avançado de sua história natural, somado a uma taxonomia mais bem estabelecida. Portanto, faz-se necessário estimular pesquisas de conhecimento básico em regiões tropicais, principalmente as que se dedicam a descrever a biodiversidade regional, incluindo fatores relacionados à história natural e interações ecológicas envolvendo diferentes guildas de insetos.

Estudos de conhecimento básico (listas de espécies, dados de riqueza e abundância) representam dados importantes para estudos *a posteriori*. Portanto, é

fundamental que sejam aproveitados para discussão sobre os efeitos dos processos impactantes. Por que a riqueza e a abundância estão alteradas? Quais são os parâmetros abióticos atuantes? Qual a abundância e qual a qualidade do recurso alimentar? Como se mostra a dinâmica dos predadores? Estariam os processos impactantes atuando sobre algum desses parâmetros? Na resposta dessas perguntas está o entendimento de como um sistema é afetado por alterações ambientais, assim também a indicação dos próximos passos a seguir na tentativa de restabelecer uma condição mais primitiva, ou sustentável. Uma avaliação particular comparando os resultados aos de uma área “controle” (idealmente com mesma formação vegetacional, porém de vegetação primária ou com grau de preservação melhor que da área de estudo) pode levar a uma interpretação robusta de que *taxa* estão respondendo de maneira mais informativa as alterações sofridas no ambiente.

Por fim, sabe-se que estudos visando à identificação de espécies indicadoras são altamente influenciados por escala e localização geográfica. Isso significa que a investigação de grupos indicadores em um estudo de caso não pode, a princípio, ser extrapolada para outros casos mais ou menos abrangentes, ou ainda em outras regiões. Essa problemática pode ser observada em virtude de os efeitos de estresse ambiental se expressarem de diferentes formas e em diferentes níveis de organização biológica, por exemplo: composicional, estrutural e/ou funcional (Noss, 1990). Essa limitação é indesejada em um momento em que diferentes áreas de atuação ambiental priorizam investigar fenômenos globais e não regiões ou locais. A escolha de grupos de bioindicadores relativamente independentes do tamanho amostral pode ser uma das alternativas para contornar esse viés. Além disso, os efeitos de escala sobre a detecção de padrões ecológicos vêm sendo rotineiramente investigados em diferentes perspectivas (p. ex. Gaston & Lawton, 1990; Lyons & Willig, 2002; Noguez-Bravo, Araujo, Romdal & Rahbek, 2008; Rahbeck, 2005; Whittaker, Willis & Field, 2001), e, portanto, podem ser identificados e discutidos caso a caso em análises de bioindicação.

Agradecimentos

À Dra. Marta Luciane Fischer (PUCPR), pelo convite para participação deste ensaio. Aos Laboratórios

de Sistemática e Bioecologia de Coleoptera e de Estudos de Lepidoptera Neotropical, Universidade Federal do Paraná, pela infraestrutura. À Dra. Mirna M. Casagrande e revisores anônimos pela revisão crítica do manuscrito. Ao CNPq (FWTL) e à Capes (EC), pelas bolsas de Pós-doutoramento.

Referências

- Albilio, F. J. P., Ruffo, T. L. M., Souza, A. H. F. F., Florentino, H. S., Oliveira Junior, E. T. O., Meireles, B. N., et al. (2007). Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade ambiental de corpos aquáticos da Caatinga. *Oecologia Brasiliensis*, 11(3), 397-409. doi:10.4257/oeco.2007.1103.09.
- Andersen, A. N. (1999). My bioindicator or yours? Making the selection. *Journal of Insect Conservation*, 3(2), 61-64. doi:10.1023/A:1017202329114.
- Belbin, L., & McDonald, C. (1993). Comparing three classification strategies for use in ecology. *Journal of Vegetation Science*, 4, 341-348. doi:0.2307/3235592.
- Brehm, G., & Fiedler, K. (2004). Ordinating tropical moth ensembles from an elevational gradient: a comparison of common methods. *Journal of Tropical Ecology*, 20, 165-172. doi:10.1017/S0266467403001184.
- Britto, M., & Patrocínio, D. N. M. (2005). A fauna de espécies exóticas no Paraná: Contexto Nacional e situação atual. In J. B. Campos, M. G. P. Tossulino & C. R. C. Mulher (Org.). *Unidades de Conservação - ações para valorização da biodiversidade* (pp. 53-94). Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná.
- Brown Júnior, K. S. (1997). Diversity, disturbance, and sustainable use of Neotropical forests: Insects as indicators for conservation monitoring. *Journal of Insect Conservation*, 1, 25-42. doi:10.1023/A:1018422807610.
- Cairns, J., Patil, G. P., & Waters, W. E. (Ed.). (1983). *Environmental biomonitoring, assessment, prediction, and management - certain case studies and related quantitative issues*. Maryland: International Co-operative Publishing House. doi:10.1016/S0006-3207(02)00190-8.
- Caldas, A., & Robbins, R. K. (2003). Modified pollard transects for assessing tropical butterfly abundance and diversity. *Biological Conservation*, 110, 211-219.

- Callisto, M., Gonçalves Júnior, J. F., & Moreno, P. (2003). Invertebrados aquáticos como bioindicadores. In E. M. A Goulard. (Org.). *Navegando o Rio das Velhas das Minas aos Gerais* (pp. 555-567). Belo Horizonte: Ed. da UFMG.
- Cao, Y., Williams, D. D., & Williams, N. E. (1998). How important are the rare species in aquatic community ecology and bioassessment? *Limnology and Oceanography*, *43*, 1403-1409. doi:10.4319/lo.1998.43.7.1403.
- Cao, Y., Larsen, D. P., & Thorne, R. ST-J. (2001). Rare species in multivariate analyses for bioassessment: some considerations. *Journal of the North American Benthological Society*, *20*, 144-153. doi:10.2307/1468195.
- Chao, A., Chazdon, R. L., Colwell, R. K., & Shen, T. J. (2005). A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data. *Ecology Letters*, *8*, 148-159. doi:10.1111/j.1461-0248.2004.00707.x.
- Carignan, V., & Villard, M. (2002). Selecting indicator species to monitor ecological integrity: A review. *Environmental Monitoring and Assessment*, *78*, 45-61. doi:10.1023/A:1016136723584.
- Cleary, D. F. R. (2004). Assessing the use of butterflies as indicators of logging in Borneo at three taxonomic levels. *Journal of Economic Entomology*, *97*(2), 429-435. doi:10.1603/0022-0493-97.2.429.
- Correia, M. E. F. (2002). *Relações entre a diversidade da fauna de solo e o processo de decomposição e seus reflexos sobre a estabilidade dos ecossistemas*. Seropédica: Embrapa Documentos 157.
- Dale, V. H., & Beyeler S. C. (2001). Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators*, *1*, 3-10. doi:10.1016/S1470-160X(01)00003-6.
- Dufrêne, M., & Legendre, P. (1997). Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, *67*(3), 345-366. doi:10.1890/0012-9615(1997)067[0345:SAIIST]2.0.CO;2.
- Edgington, E. S. (1987). *Randomization tests*. New York: Marcel Dekker.
- Ehrlich, P. R. (1992). Population biology of the checker spot butterflies and the preservation of global biodiversity. *Oikos*, *63*(1), 6-12. doi:10.2307/3545510.
- Feisinger, P. (2001). *Designing field studies for biodiversity conservation*. Washington DC: Island Press.
- Fundação do Meio Ambiente- FATMA. (2012). Unidade de Conservação. Recuperado em 5 Maio 2012, de http://www.fatma.sc.gov.br/index.php?option=com_content&task=view&id=75&Itemid=166.
- Fundação Florestal- Governo do Estado de São Paulo (2012). Planos de Manejo Concluídos. Recuperado em 24 Maio 2012, de <http://www.fflorestal.sp.gov.br/pla-nodemanejoCompleto.php>
- Freitas, A. V. L., Leal, I. R., Uehara-Prado, M., & Iannuzzi, L. (2006). Insetos como indicadores de conservação da paisagem. In C. F. D Rocha, H. G Bergalo, M. V. Sluys & M. A. S Alves. (Ed.). *Biologia da Conservação: Essências*. São Carlos: Editora Rima.
- Gaston, K. J., & Lawton, J. H. (1990). Effects of scale and habitat on the relationship between regional distribution and local abundance. *Oikos*, *58*, 329-335. doi:10.2307/3545224.
- Giacometti, J. C., & F. V. Bersosa (2006). Macroinvertebrados acuáticos y su importancia como bioindicadores de calidad del agua en el río Alambi. *Boletín Técnico 6 Serie Zoológica*, *2*, 17-32.
- Gotelli, N. J., & Ellison, A. M. (2004). *A Primer of Ecology*. Sunderland: Sinauer Associates Inc.
- Green, J. L., Hastings, A., Arzberger, P., Ayala, F. J., Cottingham, K. L., Cuddington, K. et al. (2005). Complexity in Ecology and Conservation: Mathematical, Statistical, and Computational Challenges. *BioScience*, *55*(6) 501-510. doi:10.1641/0006-3568(2005)055[0501:CIEAC M]2.0.CO;2.
- Gullan P. J., & Cranston P. S. (2008). *Os insetos - Um resumo de Entomologia*. São Paulo: Roca.
- Hall, H. M., & Grinnell, J. (1919). Life-zone indicators in California. *Proceedings of the California Academy of Sciences*, *9*, 37-67.
- He, F., Legendre, P., Bellehumeur, C., & Lefrankie, J. V. (1994). Diversity pattern and spatial scale: a study of a tropical rain forest of Malaysia. *Environmental and Ecological Statistics*, *1*, 265-286. doi:10.1007/BF00469425.
- Hill, M. O. (1979). *TWINSPAN: a fortran program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes*. New York: Cornell University.

- Hopp, P. W., Ottermanns R., Caron, E., Meyer, S., & Roß-Nickoll, M. (2010). Recovery of litter inhabiting beetle assemblages during forest regeneration in the Atlantic forest of Southern Brazil. *Insect Conservation and Diversity*, 3(2), 103-113. doi:10.1111/j.1752-4598.2010.00078.x.
- Hutcheson, J., Walsh, P., & Given, D. (1999). Potencial value of indicator species for conservation and management of New Zealand terrestrial communities. *Science for Conservation* 109, 1-90.
- Hutcheson, J. A., & Jones, D. (1999). Spatial variability of insect communities in a homogenous system: Measuring biodiversity using Malaise trapped beetles in a *Pinus radiata* plantation in New Zealand. *Forest Ecology and Management*, 118, 93-105. doi:10.1016/S0378-1127(98)00495-2.
- Instituto Ambiental do Paraná (IAP) (2012a). Monitoramento dos Rios e Reservatórios. Recuperado em 5 Maio 2012, de <http://www.iap.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=415>.
- Instituto Ambiental do Paraná (IAP) (2012b). Estudos Ambientais Preliminares. Recuperado em 5 Maio 2012, de <http://www.iap.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=646>.
- Joumard, R. (2008). Definitions of indicator within the COST action 356 EST. Seminar COST 356 EST "Towards the definition of a measurable environmentally sustainable transport". Recuperado em 20 Fev. 2008, de http://cost356.inrets.fr/pub/conferences/com_ind_definition_C356_Oslo_08.pdf
- Kerr, J. T. (1997). Species richness, endemism, and the choice of areas for conservation. *Conservation Biology*, 11, 1094-1100. doi:10.1046/j.1523-1739.1997.96089.x.
- Kleyer, M., Dray, S., Bello, F., Leps, J., Pakeman, R. J., Strauss, B. et al. (2012). Assessing species and community functional responses to environmental gradients: Which multivariate methods? *Journal of Vegetation Science* (no prelo). doi:/10.1111/j.1654-1103.2012.01402.x.
- Kozłowski, G. (2008). Is the global conservation status assessment of a threatened taxon a utopia? *Biodiversity and Conservation*, 17, 445-448. doi:10.1007/s10531-007-9278-z.
- Kremen, C. (1994). Biological inventory using target taxa: A case study with butterflies of Madagascar. *Ecological Applications*, 4(3), 407-422. doi:10.2307/1941946.
- Landres, P. B., Verner, J., & Thomas, J. W. (1988). Ecological uses of vertebrate indicator species: A critique. *Conservation Biology*, 2(4), 316-329. doi:10.1111/j.1523-1739.1988.tb00195.x.
- Legendre, P., & Legendre, L. (1998). *Numerical Ecology*. Amsterdam: Elsevier. PMCid:107859.
- Leivas, F. W. T., & Fischer, M. L. (2008). Avaliação da composição de invertebrados terrestres em uma área rural localizada no município de Campina Grande do Sul, Paraná, Brasil. *Biotemas*, 21(1), 65-73.
- Lewinsohn, T. M., Freitas, A. V. L., & Prado, P. I. (2005). Conservação de invertebrados terrestres e seus habitats no Brasil. *Megadiversidade*, 1(1), 62-69.
- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S., & De Poorter, M. (2000). 100 of the world's worst invasive species. *Aliens*, 12, 1-12.
- Lyons, S. K., & Willig, M. R. (2002). Species richness, latitude, and scale-sensitivity. *Ecology*, 83(1), 47-58. doi:10.1890/0012-9658(2002)083[0047:SRLASS]2.0.CO;2.
- Marchant, R., Barmuta, L. A., & Chessman, B. C. (1995). Influence of sample quantification and taxonomic resolution on the ordination of macroinvertebrate communities from running waters in Victoria, Australia. *Marine and Freshwater Research*, 46, 501-506. doi:10.1071/MF9950501.
- Marchant, R. (1999). How important are rare species in aquatic community ecology and bioassessment? A coment on the conclusion of Cao *et al.* *Limnology and Oceanography*, 44(7), 1840-1841.
- Marinoni, R. C., & Marinoni, L. (2012). Breve histórico da entomologia brasileira. In A. Rafael, G. A. R. Melo, C. J. B. Carvalho, S. A. Casari & R. Constantino (Ed.). *Insetos do Brasil - Diversidade e Taxonomia* (pp. 1-20). Ribeirão Preto: Holos.
- McGeoch, M. A. (1998). The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews*, 73, 181-201. doi:10.1111/j.1469-185X.1997.tb00029.x.
- Melo, A. S. (2005). Effects of taxonomic and numeric resolution on the ability to detect ecological patterns at a local scale using stream macroinvertebrates. *Archiv für Hydrobiologie*, 164, 309-323. doi:10.1127/0003-9136/2005/0164-0309.

- Mello, A. S., & Hepp, L. U. (2008). Ferramentas estatísticas para análises de dados provenientes de biomonitoramentos. *Oecologia Brasiliensis*, 12(3), 463-486.
- Moreno, P., & Castilho, M. (2004). Bioindicadores de qualidade de água ao longo da bacia do Rio das Velhas (MG). In V. L. Ferracini, S. C. N. Queiroz & M. P. Silveira. (Ed.). *Bioindicadores de Qualidade da Água* (pp. 95-116). Jaguariúna: Embrapa.
- Noguez-Bravo, D., Araújo, M. B., Romdal, T., & Rahbek, C. (2008). Scale effects and human impact on the elevational species richness gradients. *Nature*, 453, 216-220. doi:10.1038/nature06812.
- Noss, R. F. (1990). Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology*, 4, 355-364. doi:10.1111/j.1523-1739.1990.tb00309.x.
- Noss, R. F. (1999). Assessing and monitoring forest biodiversity: A suggested framework and indicators. *Forest Ecology and Management*, 115, 135-146. doi:10.1016/S0378-1127(98)00394-6.
- Oliver, I., & Beattie, A. J. (1993). A possible method for the rapid assessment of biodiversity. *Conservation Biology*, 7(3): 562-568. doi:10.1046/j.1523-1739.1993.07030562.x.
- Oliver, I. & Beattie, A. J. (1996). Invertebrate morphospecies as surrogates for species: A case study. *Conservation Biology*, 10(1), 99-109. doi:10.1046/j.1523-1739.1996.10010099.x.
- Paoletti, M. G. (1999). Using bioindicators based on biodiversity to assess landscape sustainability. *Agriculture, Ecosystems, and Environment* 74, 1-18. doi:10.1016/S0167-8809(99)00027-4.
- Prendergast, J. R., Quinn, R. M., Lawton, J. H., Eversham, B. C., & Gibbons, D. W. (1993). Rare species, the coincidence of diversity hotspots and conservation strategies. *Nature*, 365, 335-337. doi:10.1038/365335a0.
- Queiroz, J. F., Silva, M. S. G. M., & Trivinho-Strixino, S. (2008). *Organismos Bentônicos: Biomonitoramento de Qualidade de Águas*. Jaguariúna: Embrapa.
- Rahbeck, C. (2005). The role of spatial scale and the perception of large-scale species-richness patterns. *Ecology Letters*, 8, 224-239. doi:10.1111/j.1461-0248.2004.00701.x.
- Rensburg, B. J. van, McGeoch, M. A., Chown, S. L., & Jaarsveld, A. S. van (1999). Conservation of heterogeneity among dung beetles in the Maputaland Centre of Endemism, South Africa. *Biological Conservation*, 88, 145-153. doi:10.1016/S0006-3207(98)00109-8.
- Rosenberg, D. M., Danks, H. V., & Lehmkühl, D. M. (1986). Importance of insects in environmental impact assessment. *Environmental Management*, 10, 773-83. doi:10.1007/BF01867730.
- Samways, M. J. (2007). Insect Conservation: A Synthetic Management Approach. *Annual Review of Entomology*, 52, 465-487. doi:10.1146/annurev.ento.52.110405.091317.
- Scherer M. (2011). Análise da qualidade técnica de estudos de impacto ambiental em ambientes de Mata Atlântica de Santa Catarina: Abordagem faunística. *Biotemas*, 24(4), 171-181. doi:10.5007/2175-7925.2011v24n4p171.
- Secretaria do Meio Ambiente (SEMA), Estado do Rio Grande do Sul 2012. Unidades de Conservação. Recuperado em 5 Maio 2012, de <http://www.sema.rs.gov.br>.
- Thomas, W. A. (Ed.) 1972. *Indicators of environmental quality*. New York: Plenum Press. doi:10.1007/978-1-4684-2856-8.
- Uehara-Prado, M., Fernandes, J. O., Bello, A. M., Machado G., Santos, A. J., Vaz-de-Mello, F. Z. et al. (2009). Selecting terrestrial arthropods as indicators of small-scale disturbance: A first approach in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation*, 142, 1220-1228. doi:10.1016/j.biocon.2009.01.008.
- Warwick, R. M. (1993). Environmental impact studies on marine communities: Pragmatic considerations. *Australian Journal of Ecology*, 18, 63-80. doi:10.1111/j.1442-9993.1993.tb00435.x.
- Welsh, H. H. Júnior, & Ollivier, L. M. (1998). Stream Amphibians as indicators of ecosystem stress: a case study from California's redwoods. *Ecological Applications*, 8(4), 1118-1132. doi:10.2307/2640966.
- Whittaker, R. J., Willis, K. J., & Field, R. (2001). Scale and species richness: Towards a general, hierarchical theory of species diversity. *Journal of Biogeography*, 28, 453-470. doi:10.1046/j.1365-2699.2001.00563.x.
- Wink C., Guedes, J. V. C., Fagundes, C. K., & Rovedder, A. P. (2005). Insetos edáficos como indicadores da qualidade ambiental. *Revista de Ciências Agroveterinárias*, 4(1), 60-71.