

Insetos como Indicadores de Conservação da Paisagem

André Victor Lucci Freitas, Inara Roberta Leal, Marcio Uehara-Prado & Luciana Iannuzzi

Biologia da conservação

A biologia da conservação nasceu como uma resposta da comunidade científica às mudanças ambientais maciças, provocadas pelo ser humano, que vêm ocorrendo há décadas em todo o planeta. Seus principais objetivos são fornecer ferramentas técnicas e intelectuais que permitam à sociedade antecipar, prevenir e reduzir danos ecológicos, além de gerar informações científicas a partir das quais políticas efetivas de conservação possam ser planejadas e implementadas (Soulé & Orians, 2001). Assim, se parte da prática da biologia da conservação lida com a detecção e a proteção de grupos taxonômicos, comunidades e habitats ameaçados, outra parte lida também, preventivamente, para impedir que se atinjam estados críticos nos quais a conservação não é mais viável, procurando antever os efeitos das atividades antrópicas, regulando e controlando-as de modo a impedir perdas adicionais da biota (New, 1995).

Diversas medidas têm sido sugeridas para minimizar os efeitos da perturbação antrópica nos sistemas naturais tropicais, porém, sua implementação tem sido muito demorada. Assim, entre as ações críticas para a conservação de paisagens neotropicais, é importante a identificação das conseqüências de diferentes intervenções humanas, através do estudo de comunidades que sejam sensíveis aos efeitos dessas perturbações (Kremen, 1992).

Indicadores ambientais

Afirmar que uma espécie está adaptada ao seu ambiente é um “*cliché* auto-evidente”, segundo Mayr (1977). De modo geral, qualquer espécie “indica” a existência de um conjunto particular de condições ambientais às quais se adaptou ao longo do processo evolutivo e que, *a priori*, seriam próximas às ideais em seu habitat original. As perturbações antrópicas que são impostas aos sistemas naturais levam à desestruturação do conjunto das condições ideais para

muitos organismos, que podem responder de diversas maneiras, desde com indiferença até eliminação total (Brown, 1991; Meffe & Carrol, 1997).

Abordagens práticas de questões relativas à saúde da biota, ou à integridade ecológica da paisagem, requerem a seleção de espécies ou grupos de espécies que funcionem como representantes dos outros membros do sistema (sejam eles entidades taxonômicas ou ecológicas) e dos processos ecológicos que os envolvem (Feinsinger, 2001). Esses representantes são denominados indicadores biológicos ou bioindicadores (McGeoch, 1998), e as respostas que podem ser obtidas deste grupo, idealmente, seriam extrapolações para o resto do sistema, mais difícil de ser avaliado. A bioindicação é basicamente uma subdisciplina da biologia da conservação, cujo objetivo principal é a aplicação do conhecimento científico para o manejo de relações ecológicas, ou seja, a manutenção das relações particulares entre as espécies, suas distribuições e abundâncias (Caughley & Gunn, 1996; McGeoch, 1998).

Na sua revisão sobre o assunto, McGeoch (1998) define indicador biológico como uma espécie, ou grupo de espécies, que apresenta alguma das seguintes características: a) indica o estado biótico ou abiótico de um ambiente (indicador ambiental); b) representa o impacto da mudança ambiental em um habitat, comunidade ou ecossistema (indicador ecológico), c) indica a diversidade de um subconjunto taxonômico, ou de toda a diversidade, dentro de uma área (indicador de biodiversidade).

O desenvolvimento da bioindicação inicialmente se deu em ambientes aquáticos, e a sua aplicação a ecossistemas terrestres ganhou força apenas a partir da década de 1980 (veja McGeoch, 1998). Desde então, diversos critérios foram propostos para a escolha de indicadores biológicos adequados aos sistemas terrestres (Brown, 1991, 1997; Pearson, 1994; Dale & Beyeler, 2001). Alguns desses critérios são:

1. Taxonomia relativamente bem resolvida – grupos com problemas taxonômicos fornecem informação de baixa qualidade, em razão da dificuldade ou impossibilidade de definição dos limites entre as espécies.
2. Conhecimento a respeito da história natural, genética, química e outros aspectos da biologia – ajudam a definir as preferências e associações de habitat e recursos das espécies.
3. Diversidade conveniente – um número de espécies muito alto pode inviabilizar o processo de triagem e análise, e um número muito baixo (por exemplo, menos de cinco) pode comprometer a qualidade dos dados e dificultar as previsões.
4. Ciclo de vida curto – em teoria, quanto menor o tempo de geração, mais rapidamente os efeitos da alteração ambiental são percebidos.

5. Diversidade ecológica – um grupo que tenha espécies com diferentes associações ecológicas fornece informações sobre diferentes compartimentos do habitat.
6. Fidelidade de habitat – espécies com pouca fidelidade de habitat não fornecem informação específica.
7. Associação estreita a recursos ou outras espécies – não é essencial, mas espécies estreitamente relacionadas a outras são mais informativas (representam outro grupo taxonômico ou recurso).
8. “Sedentarismo” relativo – num extremo, espécies migratórias ou muito dispersivas podem estar presentes em um ambiente sem relação nenhuma com as condições ambientais do mesmo.
9. Facilidade na amostragem, triagem e identificação (inclusive por leigos).
10. Pouco uso humano – grupos cujas espécies têm valor econômico alto (por exemplo, caçadas para consumo e/ou ornamentação) podem desaparecer do sistema independente temente seu estado de conservação.

De acordo com esses critérios, vários grupos tidos como “carismáticos”, como primatas e aves, por exemplo, são indicadores pouco confiáveis, geralmente pouco diversos em comparação com muitos grupos de invertebrados e sujeitos a influências adicionais externas à qualidade do sistema, isto é, a ausência de certas espécies sensíveis à alteração ambiental pode estar mais relacionada à eliminação por caça do que à falta de condições mínimas para a manutenção de populações viáveis das mesmas, e devem ser utilizados as extremo cuidado, em situações particulares (Landres *et al.*, 1988; Brown, 1997).

Em países de clima temperado, diversos invertebrados, particularmente insetos, vêm sendo usados com sucesso em estudos de bioindicação em ambientes terrestres. Nos trópicos, onde a diversidade desses grupos é muito alta e a taxonomia da maioria deles, incipiente, o desenvolvimento da bioindicação ainda é embrionário para muitos grupos. Dentre alguns *taxa* que têm sido usados com sucesso podem ser destacados muitos insetos, entre eles libélulas, borboletas, formigas, abelhas e algumas famílias de besouros (Brown, 1991; Brown & Freitas, 2000a, b, 2003; Pearson & Cassola, 1992; Clarke & Samways, 1996; Agosti *et al.*, 2000; Freitas *et al.*, 2003).

Conservação de invertebrados – insetos como indicadores ambientais

Segundo New (1995), a indicação dos níveis de perturbação ou mudança de um sistema é o papel principal dos invertebrados na avaliação da conservação

biológica. Essa indicação pode se dar pelo declínio da diversidade de espécies especialistas, aumento da abundância dos outros *taxa* ou, de forma mais genérica, alguma mudança na composição faunística a partir de um estado não perturbado (Brown, 1991; New, 1995).

A medida mais importante e efetiva para a conservação de invertebrados é, sem dúvida, a proteção de seus habitats (Brown & Brown, 1992; New, 1995). De fato, em razão da ausência de informações detalhadas sobre as necessidades ecológicas da grande maioria dos *taxa* de invertebrados (situação para a qual não se vislumbra solução num futuro próximo), a única opção prática para a conservação de sua diversidade é a proteção do maior número possível de tipos de ambientes, na expectativa de que muitos dos seus habitantes sejam assim protegidos (New, 1995, 1997). Na prática, questionamentos quanto à necessidade de conservação de invertebrados ainda são comuns em muitos setores da sociedade no âmbito do senso comum, apesar da extrema importância de boa parte deste grupo têm para a manutenção do equilíbrio dos sistemas naturais (Wilson, 1987). A despeito desses questionamentos, vários autores têm ressaltado a riqueza de espécies, a abundância e a importância científica, econômica e ecológica dos invertebrados em geral (Wilson, 1987, 1997; May, 1988; New, 1995) e dos insetos em particular (Samways, 1995; Erwin, 1997; New, 1997), e a importância de sua preservação (Wilson, 1987; Brown, 1991; New, 1995, 1997; Samways, 1995; Erwin, 1997).

A variedade de processos que ameaçam os insetos é imensa, e praticamente qualquer nuance de alteração do habitat ou das comunidades possui potencial de afetar alguma espécie sensível ou especializada (New, 1995; Brown, 1997). No entanto, muitas escalas estão envolvidas na determinação dos habitats adequados a cada espécie de inseto. Em uma grande área, uma dada espécie pode ocorrer somente em um mosaico de pequenas manchas com topografia, microclima e associações bióticas particulares (Brown & Brown, 1992). Assim, elementos particulares de uma paisagem podem constituir necessidades críticas de habitat de algumas espécies (New, 1995; Samways, 1995). Para que os esforços de conservação biológica tenham êxito é necessário o entendimento dos padrões e processos das mudanças dessas paisagens, bem como as respostas que os organismos apresentam a essas modificações de grande escala (Collinge, 2001). Como insetos respondem a praticamente qualquer tipo e intensidade de alteração ambiental, são os melhores indicadores de sua própria condição de conservação e, algumas vezes, da condição de outros grupos, podendo consequentemente ser bons indicadores do sistema como um todo.

Borboletas

Borboletas compreendem cinco famílias dentro da ordem Lepidoptera (Papilionidae, Pieridae, Nymphalidae, Lycaenidae e Hesperidae). A maior parte

das borboletas é estritamente diurna, mas algumas espécies não crepusculares, voando nas primeiras horas da manhã ou no final da tarde. A sistemática das borboletas é relativamente bem conhecida, com algumas lacunas de conhecimento em espécies das famílias Lycaenidae e Hesperiidae e nos Nymphalidae da subfamília Satyrinae. Dados sobre história natural, sistemática e ecologia de borboletas podem ser encontrados em Vane-Wright & Ackery (1984), DeVries (1987), Brown (1992) e Francini & Freitas (1999) e não serão tratados em detalhes neste capítulo.

Borboletas como indicadores ambientais

Por serem grandes, coloridas (a maioria) e de fácil visualização, as borboletas têm sido consideradas um dos melhores grupos utilizáveis como bandeiras (flagship species) para conservação e como indicadores para monitoramento ambiental (Brown, 1991, 1996a, 1996b, 1997a, 1997b; Brown & Freitas, 1999; Kremen, 1992; New, 1997). Medidas de diversidade e métodos para avaliação do *status* nas comunidades desses insetos estão bem avançados, e um monitoramento não destrutivo pode ser efetuado com confiança satisfatória (New 1997). Adicionalmente, borboletas possuem um grande apelo popular, tendo sido inclusive utilizadas com êxito em programas de monitoramento que contam com o envolvimento da população leiga e populações tradicionais (Pollard & Yates, 1993; Brown & Freitas, 2002; Raimundo *et al.*, 2003), propiciando o fortalecimento do elo sociedade – conservação.

Ao comparar dados sobre comunidades de borboletas com os obtidos com comunidades de mamíferos e aves no oeste norte-americano, Wilcox *et al.* (1986) concluíram que aquelas são, no mínimo, tão úteis quanto os vertebrados em planos de conservação. Borboletas são menos sensíveis ao tamanho das áreas do que vertebrados e mais adequadas para o reconhecimento de habitats e comunidades de plantas. Pode-se esperar uma utilidade ainda maior das borboletas em comunidades tropicais, riquíssimas em plantas e insetos, onde os grupos de vertebrados podem ser escassos, furtivos e de levantamento demorado, trabalhoso e de alto custo financeiro (Brown, 1991).

Alguns estudos também consideram borboletas como bons indicadores de diversidade. Segundo Beccaloni & Gaston (1995), os Ithomiinae são bons indicadores da riqueza total de borboletas, representando 4,3% a 4,6% da fauna total em sítios neotropicais. Entretanto, em decorrência da grande variação na proporção dos Ithomiinae em relação à fauna total descrita em Brown & Freitas (2000b) (menos de 2% a mais de 6%), este grupo foi considerado inadequado para a previsão da fauna total de borboletas em localidades nos neotrópicos. Uma opção que se mostrou muito mais adequada como indicadora da fauna total ($r = 0,92$) foram as borboletas frugívoras (Brown & Freitas, 2000b), um grupo com poucas espécies e fácil de ser amostrado.

Efeitos de fragmentação florestal na guilda de borboletas frugívoras

Borboletas podem ser separadas basicamente em duas guildas, quando considerado o modo de alimentação dos adultos (DeVries, 1987): 1. aquelas que se alimentam de néctar, incluindo os Papilionidae, Pieridae, Lycaenidae, Hesperidae e algumas subfamílias de Nymphalidae; e 2. aquelas que se alimentam de frutas fermentadas, exsudatos de plantas, fezes e carcaças borboletas, representadas por ninfalídeos pertencentes às subfamílias Satyrinae, Brassolinae, Morphinae, Charaxinae e Biblidinae e à tribo Coloburini (Nymphalinae) (DeVries, 1987; Brown, 1992; Francini & Freitas, 1999).

A amostragem da guilda de borboletas frugívoras apresenta algumas vantagens práticas que facilitam o estudo de suas populações (Freitas *et al.*, 2003). Elas são facilmente capturadas em armadilhas contendo iscas de frutas fermentadas, de modo que a amostragem pode ser simultânea e o esforço pode ser padronizado em diferentes áreas. Os indivíduos podem ser soltos depois de identificados, com um mínimo de manuseio, permitindo que um estudo não destrutivo seja efetuado. Por esses motivos, esta guilda é considerada o melhor grupo dentro de Lepidoptera para estudos de estrutura de comunidades e, conseqüentemente, para estudos relacionados à conservação em ambientes tropicais (Freitas *et al.*, 2003).

Nos últimos anos, a guilda de borboletas frugívoras tem sido muito usada em estudos que avaliam a distribuição de espécies e indivíduos em paisagens com diferentes graus de perturbação, particularmente em ambientes florestais na América Central e do Sul e na África (por exemplo, Daily & Ehrlich, 1995; Ramos, 2000; Hughes *et al.*, 1998; Sparrow *et al.*, 1998; DeVries & Walla, 2001; Shahabuddin & Terborgh, 1999; Fermon *et al.*, 2000; Rogo & Odulaja, 2001). Um estudo recente comparando os efeitos de fragmentação florestal em borboletas frugívoras do Planalto Atlântico de São Paulo, no município de Cotia (Reserva do Morro Grande) (Uehara-Prado, 2003), não encontrou diferenças entre a paisagem fragmentada e a área contínua para: 1. riqueza de espécies, 2. modelos espécie abundância ou 3. para as espécies raras (Uehara-Prado, 2003). O mesmo estudo mostrou uma similaridade muito grande na composição de espécies entre paisagens, tanto quando calculada pelo índice quantitativo de Morisita-Horn ($C_{MH} = 90\%$), quanto pela composição específica, através do índice qualitativo de Sørensen ($C_s = 81\%$). Quando as espécies com cinco ou menos indivíduos foram removidas da análise, o índice de Morisita-Horn manteve o mesmo valor, enquanto o de Sørensen subiu para 96%.

No entanto, apesar de todos os resultados referentes à riqueza das borboletas apontarem para uma semelhança entre a área contínua e a paisagem fragmentada, a simples manutenção de um número igual de espécies nas duas paisagens não significa necessariamente que borboletas frugívoras sejam

indiferentes aos efeitos de fragmentação florestal. De fato, a despeito da similaridade na composição de espécies entre paisagens ter sido alta, sugerindo amplo compartilhamento da fauna, a análise de agrupamento segregou as unidades amostrais da Reserva do Morro Grande e dos fragmentos em dois grupos claramente distintos (Figura 1), indicando efeito de fragmentação florestal sobre a composição da guilda de borboletas frugívoras. O aumento da similaridade de Sørensen entre as paisagens após a remoção das espécies com cinco ou menos indivíduos sugere que as espécies raras são os elementos diferenciadores das paisagens. Dentro do agrupamento da paisagem fragmentada, os fragmentos maiores e menores formaram grupos separados, provavelmente influenciados pela existência de uma relação positiva entre riqueza de espécies e área do fragmento ($R^2 = 0,80$). Essa relação espécie-área, aliada ao fato de não ter sido encontrada relação positiva entre a área do fragmento e a abundância de borboletas, sugere a ocorrência de uma compensação de densidade (*sensu* MacArthur *et al.*, 1972) nos fragmentos, ou seja, quanto menor o fragmento, menos espécies, mas não necessariamente menos indivíduos.

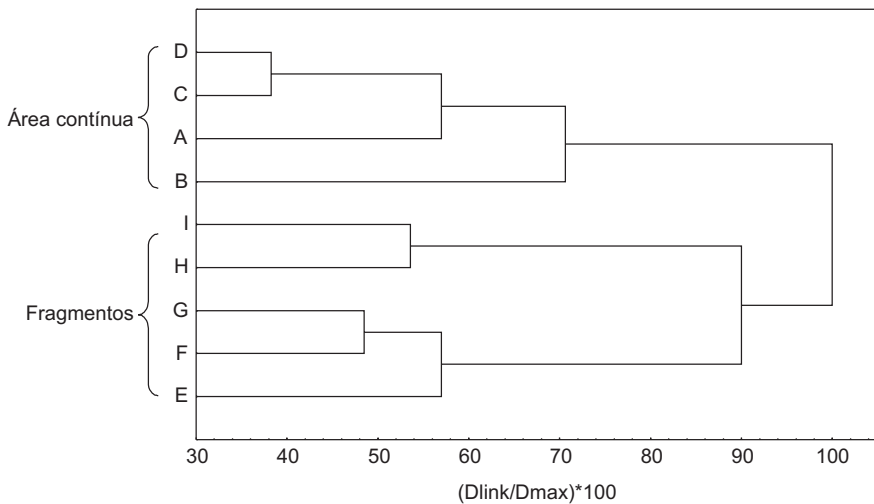


Figura 1 Análise de agrupamento da guilda de borboletas frugívoras na Reserva do Morro Grande (área contínua > 10.000 ha, letras A-D) e em uma paisagem fragmentada vizinha (E = 14ha, F = 29ha, G = 52ha, H = 99ha, I = 175ha) (método de Ward, quadrado da distância euclidiana).

Na comparação da distribuição de indivíduos entre a paisagem fragmentada e a contínua, apenas das 14 espécies mais abundantes (espécies com mais de 30 indivíduos registrados) apresentaram homogeneidade de distribuição, isto é, número igual de indivíduos entre as paisagens (Figura 2). Essas espécies representaram cerca de 70% do total de indivíduos da amostra. Nenhuma espécie da subfamília Brassoliniæ teve maior abundância na paisagem fragmentada e

nenhuma espécie de Biblidinae ou Charaxinae apresentou maior abundância na área contínua. Entre Satyrinae, duas espécies foram mais abundantes na área contínua, quatro, nos fragmentos e seis foram indiferentes. Quando as comparações foram feitas juntando as espécies por subfamília, os padrões foram similares aos descritos anteriormente, com apenas Satyrinae apresentando homogeneidade de distribuição entre paisagens, enquanto Brassolinae foi mais abundante na área contínua e Biblidinae e Charaxinae, na paisagem fragmentada.

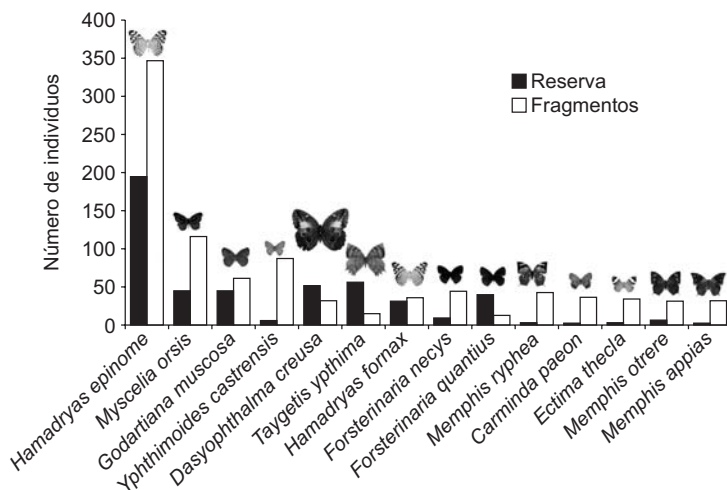


Figura 2 Número de indivíduos das espécies mais abundantes de borboletas frugívoras na Reserva do Morro Grande (área contínua) e na paisagem fragmentada vizinha. Apenas *G. muscosa* e *H. fornax* tiveram abundâncias homogêneas entre paisagens ($P > 0,005$, teste binomial).

Assim, embora boa parte das borboletas tenha respondido como se todas as subáreas nas duas paisagens formassem um único ambiente contínuo, a possível mudança das propriedades desses ambientes pela fragmentação favoreceu apenas algumas espécies, que se tornaram numericamente dominantes, principalmente na paisagem fragmentada. Esses resultados mostram que medidas simples de riqueza ou presença/ausência de espécies podem não ser indicativos de alterações ambientais, especialmente em paisagens com conectividade alta, onde as diferenças são sutis e representadas apenas por variações nas abundâncias das espécies mais comuns.

Formigas

As formigas pertencem à família Formicidae, e, juntamente com abelhas e vespas, compõem a ordem Hymenoptera. Esta família compreende 16 subfamílias, 296 gêneros e cerca de 10 mil espécies (Bolton, 1994), mas estima-

se que exista um número igual a esse de espécies ainda não descritas (Hölldobler & Wilson, 1990). Embora as espécies de formigas constituam apenas 1,5% da fauna de insetos descrita, elas somam mais de 15% da biomassa total de animais de florestas tropicais, savanas e campos (Fittkau & Klinge, 1973). Além desta marcada dominância numérica, as formigas estão distribuídas por todos os ambientes terrestres do planeta, desde o círculo ártico às partes mais austrais do Hemisfério Sul, como a Terra do Fogo, África do Sul e Tasmânia, sendo ausentes apenas no continente antártico e em algumas ilhas do Pacífico (Hölldobler & Wilson, 1990).

Essa conspicuidade tem produzido uma série espetacular de interações antagonísticas e mutualísticas entre formigas e outros organismos. As formigas cortadeiras (Myrmicinae, Attini), são os principais herbívoros da região Neotropical, consumindo de 12% a 17% da produção de folhas de uma floresta como a Amazônica (Wirth *et al.*, 2003a). Apesar das formigas cortadeiras serem muito conhecidas por seu hábito “herbívoro”, formigas de modo geral são um grupo predominantemente predador e o seu papel estruturador de comunidades de artrópodes tem sido destacado em vários estudos (por exemplo, Carroll & Janzen, 1973; Jeanne, 1979; Wilson, 1987; Hölldobler & Wilson, 1990). Quando forrageando na vegetação, as formigas predadoras podem diminuir as taxas de herbivoria e aumentar o sucesso reprodutivo das plantas (por exemplo, Oliveira *et al.*, 1999). Por fim, as formigas também atuam como dispersores primários (Leal, 2003a) e secundários (Leal & Oliveira, 1998, 2000) de sementes, modificando a deposição gerada pelos dispersores primários e influenciando a distribuição espacial das populações de plantas (Robert & Heithaus, 1986).

O uso de formigas como indicadores

As formigas têm sido usadas como indicadores biológicos na Austrália há vários anos (Majer, 1983; Andersen, 1995) e mais recentemente em outras regiões (por exemplo, Lawton *et al.*, 1998). Várias características fazem das formigas organismos ideais para inventários rápidos e programas de monitoramento. Em primeiro lugar, diversidade adequada e abundância em praticamente todos os ambientes terrestres, já citados anteriormente. Segundo, as formigas são importantes ecologicamente porque interagem com outros organismos em todos os níveis tróficos. Além disso, a maioria das espécies de formigas possui ninho perene e estacionário, assim como área de forrageamento restrita (alguns centímetros a poucas centenas de metros em raros casos). Desse modo, ao contrário de outros organismos que se movem constantemente entre habitats à procura de alimento, locais para acasalamento e/ou para nidificação, as formigas são uma presença mais constante em um local, podendo então ser amostradas e monitoradas com a segurança de que representam as unidades

estudadas (Alonso, 2000). Por fim, as formigas também podem ser bons indicadores de diversidade, uma vez que sua riqueza e diversidade variam com as de outros *taxa*, incluindo plantas (Majer *et al.*, 1983; Abensperg-Traun *et al.*, 1996) e vários invertebrados, tais como colêmbolas, cupins (Majer *et al.*, 1983), borboletas, besouros (Lawton *et al.*, 1998) e escorpiões (Abensperg-Traun *et al.*, 1996). Em um recente estudo nas caatingas do vale do rio São Francisco, Leal (2003b) constatou que a riqueza de formigas neste ambiente é positivamente relacionada com a riqueza de plantas lenhosas, besouros e aranhas.

Os padrões de riqueza e diversidade de formigas devem ser relacionados especialmente entre os *taxa* que apresentam as seguintes características: 1. têm padrões similares de nidificação ou dieta e forrageamento; 2. são afetados por fatores ambientais similares e 3. mantenham relações estreitas com as formigas. Assim, essas relações são mais comuns com grupos de invertebrados que também vivem no solo ou na serapilheira, que devem ter requerimentos ambientais similares às espécies de formigas que compartilham este mesmo micro-habitat.

Uma vez que muitas formigas nidificam e forrageiam sobre a vegetação, espera-se que a riqueza e a diversidade de formigas sejam influenciadas pela riqueza e diversidade de plantas. De fato, muitos trabalhos sobre comunidades de formigas propõem que a diversidade aumenta à medida que aumenta a complexidade estrutural do ambiente, seja comparando áreas com diferentes latitudes (Benson & Harada, 1988), altitudes (Jeanne, 1979), tipos de vegetação (Andersen, 1986; Leal, 2002) ou estágios sucessionais (Leal & Lopes, 1992; Leal *et al.*, 1993; Veena & Soni, 1992). Ambientes mais complexos suportam maior diversidade de micro-habitats, resultando em maior quantidade de sítios para nidificação e de alimento para as formigas, e em menor competição entre as espécies coexistentes (Greenslade, 1971; Levings, 1983; Savolainen & Vepsäläinen, 1988; Matos *et al.*, 1994; Leal, 2002).

Leal (2003b) constatou que a diversidade de formigas da caatinga, além de ser relacionada com a de plantas, besouros e aranhas, varia de acordo com as unidades de paisagem da região (Figura 3). Paisagens com relevo mais plano e, conseqüentemente, com solos mais profundos, como os tabuleiros argilosos e arenosos, apresentaram mirmecofaunas mais ricas que os *canyons*, ravinhas e serras, que apresentam relevo mais acidentado e solos mais rasos. É possível que os solos profundos dos tabuleiros tenham efeito positivo sobre a diversidade de formigas porque facilitam o processo de nidificação. Secundariamente, estas condições também propiciam maior desenvolvimento da vegetação, resultando em maior complexidade estrutural do ambiente e, conseqüentemente, suportando a coexistência de mais espécies de formiga, como discutido acima. Paisagens mais acidentadas com solos muito rasos ou com a rocha-mãe exposta dificultam a construção dos ninhos das formigas, resultando em uma fauna bastante empobrecida.

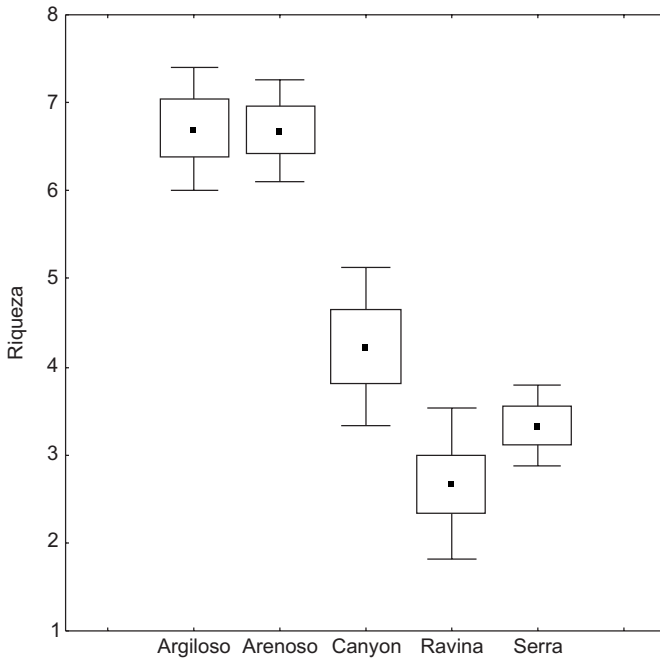


Figura 3 Riqueza de espécies (médica + desvio-padrão) de formigas nas unidades de paisagem identificadas para a caatinga da região de Xingó, estados de Alagoas e Sergipe, Brasil. Modificado a partir de Leal (2003b).

A mirmecofauna da caatinga do estudo citado é composta principalmente por formigas generalistas e que nidificam no solo (Leal, 2003b), padrão sugerido como resultado da sazonalidade climática marcada da caatinga, levando à perda das folhas da maioria das espécies vegetais (Machado *et al.*, 1997) e impossibilitando a manutenção de muitas espécies arborícolas. Por exemplo, a baixa representatividade de Pseudomyrmecinae e Myrmicinae arborícolas, as quais se alimentam predominantemente de néctar extra floral, exsudato de homópteros e insetos herbívoros (Hölldobler & Wilson, 1990), provavelmente se deve à ausência de vegetação suficiente na estação seca para a manutenção das suas colônias. Da mesma forma, as formigas cortadeiras ocorreram apenas nas proximidades de áreas cultivadas, onde a vegetação é irrigada. Quanto às espécies predadoras, somente algumas Ponerinae foram bastante comuns, porém em áreas de caatinga com maiores espessuras da camada de serapilheira, como os tabuleiros. As formigas de correição (Ecitoninae) não foram registradas nesse estudo, bem como as predadoras especializadas (por exemplo, Myrmicinae das tribos Dacettonini e Basicerotini).

As formigas cortadeiras

Como já foi citado anteriormente, as formigas ocupam muitos papéis importantes em ambientes tropicais, mas, talvez, nenhum deles seja tão importante quanto os das formigas cortadeiras e de correição. Assim, nesta e na próxima seção serão descritas as respostas que esses dois grupos apresentam às perturbações e como eles podem ser utilizados como indicadores da conservação da paisagem.

As formigas cortadeiras, também conhecidas por saúvas (*Atta* spp.) e quenquens (*Acromyrmex* spp.), são neotrópicas, com centro de diversidade no Brasil (Cherrett, 1989). Em razão de seus múltiplos efeitos nos ecossistemas, essas formigas são consideradas espécies-chave (Perfecto & van der Meer, 1993). Entre esses efeitos estão as modificações na ciclagem de nutrientes, através do enriquecimento do solo com as lixeiras das colônias e da transferência de nutrientes para camadas mais superficiais durante a construção e relocação dos ninhos (Haines, 1975; Farji-Brener & Silva, 1995). Elas também criam clareiras nas imediações dos ninhos (Garrettson *et al.*, 1998) e dispersam sementes de muitas espécies de plantas (Leal & Oliveira, 1998, 2000). No entanto, o aspecto mais impressionante das formigas cortadeiras é a sua posição como herbívoro dominante em ecossistemas tropicais. As formigas cortadeiras normalmente ocorrem em baixas densidades, mas suas populações podem atingir níveis muito altos em áreas agrícolas, destruindo culturas inteiras (Gallo *et al.*, 1988). A densidade destas formigas também pode aumentar em áreas de floresta perturbada ou em pequenos fragmentos de floresta, mas as causas para este aumento ainda não são claras. Estudando populações da saúva-cabeça-de-vidro (*Atta laevigata*) e da saúva-limão (*Atta sexdens*) em floresta Atlântica no Estado de Alagoas, With *et al.* (2003b) encontraram densidade quase seis vezes maior de ninhos de formigas nos fragmentos (300 a 1000 ha) que na área-controle (ca. 5000 ha, Figura 4). Embora os resultados ainda sejam preliminares, os autores sugerem que os controles *bottom-up* (alimento das formigas) e *top-down* (predadores e parasitas) sejam menos intensos em fragmentos que em área contínua, levando a um aumento na densidade populacional das formigas cortadeiras (Figura 5).

Como resultado das mudanças microclimáticas causadas com a fragmentação de uma floresta, há aumento na mortalidade de árvores nas áreas de borda, resultando em maior recrutamento de espécies pioneiras (Laurance *et al.*, 1998). Essas espécies pioneiras favorecem as formigas cortadeiras porque são mais palatáveis e/ou menos defendidas quimicamente (Coley & Barone, 1996). Urbas *et al.* (2003) verificaram que colônias localizadas em fragmentos têm trilhas de forrageamento mais curtas que na área controle, indicando que as formigas viajam distâncias menores para encontrar as plantas que coletam. Além disso, a diversidade de espécies de plantas coletadas nos fragmentos é menor que em

área, contínua, sugerindo que as formigas utilizam preferencialmente as espécies pioneiras mais abundantes (Urbas *et al.*, 2003).

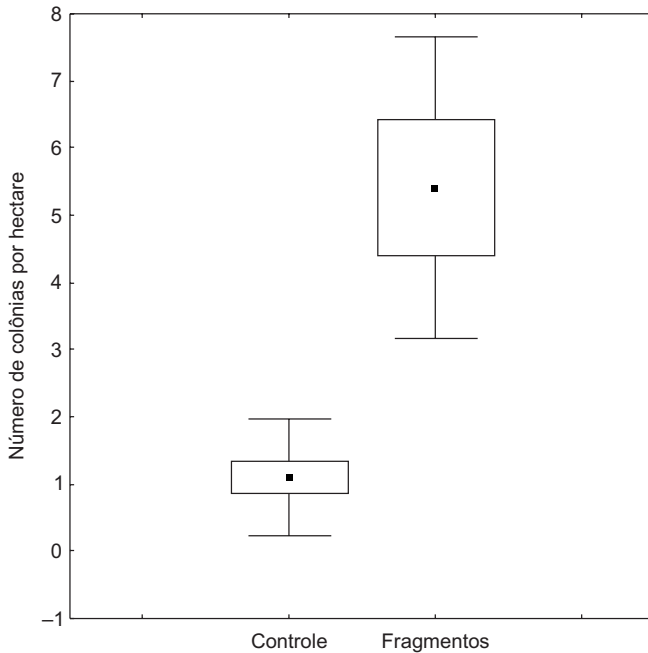


Figura 4 Densidade média de colônias de *Atta laevigata* e *A. sexdens* (média + desvio padrão) na área-controle (fragmento grande) e nos fragmentos menores de floresta da Usina Serra Grande, Alagoas, Brasil. A diferença na densidade de colônias na área-controle e no fragmento é significativa ($t = -8,09$; $P < 0,0001$).

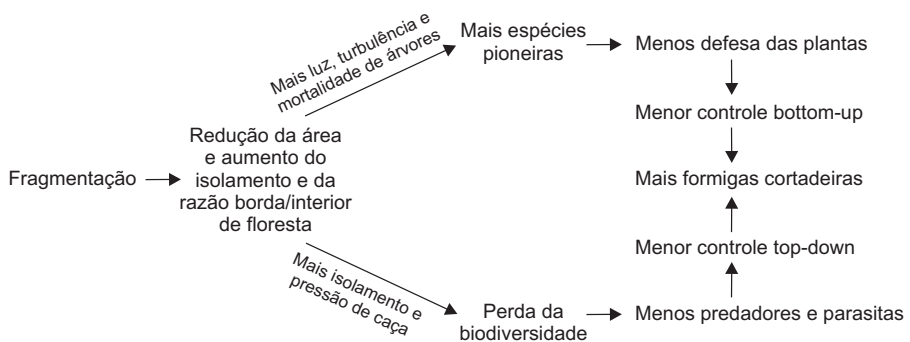


Figura 5 Esquema de como o processo de fragmentação influencia o sistema plantas – formigas cortadeiras/fungos – predadores/parasita.

Quanto ao controle *top-down*, já foi verificado que espécies em níveis tróficos mais altos são mais fortemente afetados pelo processo de fragmentação do que aquelas nos mais basais (Kruess & Tschardtke, 1994). Assim, seria esperado que parasitas e predadores das formigas cortadeiras fossem menos abundantes nos fragmentos do que na área-controle. Resultados preliminares mostram que, de fato, a abundância de moscas forídeas (Diptera, Phoridae), um importante parasitóide das formigas cortadeiras, é menor em fragmentos que na área controle. Como resultado da menor abundância de forídeos, o ataque às formigas é também menor nos fragmentos que na área controle, resultando em um controle menos intenso das formigas pelos forídeos nesses ambientes (Urbas *et al.*, 2003). Também foi constatada uma tendência de menor frequência de ataque do jardim de fungo das colônias dos fragmentos pelos fungos parasitas do gênero *Trichoderma*. Quanto aos predadores, foi observado que a predação de rainhas durante a fundação do ninho é menor em fragmentos que na área-controle. É possível que animais como tamanduás, tatus e formigas de correição, os principais predadores das formigas cortadeiras (Rao, 2000), tenham sua abundância reduzida em fragmentos pequenos, resultando em menores taxas de predação às rainhas nesses ambientes.

Independentemente dos mecanismos ecológicos envolvidos, a alta densidade de formigas cortadeiras causa sérios problemas ambientais. A superutilização das plantas pioneiras pode alterar o processo de regeneração das florestas, afetando a composição florística, a estrutura e a dinâmica dos remanescentes de floresta.

As formigas de correição

As formigas de correição compreendem três subfamílias (Ecitoninae na região neotropical e Dorylinae e Leptanillinae na África, Ásia e Austrália), além de alguns gêneros de Myrmicinae e Ponerinae, que apresentam dois comportamentos diagnósticos: a predação em grupo e o nomadismo (Hölldobler & Wilson, 1990). Em decorrência dois comportamentos, naturalistas têm considerado as formigas de correição os organismos mais impressionantes da região tropical (Bates, 1863; Hölldobler & Wilson, 1990). Primeiro porque as formigas de correição apresentam as maiores colônias dentro de toda a ordem Hymenoptera, atingindo até 20 milhões de operárias (Gotwald, 1978). Segundo, o hábito predador extremo levou a adaptações incomuns, como o abandono da construção dos ninhos, com a formação de acampamentos temporários expostos conhecidos como bivaques, migrações diárias à procura de presas e sincronismo do desenvolvimento da prole com o ciclo de vida nômade da colônia (Hölldobler & Wilson, 1990).

As formigas de correição necessitam de vastas áreas de forrageamento. Uma colônia de *Eciton burchelli*, a espécie com maiores colônias do neotrópico

(Hölldobler & Wilson, 1990), pode usar cerca de 30 ha de floresta contínua na Amazônia (Lovejoy *et al.*, 1986). Tal propriedade fez com que essas formigas fossem um dos grupos avaliados no Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF), cujo objetivo é acompanhar no longo prazo as modificações nas comunidades de plantas e animais da Amazônia que decorrem do processo de fragmentação. Para tal, o PDBFF criou 25 reservas na década de 1980 (oito de 1 ha, nove de 10 ha, cinco de 100 ha, duas de 1000 ha e uma área-controle com mais de 10.000 ha) e pesquisadores vêm monitorando diferentes grupos de organismos desde então.

Os resultados do monitoramento do PDBFF mostraram que as colônias de *E. burchelli* estão ausentes em fragmentos de 1 e 10 ha e que, quando experimentalmente introduzidas em fragmentos de 10 ha, a permanência das colônias foi de cerca de duas semanas (Lovejoy *et al.*, 1986). Para aumentar a chance de persistência das colônias nos fragmentos de 10 ha, as rainhas foram confinadas nos bivaques das colônias. No entanto, as formigas migraram e abandonaram os fragmentos sem as rainhas (Lovejoy *et al.*, 1986), mesmo que tal comportamento pudesse levar à morte da colônia (Hölldobler & Wilson, 1990). Essa redução nas populações ou desaparecimento local de *E. burchelli* também pode influenciar grupos de animais que apresentam relações estreitas com as formigas de correição, como os invertebrados de solo e algumas aves seguidoras de correições da família Formicariidae.

Em uma série de experimentos, Harper (1989) quantificou a importância das formigas de correição para a comunidade de invertebrados de solo e das aves seguidoras de correição. Primeiramente, esse autor coletou invertebrados de solo nas mesmas reservas do PDBFF, porém na presença e ausência das formigas de correição. Os resultados foram cerca de seis vezes mais invertebrados na presença das formigas (Harper, 1989). O autor sugeriu que, através do seu padrão de forrageamento, as formigas de correição criam mosaicos com diferentes assembléias de invertebrados, evitando a dominância de espécies altamente competitivas e mantendo a alta diversidade de invertebrados nas áreas sob sua influência. Como as aves seguidoras de correição se alimentam dos insetos que tentam fugir da frente de forrageamento das formigas, a abundância dos invertebrados de solo deveria influenciar positivamente a abundância dessas aves. De fato, Harper (1989) demonstrou que as aves não estavam presentes em fragmentos com 1 e 10 ha. Além disso, quando introduzidas artificialmente com as formigas de correição, a permanência das aves foi de poucos dias nos fragmentos de 10 ha a até um ano em um dos fragmentos de 100 ha, porém, enquanto este permaneceu ligado à floresta contínua. Após o isolamento completo deste fragmento, as aves desapareceram (Harper, 1989). A conclusão foi que o sistema formigas de correição/aves seguidoras de correição é extremamente suscetível ao processo de fragmentação, desaparecendo rapidamente em fragmentos menores que 100 ha (Lovejoy *et al.*, 1986; Harper, 1989).

Finalizando, esses estudos mostram que as formigas constituem um importante grupo para estudos de conservação. Além do uso da comunidade como um todo, as formigas cortadeiras e de correição podem auxiliar no reconhecimento e monitoramento do *status* de conservação de uma área. Apesar de respostas opostas – as formigas cortadeiras aumentando sua densidade e as de correição diminuindo, estes grupos mostram o quão complexos podem ser os efeitos da fragmentação de habitats nas florestas tropicais.

Besouros

Os besouros, como são conhecidos popularmente os insetos da ordem Coleoptera, representam um dos maiores grupos animais, com aproximadamente 300.000 espécies conhecidas distribuídas pelo mundo todo, totalizando cerca de 30% das espécies animais e 40% de todos os insetos descritos (Lawrence & Britton, 1991). Os besouros ocupam a maior parte dos ambientes da Terra, à exceção dos mares abertos. Os motivos que explicam o grande sucesso deste grupo ainda são muito discutidos, e muitas hipóteses já foram propostas na literatura. Apenas para exemplificar, dentre algumas das hipóteses se incluem: 1) a presença dos élitros para a proteção das asas e do corpo, e 2) a abertura dos espiráculos abdominais em um espaço entre o élitro e o corpo (e não diretamente ao exterior), permitindo assim a redução da perda de água corpórea e maior desenvolvimento dos órgãos internos (Peny & Arias, 1982; Lawrence & Britton, 1991).

A ordem Coleoptera apresenta 175 famílias e inúmeras subfamílias (Lawrence *et al.*, 1999) com os mais variados hábitos alimentares, exceto a hematofagia (Lima, 1952-56; Crowson, 1981; Costa *et al.*, 1988; Lawrence & Britton, 1991). O conhecimento escasso o hábito alimentar das espécies de Coleoptera é ainda muito pobre. Marinoni (2001), em uma das poucas compilações disponíveis, definiu cinco grupos tróficos conhecidos, muitas vezes a partir de dados de larvas extrapolados para os adultos (Marinoni *et al.*, 2001). Seguindo esta classificação, os herbívoros se alimentam de plantas ou partes delas, os algívoros se alimentam de algas, os fungívoros, de qualquer tipo e parte de fungo, os detritívoros comem partículas que são produto da decomposição de células e tecidos animais ou vegetais e os carnívoros são os comedores de tecidos, células ou líquido interno de animal vivo ou recém-morto pela ação do próprio ingestor do alimento.

Besouros como indicadores biológicos

Os coleópteros possuem características que os qualificam como um grupo apropriado para estudos ecológicos (Morris, 1980; Gaston *et al.*, 1992; Marinoni & Dutra, 1997; Didham *et al.*, 1998; Carlton & Robinson, 1998). Dentre estas características pode-se destacar a grande riqueza e ampla distribuição geográfica,

abundância durante o ano todo, a representação em quase todos os grupos tróficos e a especialização a certos recursos. Além disso, em muitas espécies as larvas usam ambientes e alimentos diferentes dos adultos, como borboletas e libélulas (Brown & Freitas 2002), fazendo dos Coleoptera um bom grupo indicador de diferentes compartimentos do sistema e importante para os estudos que tratam da diversidade ambiental através de comunidades (Marinoni, 2001).

Como a estrutura trófica da fauna de Coleoptera é bem conhecida, torna-se relevante procurar estabelecer relações entre os *taxa* desta ordem e a estrutura da vegetação de seus habitats, como ponto de partida para interpretação dos padrões encontrados. Habitats em estágios iniciais de sucessão ou mais degradados possuem dominância e diversidade maior de espécies herbívoras, enquanto espécies detritívoras, fungívoras e carnívoras são mais comuns em ambientes em estados mais avançados de sucessão, como as florestas maduras (Morris, 1980; Hutcheson, 1990; Marinoni & Dutra, 1997).

Assim como já citado para as formigas, a topografia e o solo também têm efeito nas comunidades de besouros da caatinga. Nas unidades de paisagem com solos mais profundos, a composição das famílias de besouros é mais rica que nas ravinas, por exemplo, cuja paisagem apresenta relevo mais acidentado e solos mais rasos. Uma possível explicação para este fato é que topografias mais acidentadas não propiciam a formação de vegetação mais densa, capaz de abrigar maiores populações de besouros (Iannuzzi *et al.*, 2003).

Apesar das vantagens já citadas e da importância ecológica dos besouros, a identificação de espécies ainda é muito difícil em alguns grupos, o que somado à carência de estudos de sistemática e história natural faz com que alguns besouros sejam inadequados para trabalhos ecológicos de modo geral (Morris, 1980; Gaston *et al.*, 1992; Marinoni & Dutra, 1997). Deste modo, a maioria dos trabalhos enfocando ecologia de besouros utiliza-se da classificação por morfoespécies, muitas vezes considerando categorias supragenéricas (subfamília ou família) como unidades taxonômicas (Hutcheson, 1990; Marinoni & Dutra, 1997; Pinheiro *et al.*, 1998; Gnaspini *et al.*, 2000; Marinoni & Ganho, no prelo). Embora muitos pesquisadores defendam o uso de categorias supra-específicas, dependendo do enfoque do estudo, parece haver um consenso sobre a importância da identificação das espécies, principalmente em estudos de biogeografia e similaridade faunística, em especial quando as comparações são feitas dentro de uma área geográfica mais restrita (Marinoni, 2001).

Dentre as famílias reconhecidas na ordem Coleoptera, somente algumas têm sido mencionadas e utilizadas como indicadores biológicos, destacando-se Carabidae, Elateridae, Cerambycidae, Chrysomelidae, Scarabaeidae, Staphylinidae e Curculionidae, todas com alto potencial com base nos critérios propostos por Brown (1991, 1997).

Os Carabidae são reconhecidos como dominantes entre os insetos predadores de solo, apesar de apresentarem algumas espécies herbívoras e raras detritívoras (Marinoni *et al.*, 2001). As espécies de Carabidae são freqüentemente indicadoras de alteração de habitat, já que tanto o número de espécies quanto a sua abundância mudam ao longo de um gradiente de perturbação. Além disso, alguns grupos podem ser bons indicadores da estabilidade ou estresse dos ecossistemas, pois uma tendência comum é que espécies especialistas de tamanho grande com baixa capacidade de dispersão diminuam com o aumento da ação antrópica, enquanto os generalistas, pequenos e com boa capacidade de dispersão, aumentem (Allegro & Sciaky, 2003; Rainio & Niemelä, 2003).

Os Staphylinidae representam uma das maiores famílias de Coleoptera, com cerca de 32.400 espécies descritas (Newton, 1990). Estão presentes em todos os continentes, exceto na Antártida, e são encontrados nos mais diversos ecossistemas, apresentando variados hábitos alimentares (Luna & Navarrete-Heredia, 1994; Marinoni *et al.*, 2001). Aproximadamente metade da família é composta por habitantes da serapilheira, formando um dos mais importantes componentes da fauna de solo, sendo um dos grupos mais bem representados em levantamentos deste ambiente (Carton & Robison, 1998; Didhan *et al.*, 1998; Chung *et al.*, 2000; Marinoni & Ganho, no prelo). As comunidades de Staphylinidae são comumente usadas para avaliação de ambientes perturbados pelo homem, seja pela utilização de fertilizantes e pesticidas ou pela fragmentação de áreas florestadas (Ruzicka & Bohac, 1994). Os membros dessa família possuem também potencial como indicadores de diversidade (Garcia *et al.*, 2001) e como indicadores de áreas prioritárias para conservação (Anderson & Ashe, 2000). Alguns estudos com diversos grupos de artrópodes de solo mostram que muitos Staphylinidae podem ser úteis como indicadores de poluição radioativa (Krivolutski *et al.*, 1994). O maior problema no uso de Staphylinidae como indicadores biológicos reside nas dificuldades de identificação das espécies, já que esta fica muitas vezes condicionada à observação de estruturas internas (Hammond, 1997; Schimidt, 1999).

Os besouros da família Scarabaeidae são mais conhecidos pelos “rolabosta”, mas a família inclui espécies que utilizam, além de fezes (as coprófagas), carcaças (as necrófagas), frutos em decomposição (as saprófagas) e fungos (as micetófagas) (Halffter & Matthews, 1966), desempenhando papel fundamental na ciclagem de matéria orgânica na natureza. Para os Scarabaeidae, a cobertura vegetal e as características do solo têm grande influência na distribuição, composição e estrutura das comunidades, o que torna este grupo bastante específico ao tipo de habitat (Doube, 1983). Comparando áreas com diferentes graus de perturbação, Howden & Nealis (1975) observaram decréscimo na riqueza de Scarabaeidae na área perturbada, onde as características microcli-

máticas e o fornecimento de recursos alimentares e de reprodução não foram mantidos. A especificidade por habitat torna as espécies dessa família vulneráveis à fragmentação, fazendo com que a comunidade de cada fragmento apresente estrutura distinta em função das características ambientais bióticas e abióticas (Halffter *et al.*, 1992). Klein (1989) observou um gradiente decrescente de diversidade de espécies desde floresta contínua até áreas de 1 hectare, associando este padrão aos efeitos de fragmentação florestal. Dentre os fatores influenciando este padrão estão a extinção local de aves e mamíferos (provedores de recursos alimentares para muitas espécies), que é maior em fragmentos pequenos, e alterações no microclima dos fragmentos, que estariam afetando diretamente a sobrevivência de adultos e imaturos. A aplicabilidade dos Scarabaeidae como indicadores biológicos foi testada por McGeoch *et al.* (2002) em áreas de savana da África do Sul. Comparando amostragens obtidas em épocas diferentes (dois anos), não foram encontradas diferenças significativas na abundância média ou riqueza de espécies entre áreas mais e menos perturbadas. Entretanto, conjuntos únicos de espécies indicadoras foram identificados para cada uma das áreas. Dessa maneira, a diferença na composição de espécies dessa família mostra-se um eficiente fator de determinação de perturbação antrópica.

Caminhos a seguir

Apesar de já dispor de um número razoável de pesquisadores e publicações, a área de bioindicação no Brasil encontra-se em estágio embrionário, em que muitas das questões básicas estão abertas e poucas generalizações podem ser feitas. No entanto, a possibilidade de iniciar esta área de pesquisa de forma padronizada supera as possíveis desvantagens decorrentes desse estágio. Diferentes grupos e pesquisadores poderiam se comunicar entre si, discutir e padronizar os métodos de amostragem para criar protocolos testados em cada habitat e região. Os trabalhos disponíveis já são precursores desses protocolos (como brevemente discutido neste capítulo para três grupos de insetos) e podem ser usados e adaptados para que abordagens multi-taxonômicas sejam viáveis em um futuro próximo.

Trabalhos que abordem sistemática, inventários, testes dos efeitos de perturbação de habitat em diferentes grupos, aplicação dos resultados na biologia da conservação e propostas de monitoramento ambiental devem ser considerados prioritários pelos grupos de pesquisa em bioindicação e biologia da conservação. O êxito na conservação dos habitats remanescentes e de seus ocupantes dependerá cada vez mais de decisões corretas e urgentes, muitas delas conflitantes com interesses econômicos e sociais. Idealmente, a bioindicação será uma opção rápida, barata e precisa para avaliar e sanar os efeitos dos abusos do ser humano na Natureza, já muito degradada em todo o planeta.

Agradecimentos

Aos editores Carlos Frederico Duarte da Rocha, Helena de Godoy Bergallo, Maria Alice dos Santos Alves e Monique Van Sluys, pelo convite para participar deste livro e por toda ajuda ao longo da preparação do nosso capítulo. Ao Dr. Keith S. Brown Jr., pelo incentivo, inspiração e ajuda em diversas fases desse trabalho. À Norma G. Ganho, pela leitura criteriosa do manuscrito. Ao Dr. Glauco Machado, pela revisão final do trabalho, pelas muitas discussões e boas idéias, que sem dúvida ajudaram muito na finalização do texto. Ao Dr. Rainer Wirth e aos participantes do projeto de formigas cortadeiras, cujos resultados estão parcialmente discutidos na sessão de formigas. À FAPESP (processos 98/05101-8, 00/01484-1 e 00/14717-4), pelo apoio financeiro, a AVLF e MUP e à CAPES/DFG (processo número: 007/01) e ao CNPq (DCR processo número: 300582/98-6 e PROFIX processo número: 540322/01-6) pelos auxílios a IRL.

Referências bibliográficas

- Abensperg-Traun, M.; G. W. Arnold; D. E. Steven; G. T. Smith; L. Atkins; J. J. Viveen & M. Gutter. 1996. Biodiversity indicators in semi-arid, agricultural Western Australia. *PACIFIC CONSERVATION BIOLOGY* 2: 375-389.
- Agosti, D.; J. D. Majer; L. E. Alonso & T. R. Schultz (eds.). 2000. *ANTS. STANDARD METHODS FOR MEASURING AND MONITORING BIODIVERSITY*. Smithsonian Institution Press, Washington & London, 280 pp.
- Allegro, G. & R. Sciaky. 2003. Assessing the potential role of ground beetles (Coleoptera, Carabidae) as bioindicators in poplar stands, with a newly proposed ecological index (FAI). *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT* 175: 275-284.
- Alonso, L. E. 2000. Ants as indicators of diversity. Pp. 80–88 in Agosti, D.; J. D. Majer; L. E. Alonso & T. Schultz (eds.). *STANDARD METHODS FOR MEASURING AND MONITORING BIODIVERSITY*. Smithsonian Institution Press, Washington.
- Andersen, A. N. 1986. Diversity, seasonality and community organization of ants at adjacent heath and woodland sites in south-eastern Australia. *AUSTRALIAN JOURNAL OF ZOOLOGY* 34: 53-64.
- Andersen, A. N. 1995. A classification of Australian ant communities, based on functional groups which parallel plant life forms in relation to stress and disturbance. *JOURNAL OF BIOGEOGRAPHY* 22: 15-29.
- Anderson, R. S. & J. S. Ashe. 2000. Leaf litter inhabiting beetles as surrogates for establishing priorities for conservation of selected tropical montane cloud forest in Honduras, Central America (Coleoptera; Staphylinidae, Curculionidae). *BIODIVERSITY AND CONSERVATION* 9: 617-653.
- Bates, H. W. 1863. *THE NATURALIST ON THE RIVER AMAZON*. John Murray, London.
- Beccaloni, G. W. & K. J. Gaston. 1995. Predicting the species richness of Neotropical forest butterflies: Ithomiinae (Lepidoptera: Nymphalidae) as indicators. *BIOLOGICAL CONSERVATION* 71: 77-86.

- Benson, W. W. & A. Y. Harada. 1988. Local diversity of tropical and temperate ant faunas (Hymenoptera: Formicidae). *ACTA AMAZÔNICA* 18: 275-289.
- Bolton, B. 1994. *IDENTIFICATION GUIDE TO ANT GENERA OF THE WORLD*. Harvard University Press, Cambridge.
- Brown Jr., K. S. 1991. Conservation of neotropical environments: Insects as Indicators. Pp. 349-404 in Collins, N. M. & J. A. Thomas (eds.). *THE CONSERVATION OF INSECTS AND THEIR HABITATS*. Academic Press, London.
- Brown Jr., K. S. 1992. Borboletas da Serra do Japi: diversidade, habitats, recursos alimentares e variação temporal. Pp. 142-186 in Morellato L. P. C. (org.). *HISTÓRIA NATURAL DA SERRA DO JAPI: ECOLOGIA E PRESERVAÇÃO DE UMA ÁREA FLORESTAL NO SUDESTE DO BRASIL*. Campinas: Editora Unicamp.
- Brown Jr., K. S. 1996a. The use of insects in the study, inventory, conservation and monitoring of biological diversity in Neotropical habitats, in relation to traditional land use systems. Pp. 128-149 in Ae, S. A.; T. Hirowatari; M. Ishii & L. P. Brower (eds). *DECLINE AND CONSERVATION OF BUTTERFLIES IN JAPAN III*. Osaka: Lepidopterological Society of Japan/Nippon Life Insurance Foundation. Osaka
- Brown Jr., K. S. 1996b. The conservation of threatened Brazilian butterflies. Pp. 45-62 in Ae, S. A.; T. Hirowatari; M. Ishii & L.P. Brower (eds). *DECLINE AND CONSERVATION OF BUTTERFLIES IN JAPAN, III*. Lepidopterological Society of Japan/Nippon Life Insurance Foundation. Osaka.
- Brown Jr., K. S. 1997a. Insetos como rápidos e sensíveis indicadores de uso sustentável de recursos naturais. Pp. 143-155 in Martos, H. L. & N. B. Maia (eds). *INDICADORES AMBIENTAIS*. Sorocaba: PUCC/Shell Brasil.
- Brown Jr., K. S. 1997b. Diversity, disturbance, and sustainable use of Neotropical forests: insects as indicators for conservation monitoring. *JOURNAL OF INSECT CONSERVATION* 1: 25-42.
- Brown Jr. K. S. & G. G. Brown. 1992. Habitat alteration and species loss in Brazilian forests. Pp. 119-142 in Whitmore, T. C. & J. Sayer (eds.). *TROPICAL DEFORESTATION AND SPECIES EXTINCTION*. Chapman and Hall, London, England.
- Brown Jr., K. S. & A. V. L. Freitas. 1999. Lepidoptera. Páginas 225–243 in Joly, C. A. e C. E. M. Bicudo (orgs). *BIODIVERSIDADE DO ESTADO DE SÃO PAULO, BRASIL: SÍNTESE DO CONHECIMENTO AO FINAL DO SÉCULO XX*, Volume 5, Brandão, C. R. F. & E. M. Canello (eds). *INVERTEBRADOS TERRESTRES*. São Paulo: FAPESP, 1999.
- Brown Jr., K. S. & A. V. L. Freitas. 2000a. Diversidade de Lepidoptera em Santa Teresa, Espírito Santo. *BOLETIM DO MUSEU DE BIOLOGIA MELLO LEITÃO, NOVA SÉRIE*, 11/12: 71–116.
- Brown Jr., K. S. & A. V. L. Freitas. 2000b. Atlantic Forest Butterflies: Indicators for Landscape Conservation. *BIOTROPICA*, 32 (4b): 934–956.
- Brown Jr., K. S. & A. V. L. Freitas. 2002. Diversidade Biológica no Alto Juruá: Avaliação, Causas e Manutenção. Pp. 33-42, pranchas 13-16 in Carneiro da Cunha, M. M & M. B. Almeida (orgs.). *ENCICLOPÉDIA DA FLORESTA. O ALTO JURUÁ: PRÁTICAS E CONHECIMENTOS DAS POPULAÇÕES*. São Paulo: Companhia das Letras

- Brown Jr., K. S. & A. V. L. Freitas. 2003. Butterfly Communities of Urban Forest Fragments in Campinas, São Paulo, Brazil: Structure, Instability, Environmental Correlates, and Conservation. *JOURNAL OF INSECT CONSERVATION* 6: 217-231.
- Carlton, C. E. & H. W. Robinson. 1998. Diversity of litter-dwelling beetles in the Ouachita highlands of Arkansas, USA (Insecta: Coleoptera). *BIODIVERSITY AND CONSERVATION* 7: 1589-1605.
- Carroll, C. R. & D. H. Janzen. 1973. Ecology of foraging by ants. *ANNUAL REVIEW OF ECOLOGY AND SYSTEMATICS* 4: 231-257.
- Caughley, G. & A. Gunn. 1996. *CONSERVATION BIOLOGY IN THEORY AND PRACTICE*. Blackwell Science, Cambridge.
- Cherrett, J. M. 1989. Leaf-cutting ants. Pp. 473-486 in Lieth, H. & M. J. A. Werger (eds.). *ECOSYSTEMS OF THE WORLD*. Elsevier, Amsterdam.
- Chung, A. Y. C.; P. Eggleton; M. R. Speight; P. M. Hammond & V. K. Chey. 2000. The diversity of beetle assemblages in different habitat types in Sabah, Malaysia. *BULLETIN OF ENTOMOLOGICAL RESEARCH* 90: 475-496.
- Clark, T. E. & M. J. Samways. 1996. Dragonflies (Odonata) as indicators of biotope quality in the Krüger National Park, South Africa. *JOURNAL OF APPLIED ECOLOGY* 33: 1001-1012.
- Coley, P. D. & J. A. Barone. 1996. Herbivory and plant defenses in tropical forests. *ANNUAL REVIEW OF ECOLOGY AND SYSTEMATICS* 27: 305-335.
- Collinge, S. K. 2001. Introduction: spatial ecology and biological conservation. *BIOLOGICAL CONSERVATION* 100:1-2.
- Costa, C.; S. A. Vanin & S. A. Casari-Chen. 1988. *LARVAS DE COLEOPTERA DO BRASIL*. São Paulo, Ed. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo.
- Crowson, R. A. 1981. *THE BIOLOGY OF THE COLEOPTERA*. Academic Press, London.
- Daily, G. C. & P. R. Ehrlich. 1995. Preservation of biodiversity in small rainforest patches: rapid evaluation using butterfly trapping. *BIODIVERSITY AND CONSERVATION* 4: 35-55.
- Dale, V. H. & S. Z. Beyeler. 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. *ECOLOGICAL INDICATORS* 1: 3-10
- DeVries, P. J. 1987. *THE BUTTERFLIES OF COSTA RICA AND THEIR NATURAL HISTORY*. PAPILIONIDAE, PIERIDAE, NYMPHALIDAE. Princeton University Press, Princeton.
- DeVries, P. J. & T. R. Walla. 2001. Species diversity and community structure in neotropical fruit-feeding butterflies. *BIOLOGICAL JOURNAL OF THE LINNEAN SOCIETY* 74: 1-15.
- Didham, R.; P. M. Hammond; J. H. Lawton; P. Eggleton & N. E. Stork. 1998. Beetle species responses to tropical forest fragmentation. *ECOLOGICAL MONOGRAPHS* 68 (3): 295-323.

- Doube, B. M. 1983. The habitat preference of some bovine dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae) in Hluhluwe Game Reserve, South Africa. *BULLETIN OF ENTOMOLOGICAL RESEARCH*, 73: 357-371.
- Erwin, T. L. 1997. Biodiversity at its utmost: Tropical Forest Beetles. Pp. 27-40 *in*, Reaka-Kudla, M. L.; D. E. Wilson and E. O. Wilson (eds.). *BIODIVERSITY II*. Joseph Henry Press, Washington, D.C.
- Farji-Brener, A. G. & J. F. Silva. 1995. Leaf-cutting ants and forest groves in a tropical parkland savanna of Venezuela: facilitated succession? *JOURNAL OF TROPICAL ECOLOGY* 11: 651-669.
- Feinsinger, P. 2001. *DESIGNING FIELD STUDIES FOR BIODIVERSITY CONSERVATION*. Washington DC: The Nature Conservancy.
- Fermon, H.; M. Waltert; T. B. Larsen; U. Dall'Asta & M. Mühlenberg. 2000. Effects of forest management on diversity and abundance of fruit-feeding nymphalid butterflies in south-eastern Côte d'Ivoire. *JOURNAL OF INSECT CONSERVATION* 4: 173-189.
- Fittkau, E. J. & H. Klinge. 1973. On biomass and trophic structure of the Central Amazonian rain forest ecosystem. *BIOTROPICA* 5:2-14.
- Freitas, A. V. L. 1999. *NYMPHALIDAE (LEPIDOPTERA), FILOGENIA COM BASE EM CARACTERES DE IMATUROS, COM EXPERIMENTOS DE TROCA DE PLANTAS HOSPEDEIRAS*. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, São Paulo.
- Freitas, A. V. L.; R. B. Francini & K. S. Brown Jr. 2003. Insetos como indicadores ambientais. Capítulo 10 in Cullen, L. R.; R. Rudran & C. Valladares-Pádua (eds.). *MANUAL BRASILEIRO EM BIOLOGIA DA CONSERVAÇÃO*. Smithsonian Institution Press, no prelo.
- Francini, R. B. & A. V. L. Freitas. 1999. *BORBOLETAS DA BAIXADA SANTISTA*. <http://www.unisantos.com.br/~metropms/xixova/a.htm>
- Gallo, D.; O. Nakano; S. Silveira-Neto; R. P. L. Carvalho; G. C. Batista; E. Berti-Filho; J. R. P. Parra; R. A. Zucchi; S. B. Alves & J. D. Vendramim. 1988. *MANUAL DE ENTOMOLOGIA AGRÍCOLA*. Editora Agronômica Ceres LTDA, São Paulo.
- García, R. I.; I. Armbrrecht & P. Chacón. 2001. Staphylinidae (Coleoptera): Composición y Mirmecofilia en bosques secos relictuales de Colombia. *FOLIA ENTOMOLÓGICA MEXICANA* 40 (1):1-10.
- Garretson M.; J. F. Stetzel; B. S. Halpern; D. J. Hearn; B. T. Lucey; M. J. Mckone. 1998. Diversity and abundance of understory plants on active and abandoned nests of leaf-cutting ants (*Atta cephalotes*) in a costa rican rain forest. *JOURNAL OF TROPICAL ECOLOGY* 14: 17-26.
- Gaston, K. J.; P. H. Warren & P. M. Hammond. 1992. Predator:non-predator ratios in beetle assemblages. *OECOLOGIA* 90:417-421.
- Gnaspini, P.; R. B. Francini-Filho & M. R. Bungierman. 2000. Abundance and seasonal activity of beetles (Coleoptera) in an Atlantic Forest reservation in São Paulo city (Brazil). *REVISTA BRASILEIRA DE ENTOMOLOGIA* 44 (3/4): 115-127.

- Gotwald, W. H. 1978. Trophic ecology and adaptation in tropical Old World ants of the subfamily Dorylinae (Hymenoptera: Formicidae). BIOTROPICA 10: 161-169.
- Greenslade, P. J. M. 1971. Interspecific competition and frequency changes among ants in Solomon Island coconut plantation. JOURNAL OF APPLIED ECOLOGY 8: 323-352.
- Haines, B. 1975. Impact of leaf-cutting ants on vegetation development at Barro Colorado Island. Pp 99-111 in Golley, F. G. & E. Medina (eds.). TROPICAL ECOSYSTEMS: TRENDS IN TERRESTRIAL AND AQUATIC RESEARCH. Springer-Verlag, New York.
- Halffter, G. & E. G. Matthews. 1966. The natural history of dung beetles of the subfamily Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae). FOLIA ENTOMOLOGICA MEXICANA (12-14):1-312.
- Halffter, G.; M. E. Favila & V. Halffter. 1992. A comparative study of the structure of the scarab guild in mexican tropical rain forests and derived ecosystems. FOLIA ENTOMOLOGICA MEXICANA 84:45-54.
- Hammond, H. E. J. 1997. Arthropod biodiversity from *Populus* coarse woody material in North-central Alberta: a review of taxa and collection methods. THE CANADIAN ENTOMOLOGIST 129: 1009-1033.
- Harper, L. H. 1989. Birds and army ants (*Eciton burchelli*): observation on their ecology in undisturbed forest and isolated reserves. ACTA AMAZÔNICA 19: 249-263.
- Hölldobler, B. & E. O. Wilson. 1990. THE ANTS. Harvard University Press, Cambridge.
- Howden, H. F. & V. G. Nealis. 1975. Effects of clearing in a tropical rain forest on the composition of the coprophagous scarab beetle fauna (Coleoptera). BIOTROPICA 7: 77-83.
- Hughes, J. B.; G. C. Daily & P. R. Ehrlich. 1998. Use of bait traps for monitoring of butterflies (Lepidoptera: Nymphalidae). REVISTA DE BIOLOGÍA TROPICAL 46: 697-704.
- Hutcheson, J. 1990. Characterization of terrestrial insect communities using quantified, Malaise-trapped Coleoptera. ECOLOGICAL ENTOMOLOGY 15: 143-151.
- Iannuzzi, L.; A. C. D. Maia; C. E. B. Nobre; D. K. Suzuki & F. J. A. Muniz. 2003. Padrões locais de diversidade de Coleoptera em vegetação de caatinga. Pp. 367-389 in Leal, I. R.; M. Tabarelli & J. M. C. Silva (eds.). ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DA CAATINGA. Editora Universitária da UFPE, Recife.
- Jeanne, R. L. 1979. A latitudinal gradient in rates of ant predation. ECOLOGY 60: 1211-1224.
- Klein, B. C. 1989. Effects of forest fragmentation on dung and carrion beetle communities in central Amazonia. ECOLOGY 70: 1715-1725.
- Kremen, C. 1992. Assessing indicator species assemblages for natural areas monitoring: guidelines from a study of rain forest butterflies in Madagascar. ECOLOGICAL APPLICATIONS 2: 203-217.
- Kruess, A. & T. Tscharnke. 1994. Habitat fragmentation, species loss and biological control. SCIENCE 264: 1581-1584.
- Landres, P. B.; J. Verner & J. W. Thomas. 1988. Ecological uses of vertebrate indicator species: a critique. CONSERVATION BIOLOGY 2: 316-328.

- Laurance, W. F.; L. V. Ferreira; J. M. Rankin-de-Merona; S. G. Laurance; R. Hutchings & T. Lovejoy. 1998. Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in Amazonian tree communities. *CONSERVATION BIOLOGY* 12: 460-464.
- Lawrence, F. A.; A. M. Hasting; M. J. Dallwitz; T. A. Paine & E. J. Zurcher. 1999. *BETTER OF THE WORLD. A KEY AND INFORMATION SYSTEM FOR FAMILIES AND SUBFAMILIES*. Version 1.0 for MS-Windows. CSIRO Publishing, Melbourne, Australia. 1 CD-ROM.
- Lawrence, J. F. & E. B. Britton. 1991. Coleoptera. Pp. 547-683 in CSIRO (eds.). *THE INSECTS OF AUSTRALIA*, Vol.2. Cornell University Press, New York.
- Lawton, J. H.; D. E. Bifnell; B. Bolton; G. F. Blowmiers; P. Eggleton; P. M. Hammond; M. Hodda; R. D. Holt; T. B. Larsen; N. A. Mawdsley; N. E. Stork; D. S. Srivastava & A. D. Watt. 1998. Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. *NATURE* 391: 72-76.
- Leal, I. R. & B. C. Lopes. 1992. Estrutura das comunidades de formigas (Hymenoptera: Formicidae) de solo e vegetação no Morro da Lagoa da Conceição, Ilha de Santa Catarina, SC. *BIOTEMAS*, 5: 107-122.
- Leal, I. R. & P. S. Oliveira. 1998. Interactions between fungus-growing ants (Attini), fruits and seeds in cerrado vegetation in Southeast Brazil. *BIOTROPICA* 30: 170-178.
- Leal, I. R. & P. S. Oliveira. 2000. Foraging ecology of attine ants in a Neotropical savanna: seasonal use of fungal substrate in the cerrado vegetation of Brazil. *INSECTES SOCIAUX* 47: 376-382.
- Leal, I. R. 2002. Diversidade de formigas no Estado de Pernambuco. Pp. 483-492 in Silva, J. M. C. & M. Tabarelli (eds.). *ATLAS DA BIODIVERSIDADE DE PERNAMBUCO*. Editora Massangana e SECTMA, Recife.
- Leal, I. R. 2003a. Dispersão de sementes por formigas na caatinga. Pp: 593 - 627 in Leal, I. R.; M. Tabarelli & J. M. C. Silva (eds.). *ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DA CAATINGA*. Editora Universitária da UFPE, Recife.
- Leal, I. R. 2003b. Diversidade de formigas em diferentes unidades de paisagem da caatinga. Pp: 435 - 461 in Leal, I. R.; M. Tabarelli & J. M. C. Silva (eds.). *ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DA CAATINGA*. Editora Universitária da UFPE, Recife.
- Leal, I. R.; S. O. Ferreira & A. V. L. Freitas. 1993. Diversidade de formigas de solo em um gradiente sucessional de Mata Atlântica, ES, Brasil. *BIOTEMAS* 6: 42-53.
- Levings, S. C. 1983. Seasonal, annual and among-site variation in the ground ant community of a deciduous tropical forest. *ECOLOGICAL MONOGRAPHS* 53: 435-455.
- Lima, A. M. da C. 1952-56. *INSETOS DO BRASIL, COLEÓPTEROS*, vol.7-10. Escola Nacional de Agronomia, Rio de Janeiro.
- Lovejoy, T. E.; R. O. Bierregaard, Jr.; A. B. Rylands; J. R. Malcom; C. E. Quintela; L. H. Harper; K. S. Brown, Jr.; A. H. Powell; G. V. N. Powell; H. O. R. Schubart & M. B. Hays 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. Pp. 257-285 in Soulé, M. E. (ed.) *CONSERVATION BIOLOGY: THE SCIENCE OF SCARCITY AND DIVERSITY*. Sinauer, Sunderland.

- Luna, J. M. & J. L. Navarete-Heredia. 1994. Espécies de Staphylinidae (Insecta: Coleoptera) associadas a detritos de *Atta mexicana* (F. Smith) (Hymenoptera: Formicidae) em dos localidades de morelos, Mexico. FOLIA ENTOMOLOGICA MEXICANA 91:31-46.
- Machado, I. C.; L. M. Barros & E. V. S. B. Sampaio. 1997. Phenology of caatinga species at Serra Talhada, PE, Northeastern Brazil. BIOTROPICA 29: 57-68.
- Majer, J. D., J. H. C. Delabie & N. L. Mckenzie. 1997. Ant litter fauna of forest, forest edges and adjacent grassland in the Atlantic rain forest region of Bahia, Brazil. INSECTES SOCIAUX 44: 255-266.
- Marinoni, R. C. & N. G. Ganho. A fauna de Coleoptera em áreas com diferentes condições florísticas no Parque Estadual de Vila Velha, Ponta Grossa, Paraná, Brasil. Abundância e riqueza das famílias capturadas através de armadilhas de solo. REVISTA BRASILEIRA DE ZOOLOGIA, no prelo.
- Marinoni, R. C. & R. R. C. Dutra. 1997. Famílias de Coleoptera capturadas com armadilha malaise em oito localidades do Estado do Paraná, Brasil. Diversidades alfa e beta. REVISTA BRASILEIRA DE ZOOLOGIA 14 (3):751-770.
- Marinoni, R. C. 2001. Os grupos tróficos em Coleoptera. REVISTA BRASILEIRA DE ZOOLOGIA 18 (1): 205-224.
- Marinoni, R. C.; N. G. Ganho; M. L. Monné & J. R. M. Mermudes. 2001. HÁBITOS ALIMENTARES EM COLEOPTERA (INSECTA). Holos, Editora, Ribeirão Preto.
- Matos, J. Z.; C. N. Yamanaka; T. T. Castellani & B. C. Lopes. 1994. Comparação da fauna de formigas de plantio de *Pinus elliotti*, com diferentes graus de complexidade estrutural (Florianópolis, SC). BIOTEMAS 7: 57-64.
- May, R. M. 1975. Patterns of species abundance and diversity. Pp. 81-120 in Cody, M. L. & J. M. Diamond (eds.). ECOLOGY AND EVOLUTION OF COMMUNITIES. Cambridge: Harvard University Press.
- Mayr, E. 1977. POPULAÇÕES, ESPÉCIES E EVOLUÇÃO. São Paulo: Edusp.
- McGeoch, M. A. 1998. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. BIOLOGICAL REVIEWS 73: 181-201.
- McGeoch, M. A.; B. J. Van Rensburg & A. Botes. 2002. The verification and application of bioindicators: a case study of dung beetles in a savanna ecosystem. JOURNAL OF APPLIED ECOLOGY 39: 661-672.
- Meffe, G. K. & C. R. Carroll (eds.). 1997. PRINCIPLES OF CONSERVATION BIOLOGY. Massachussets: Sianuer.
- Morris, M. G. 1980. Insects and the environment in the United Kingdom. ATTI XII CONGRESSO NAZIONALE ITALIANO DI ENTOMOLOGIA, ROMA, Pp.203-235.
- New, T. R. 1995. AN INTRODUCTION TO INVERTEBRATE CONSERVATION BIOLOGY. Oxford: Oxford University Press.
- New, T. R. 1997. Are Lepidoptera an effective 'umbrella group' for biodiversity conservation? JOURNAL OF INSECT CONSERVATION 1: 5-12.
- Newton Jr., A. F. 1990. Insecta: Coleoptera: Staphylinidae adults and larvae. Pp. 1137-1174 in Dindal, D. L. (ed.) SOIL BIOLOGY GUIDE. John Wiley & Sons, New Cork.

- Oliveira, P. S.; V. Rico-Gray; C. Diaz-Castelazo & C. Castillo-Guevara. 1999. Interaction between ants, extrafloral nectaries and insect herbivores in Neotropical coastal sand dunes: herbivore deterrence by visiting ants increases fruit set in *Opuntia stricta* (Cactaceae). *FUNCTIONAL ECOLOGY* 13: 623-631.
- Pearson, D. L. 1994. Selecting indicator taxa for the quantitative assessment of biodiversity. *PHILOSOPHICAL TRANSACTIONS OF THE ROYAL SOCIETY OF LONDON, SERIES B* 345: 75-79.
- Pearson, D. L. & F. Cassola. 1992. World-wide species richness patterns for tiger beetles (Coleoptera: Cicindelidae): indicator taxon for biodiversity and conservation studies. *CONSERVATION BIOLOGY* 6: 376-391.
- Penny, N. D. & J. R. Arias. 1982. *INSECTS OF AN AMAZON FOREST*. Columbia University Press, New York.
- Perfecto I. & J. van der Meer. 1993. Distribution and turnover rate of a population of *Atta cephalotes* in a tropical rain forest in Costa Rica. *BIOTROPICA* 25: 316-321.
- Pinheiro, F.; I. R. Diniz & K. Kitayama. 1998. Comunidade local de Coleoptera em cerrado: diversidade de espécies e tamanho do corpo. *ANAIS DA SOCIEDADE ENTOMOLÓGICA DO BRASIL* 27(4): 543-550.
- Pollard, E. & T. J. Yates. 1993. *MONITORING BUTTERFLIES FOR ECOLOGY AND CONSERVATION*. London: Chapman and Hall.
- Raimundo, R. L. G.; A. V. L. Freitas; R. N. S. Costa; J. B. F. Oliveira; A. B. Melo & K. S. Brown Jr. 2003. *MANUAL DE MONITORAMENTO AMBIENTAL USANDO BORBOLETAS E LIBÉLULAS - RESERVA EXTRATIVISTA DO ALTO JURUÁ*, 32 p. (il). Série Pesquisa e Monitoramento Participativo em Áreas de Conservação Gerenciadas por Populações Tradicionais, Volume 1. Campinas, CERES/Laboratório de Antropologia e Ambiente, 2003.
- Rainio, J. & J. Niemelä. 2003. Ground beetles (Coleoptera : Carabidae) as bioindicators. *BIODIVERSITY AND CONSERVATION* 12 (3): 487-506.
- Ramos, F. A. 2000. Nymphalid butterfly communities in an Amazonian forest fragment. *JOURNAL OF RESEARCH ON THE LEPIDOPTERA* 35: 29-41.
- Rao, M. 2000. Variation in leaf-cutter ant (*Atta* sp.) densities in forest isolates: the potential role of predation. *JOURNAL OF TROPICAL ECOLOGY* 16: 209-225.
- Roberts, J. T. & E. R. Heithaus 1986. Ants rearrange the vertebrate-generated seed shadow of a neotropical fig tree. *ECOLOGY* 67: 1046-1051.
- Rogo, L. & A. Odulaja. 2001. Butterfly populations in two forest fragments at the Kenya coast. *AFRICAN JOURNAL OF ECOLOGY* 39: 266-275.
- Ruzicka, V. & J. Bohac. 1994. The utilization of epigeic invertebrate communities as bioindicators of terrestrial environmental quality. Pp.79-86 in: Salanki, J.; D. Jeffrey & G. M. Hughes, (eds.). *BIOLOGICAL MONITORING OF THE ENVIRONMENT: A MANUAL OF METHODS*, CAB International, Wallingford.
- Samways, M. J. 1995. *INSECT CONSERVATION BIOLOGY*. Chapman & Hall, London. xv +358pp.
- Sparrow, H. R.; T. D. Sisk; P. R. Ehrlich; & D. D. Murphy. 1994. Techniques and guidelines for monitoring Neotropical butterflies. *CONSERVATION BIOLOGY* 8: 800-809.

- Savolainen, R. & K. Vepsäläinen. 1988. A competition hierarchy among boreal ants: impact on resource partitioning and community structure. *OIKOS* 51: 135-155.
- Schimdt, D. A. 1999. Materials and Methods for Rearing Selected Species of the Subfamilies Paederinae and Staphylininae (Coleoptera: Staphylinidae). *THE COLEOPTERISTS BULLETIN* 53 (2): 104-114.
- Shahabuddin, G. & J. W. Terborgh. 1999. Frugivorous butterflies in Venezuelan forest fragments: abundance, diversity and the effects of isolation. *JOURNAL OF TROPICAL ECOLOGY* 15: 703-722.
- Soulé, M. E. & G. H. Orians. 2001. *CONSERVATION BIOLOGY – RESEARCH PRIORITIES FOR THE NEXT DECADE*. Washington: Island Press.
- Uehara-Prado, M. 2003. EFEITOS DE FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL NA GUILDA DE BORBOLETAS FRUGÍVORAS DO PLANALTO ATLÂNTICO PAULISTA. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, São Paulo.
- Urbas, P.; W. R. Almeida; V. Barbosa; P. F. Falcão; C. M. Knoechelmann; U. A. Silveira; M. V. Jr. Araújo; I. R. Leal & R. Wirth. 2003. Increase in leaf-cutting ant density through forest fragmentation: a result of altered trophic structure? *ANNUAL MEETING OF TROPICAL ECOLOGY SOCIETY*, Rostock, Germany.
- Vane-Wright, R. I. & P. R. Ackery (eds.). 1984. *THE BIOLOGY OF BUTTERFLIES*. Academic Press, London.
- Veena, B. & P. Soni. 1992. Revegetation and ant colonization relationship in reclaimed rock phosphate mines. *JOURNAL OF TROPICAL ECOLOGY* 33: 223-231.
- Wilcox, B. A.; D. D. Murphy; P. R. Ehrlich & G. T. Austin. 1986. Insular biogeography of the montane butterfly faunas in the Great Basin: comparison with birds and mammals. *OECOLOGIA* 69, 188-194.
- Wilson, E. O. 1987. The little things that run the world: the importance and conservation of invertebrates. *CONSERVATION BIOLOGY* 1: 344-346.
- Wirth, R.; W. Beyschlag; H. Herz; R. J. Ryel; & B. Hölldobler 2003a. Herbivory of Leaf-cutter Ants: A Case Study of *Atta columbica* in the Tropical Rainforest of Panama. *ECOLOGICAL STUDIES* 164, Springer, Berlin.
- Wirth, R.; W. R. Almeida; V. Barbosa; P. F. Falcão; C. M. Knoechelmann; U. A. Silveira; P. Urbas; M. V. Jr. Araújo; & I. R. Leal. 2003b. Forest fragmentation process increases density of leaf-cutting ants in the Brazilian Atlantic rain forest. *ANNUAL MEETING OF TROPICAL ECOLOGY SOCIETY*, Rostock, Germany.