



Documentos

Número, 57

ISSN 0104-9046

Outubro, 2000

**A FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL E A
DIVERSIDADE DE INSETOS NAS FLORESTAS
TROPICAIS ÚMIDAS**



REPÚBLICA FEDERATIVA DO BRASIL

Presidente
Fernando Henrique Cardoso

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA E DO ABASTECIMENTO

Ministro
Marcus Vinicius Pratini de Moraes

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA

Diretor-Presidente
Alberto Duque Portugal

Diretores-Executivos
Elza Ângela Battaglia Brito da Cunha
Dante Daniel Giacomelli Scolari
José Roberto Rodrigues Peres

EMBRAPA ACRE

Chefe Geral
Ivandir Soares Campos

Chefe Adjunto de Pesquisa e Desenvolvimento
João Batista Martiniano Pereira

Chefe Adjunto de Comunicação, Negócios e Apoio
Evandro Orfanó Figueiredo

Chefe Adjunto de Administração
Milcíades Heitor de Abreu Pardo

Documentos Nº 57

ISSN 0104-9046

Outubro, 2000

**A FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL E A
DIVERSIDADE DE INSETOS NAS FLORESTAS
TROPICAIS ÚMIDAS**

**Marcílio José Thomazini
Ariane P. B. W. Thomazini**



**Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Embrapa Acre**
Ministério da Agricultura e do Abastecimento

Embrapa Acre. Documentos, 57.

Exemplares desta publicação podem ser solicitados à:
Embrapa Acre
Rodovia BR-364, km 14, sentido Rio Branco/Porto Velho
Caixa Postal, 392
CEP 69908-970, Rio Branco-AC
Telefones: (068) 224-3931, 224-3932, 224-3933, 224-4035
Fax: (068) 224-4035
sac@cpafac.embrapa.br

Tiragem: 300 exemplares

Comitê de Publicações

Claudenor Pinho de Sá
Edson Patto Pacheco
Elias Melo de Miranda
Flávio Araújo Pimentel
Francisco José da Silva Léo
Geraldo de Melo Moura
João Alencar de Sousa
Judson Ferreira Valentim
Marcílio José Thomazini
Murilo Fazolin – Presidente
Rita de Cássia Alves Pereira
Suely Moreira de Melo – Secretária
Tarcísio Marcos de Souza Gondim

Expediente

Coordenação Editorial: Murilo Fazolin
Normalização: Orlane da Silva Maia
Copydesk: Claudia Carvalho Sena / Suely Moreira de Melo
Diagramação e Arte Final: Fernando Farias Sevá / Jefferson Marcks Ribeiro de Lima

THOMAZINI, M.J.; THOMAZINI, A.P.B.W. **A fragmentação florestal e a diversidade de insetos nas florestas tropicais úmidas** Rio Branco: Embrapa Acre, 2000. 21p. (Embrapa Acre. Documentos, 57).

1. Floresta – Inseto – Diversidade. 2. Floresta – Fragmentação. 3. Entomofauna. I. Thomazini, A.P.B.W., colab. II. Embrapa Acre (Rio Branco, AC). III. Título. IV. Série.

CDD 634.967

© Embrapa – 2000

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	5
METODOLOGIAS DE ESTUDO	6
EFEITOS DA FRAGMENTAÇÃO DE FLORESTAS TROPICAIS E DA SUCESSÃO ECOLÓGICA SOBRE A DIVERSIDADE DE INSETOS	9
MEDIDAS DE DIVERSIDADE	12
CONSIDERAÇÕES GERAIS	13
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	15

A FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL E A DIVERSIDADE DE INSETOS NAS FLORESTAS TROPICAIS ÚMIDAS

Marcílio José Thomazini¹
Ariane P. B. W. Thomazini²

INTRODUÇÃO

Fragmentos florestais são áreas de vegetações naturais interrompidas por barreiras antrópicas ou naturais, capazes de diminuir, significativamente, o fluxo de animais, pólen ou sementes (Viana citado por Benedetti & Zani Filho, 1993). A borda, o tipo de vizinhança, o grau de isolamento e o tamanho efetivo dos fragmentos florestais são os principais fatores que devem ser considerados, para medir as alterações dos processos biológicos de determinado ecossistema. O isolamento dos fragmentos florestais causa modificações profundas na dinâmica das populações de animais e vegetais (Viana et al., 1992).

A expansão do uso da terra, que acompanha o crescimento da população humana, resulta na fragmentação dos habitats naturais com a formação de fragmentos florestais de diferentes tamanhos e formas. Essas alterações podem, segundo Bierregaard et al. (1992), resultar no isolamento de populações e até extinção de espécies, reduzindo a biodiversidade local em função, principalmente, da perda de habitats e de uma maior incidência de raios solares entre os fragmentos (Wilcox & Murphy, 1985).

O termo biodiversidade ou diversidade biológica tem recebido diversas definições englobando diferentes aspectos, principalmente a partir de 1980. Lovejoy (1980) empregou-o com o sentido de número de espécies presentes em determinado ambiente. Norse et al. citados por Harper & Hawksworth (1996) ampliaram o uso deste termo referindo-se a três níveis de diversidade biológica: genética (intra-específica), específica (número de espécies) e ecológica (comunidades). Harper & Hawksworth (1996) sugeriram o emprego do termo diversidade de organismos em vez de diversidade específica para englobar também categorias taxonômicas superiores ao nível de espécie.

Nas florestas tropicais, a grande maioria das espécies é muito susceptível a processos de extinção, uma vez que essas espécies ocorrem em densidades populacionais muito baixas e participam de interações ecológicas às vezes muito estreitas e complexas com outras espécies, como as plantas floríferas e seus polinizadores, os predadores e suas presas. Assim, a extinção de uma espécie, que mantém relações de dependência com outras, pode promover o desaparecimento de várias outras com as quais ela interage (Myers, 1987).

Além da perda de espécies provocada pela fragmentação da mata, pode ocorrer, inicialmente, um influxo de espécies para os fragmentos, que podem funcionar como refúgios. Extinção, dispersão e colonização são freqüentes até que ocorra o estabelecimento de um

¹Eng.-Agr., D.Sc., Embrapa Acre, Caixa Postal 392, 69908-970, Rio Branco-AC.

²Eng.-Agr., D.Sc., Bolsista CNPq/Probio/Embrapa Acre.

novo equilíbrio (Lovejoy, 1980).

Na maioria dos casos relatados de fragmentação de florestas tropicais houve perda de espécies por meio, principalmente, da destruição do seu habitat; redução do tamanho da população; inibição ou redução da migração; efeito de borda alterando o microclima, principalmente em fragmentos menores; eliminação de espécies dependentes de outras já extintas, imigração de espécies exóticas para as áreas desmatadas circundantes e, posteriormente, para o fragmento. Espécies raras e com pequena área de distribuição, assim como aquelas que necessitam de habitats muito amplos ou especializados, parecem mais suscetíveis aos efeitos da fragmentação (Turner, 1996).

Também existem relatos sobre o aumento na riqueza de espécies em fragmentos, após algum período de isolamento, como decorrência, provavelmente, de invasões de outras espécies associadas a habitats modificados adjacentes aos fragmentos. Esse é o caso, por exemplo, de sapos e pequenos mamíferos na Amazônia Central (Malcolm, 1997; Tocher et al., 1997).

Os artrópodes correspondem a 75% dos animais sobre a terra, sendo que destes, 89% são insetos (Buzzi & Miyazaki, 1993). Os insetos são adequados para uso em estudos de avaliação de impacto ambiental e de efeitos de fragmentação florestal pois, além de ser o grupo de animais mais numeroso do globo terrestre, com elevadas densidades populacionais, apresentam grande diversidade, em termos de espécies e de habitats, e grande variedade de habilidades para dispersão e seleção de hospedeiros e de respostas à qualidade e quantidade de recursos disponíveis, além de sua dinâmica populacional ser altamente influenciada pela heterogeneidade dentro de um mesmo habitat. Também são importantes pelo seu papel no funcionamento dos ecossistemas naturais atuando como predadores, parasitos, fitófagos, saprófagos, polinizadores, entre outros (Ehrlich et al., 1980; Boer, 1981; Rosenberg et al., 1986; Souza & Brown, 1994; Schoereder, 1997).

Quanto aos insetos, a fragmentação florestal tem sido relacionada à maior duração de surtos de pragas florestais, possivelmente devido a mudanças nas interações entre inimigos naturais e as mesmas, conforme Roland (1993), assim como à maior redução no número de espécies de parasitóides do que de seus hospedeiros fitófagos, de acordo com Kruess & Tschamtkke (1994), e a alterações na composição de polinizadores e na qualidade da polinização (Aizen & Feinsinger, 1994).

Esse documento tem como objetivos caracterizar as conseqüências da fragmentação florestal na diversidade de insetos em florestas tropicais úmidas e relatar também as principais metodologias de estudo e medidas de diversidade da entomofauna.

METODOLOGIAS DE ESTUDO

Os estudos de avaliação da biodiversidade podem ser classificados, de acordo com os seus objetivos, em dois tipos: 1) estudos de monitoramento ou de caracterização de comunidades, avaliando mudanças nos habitats ou ecossistemas ao longo do tempo ou em decorrência de perturbações ambientais (Noss, 1990; Murphy & Noon, 1992; Kremen, 1992); e 2) estudos de inventários anotando os padrões de distribuição geográfica de categorias

taxonômicas ou unidades ecológicas, geralmente com o objetivo de estabelecer áreas de conservação (McKenzie et al. 1989). No primeiro caso, as amostragens são usadas para estimar a distribuição da abundância das espécies, riqueza de espécies da comunidade e complementaridade com outras comunidades. A caracterização da comunidade envolve a triagem dos indivíduos em espécies, mas a identificação das mesmas pode não ser essencial. Em contraste, o inventário visa obter uma precisa lista de espécies (Longino & Colwell, 1997).

Considerando os diferentes aspectos da biodiversidade, diferentes metodologias têm sido utilizadas e/ou sugeridas. A simples contagem do número de espécies presentes em determinado local poderia ser considerada uma medida quantitativa da biodiversidade. Entretanto, Harper & Hawksworth (1996) alertam para o fato de que este tipo de avaliação presume que todas as espécies de diferentes grupos sistemáticos de um determinado local contribuem igualmente para a biodiversidade. Para os autores, a medida da biodiversidade de um local deve informar ainda sobre o grau de diferença entre os habitats sendo, portanto, importante que reflita também as diferenças no número de categorias taxonômicas mais elevadas como gêneros, famílias etc., avaliando a distância taxonômica entre os indivíduos de um local.

Como os artrópodos, em geral, respondem rapidamente a mudanças ambientais e apresentam alta diversidade, são considerados um grupo importante nos estudos sobre biodiversidade (Longino, 1994). A diversidade de insetos influencia a dinâmica dos ecossistemas por intermédio de numerosos mecanismos como decomposição da serrapilheira, polinização, supressão do crescimento de plantas e servindo como presa a carnívoros, Seastedt & Crossley (1984), sendo essas funções classificadas em três categorias, de acordo com o seu papel na dinâmica do ecossistema: exploradores, no papel de herbívoros; parasitóides ou predadores; fornecedores, servindo de hospedeiro ou presa a predadores ou parasitóides; e facilitadores, exercendo funções como polinizadores, vetores de patógenos ou forésia (Miller, 1993).

Estudos recentes, visando avaliar a diversidade de invertebrados por meio de métodos economicamente mais eficientes, podem ser encaixados em uma das seguintes categorias: uso de espécies ou táxons indicadores em vez de todos os táxons; uso de amostragens indicadoras ou mais restritas; utilização de morfoespécies identificadas por não-especialistas; uso de outras categorias taxonômicas no lugar de espécies e extrapolações de, por exemplo, curvas de acumulação de espécies ou modelos paramétricos ou não-paramétricos (Hammond, 1994).

Analisando o uso de táxons indicadores de biodiversidade de artrópodos em florestas na Austrália, Oliver & Beattie (1996) não verificaram correlação entre as riquezas de formigas, besouros e aranhas. Entretanto, dentro de Coleoptera, a riqueza das famílias Carabidae, Scarabaeidae e Pselaphidae foi significativamente correlacionada com a riqueza dentro de todas as outras famílias, sugerindo os autores uma combinação de táxons para levantamento da biodiversidade de invertebrados como formigas e famílias indicadoras de Coleoptera.

Alguns critérios têm sido sugeridos para escolha de organismos indicadores: serem taxonomicamente bem conhecidos e estáveis; apresentarem ciclo de vida e biologia bem conhecidos; o levantamento de sua população ser fácil e rápido; categorias taxonômicas

mais elevadas (ordem, família, tribo e gênero) apresentando ampla distribuição geográfica e em diferentes tipos de habitats; categorias taxonômicas inferiores (espécies e subespécies) com alta especialização de forma a serem bem sensíveis a mudanças em seu habitat; alguma evidência de que os padrões observados na categoria indicadora reflitam-se em outras categorias; importância econômica potencial (Noss, 1990; Pearson & Cassola, 1992). A prioridade de cada um desses critérios depende do tipo de estudo a ser realizado. No caso de estudos de monitoramento, a escolha da categoria indicadora deve priorizar a sensibilidade a mudanças ambientais e, nos estudos de inventários, ênfase deve ser dada à história filogenética e biogeográfica da mesma (Pearson, 1996).

No caso da escolha de grupos de insetos-chave, para estudos em sistemas florestais fragmentados, parecem mais importantes aqueles capazes de provocar mudanças físicas em seu ambiente e regular a disponibilidade de recursos para outras espécies, tais como polinizadores, predadores de sementes, parasitóides e decompositores (Didham et al., 1996).

Dessa forma, lepidópteros em geral têm sido considerados importantes indicadores por atuarem nos ecossistemas florestais desempenhando funções de desfolhadores, decompositores, presas ou hospedeiros de carnívoros, estando a sua diversidade relacionada à reciclagem de nutrientes, dinâmica populacional de plantas e à relação predador-presa de um ecossistema (Silveira Neto et al., 1995; Hammond & Miller, 1998). Assim, as borboletas são muito utilizadas como indicadoras do equilíbrio ambiental, conforme Kremen (1992), Sparrow et al. (1994) e Brown (1997), e como categoria indicadora no levantamento da biodiversidade de invertebrados terrestres (Murphy & Wilcox e Sutton & Collins citados por Hammond & Miller, 1998; Kremen, 1992; Osborn et al., 1999). Daily & Ehrlich (1995) descrevem duas técnicas de avaliação rápida da diversidade de insetos usando borboletas como indicadoras para insetos em geral e borboletas atraídas por frutos em decomposição como indicadoras para todas as borboletas.

Besouros da família Scarabaeidae também são utilizados como grupo indicador em estudos sobre diversidade de insetos ou artrópodos sendo também considerados importantes em estudos sobre fragmentação florestal, uma vez que o alimento de grande parte deste grupo (fezes e carcaças) é produzido por organismos fortemente afetados por este processo, como primatas e outros mamíferos de grande porte e pássaros, Lovejoy et al. (1986), sendo um grupo importante na reciclagem de nutrientes do solo, no controle de alguns parasitos de vertebrados e na dispersão de sementes (Klein, 1989). Também os coleópteros da família Carabidae têm sido sugeridos para uso como indicadores em programas para levantamento da biodiversidade por apresentarem grande variabilidade morfológica, taxonômica, comportamental e ecológica e por serem abundantes e sensíveis a mudanças ambientais (Niemelä & Kotze, 2000).

Abelhas da subfamília Euglossinae também são utilizadas para avaliar efeitos da fragmentação florestal por serem importantes agentes polinizadores de Orchidaceae, Lecythidaceae, Apocynaceae, Solanaceae, Bignoniaceae, Leguminosae, Rubiaceae e Marantaceae. Fragmentos florestais pequenos demais para suportar espécies destas abelhas poderiam apresentar um declínio na riqueza de espécies de plantas (Powell & Powell, 1987; Becker et al., 1991).

As formigas também são citadas como possível grupo indicador de biodiversidade e de perturbação ambiental (Roth et al., 1994; Armbrrecht & Ulloa, 1997; Brown, 1997; Osborn et al., 1999). Longino & Colwell (1997) estudaram metodologias para realização de inventários de formigas em florestas neotropicais, sugerindo que sejam feitas amostragens tanto da região de serrapilheira/solo como da vegetação, visando obter um maior número possível de espécies do local. Já a estratificação das coletas em diferentes tipos de florestas, solo, espécies de árvores ou no tempo não aumentou muito a eficiência do inventário e por isso pode ser dispensada se representar um custo elevado.

Outro grupo de insetos bastante utilizado nesse tipo de estudo é o dos cupins, uma vez que são de grande importância, principalmente nos trópicos, atuando como mediadores de processos ecológicos, desempenhando importante papel na reciclagem de matéria orgânica de origem vegetal, e também como pragas agrícolas e florestais, sendo sua riqueza em espécies e abundância maior nas florestas tropicais (Fittkau & Klinge, 1973; Matsumoto, 1976; Eggleton et al., 1995).

Entretanto, nem sempre as áreas com elevado número de espécies de determinado táxon são ricas em espécies de outro táxon e também contêm espécies raras ou restritas, conforme levantamentos de borboletas, pássaros, libélulas e algumas plantas realizados por Prendergast et al. (1993), fazendo com que as decisões para escolha de reservas baseadas apenas nos dois critérios mais populares (riqueza em espécies e raridade) e somente para um ou poucos táxons possam não garantir proteção adequada para muitos organismos.

Quanto à utilização de amostragens indicadoras ou mais restritivas, Landau et al. (1999) compararam dois métodos de amostragem de diversidade de mariposas por meio de armadilha luminosa, sendo um por intermédio de coletas intensivas em curto espaço de tempo (durante 1 mês) e o outro com o mesmo número de coletas, mas efetuadas com intervalos de tempo relativamente mais longo (durante 8 meses). As coletas intensivas foram significativamente diferentes das coletas em maior espaço de tempo, apresentando um menor número de espécies coletadas por este método. Comparando amostragens feitas em alguns meses com aquelas feitas durante todo o ano, Oliver & Beattie (1996) também observaram diferenças significativas entre elas, verificando que as amostragens mais representativas foram aquelas realizadas no verão e primavera.

Em relação à utilização de morfoespécies, para avaliação mais rápida da diversidade de artrópodos, Oliver & Beattie (1996) observaram grande concordância com inventários convencionais identificados por especialistas, sugerindo o uso cuidadoso de morfoespécies para o levantamento e monitoramento da biodiversidade de invertebrados.

EFEITOS DA FRAGMENTAÇÃO DE FLORESTAS TROPICAIS E DA SUCESSÃO ECOLÓGICA SOBRE A DIVERSIDADE DE INSETOS

Alguns dos primeiros estudos visando avaliar o efeito da fragmentação de florestas tropicais sobre insetos foram realizados em Manaus, dentro do projeto “Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais” (Lovejoy et al., 1986). Powell & Powell (1987) avaliaram, durante o período seco, a dinâmica populacional de machos de abelhas da subfamília Euglossinae em

fragmentos recentes de 1, 10 e 100 ha e clareiras comparando os dados com aqueles obtidos antes do isolamento (fragmentação). Observaram redução no número de indivíduos visitantes assim como na composição das espécies nas áreas fragmentadas.

Após cinco anos, Becker et al. (1991) retornaram ao local para verificar se persistiam os efeitos observados logo depois do isolamento dos fragmentos. Constataram maior número de abelhas no período úmido e, contrariamente ao verificado no estudo anterior, a abundância das abelhas foi maior nos fragmentos de 10 e 100 ha do que na mata contínua. Apenas os fragmentos de 1 ha apresentaram menor número de indivíduos e de espécies. Os autores atribuíram essas diferenças ao fato de que, aparentemente, o número dessas abelhas pode variar muito numa pequena distância, sugerindo a realização de trabalhos com maior número de amostragens por local.

Avaliando o impacto do desmatamento sobre a abundância e riqueza de abelhas Euglossinae, Morato (1994) coletou maior número de machos na mata do que na borda e derrubada. Já o número de espécies não diferiu muito entre os ambientes estudados ocorrendo, entretanto, diferenças com relação à composição de espécies.

Klein (1989) realizou, em Manaus, coletas de besouros da subfamília Scarabaeinae durante os meses de maio a julho, em fragmentos (de 2 a 6 anos) de 1e 10 ha, clareiras e áreas de florestas não perturbadas. Os fragmentos apresentaram menor riqueza de espécies, maior número de espécies raras e populações mais esparsas do que as áreas de floresta contínua, sendo essas diferenças mais pronunciadas nos pequenos fragmentos (1 ha) mas também observadas nos fragmentos de 10 ha.

Também em Manaus, Souza & Brown (1994), trabalhando com cupins, observaram maior riqueza de espécies em floresta contínua do que em fragmentos, com os maiores fragmentos apresentando maior número de espécies do que os menores. *Neocapritermes* spp. foram restritos aos fragmentos, enquanto *Nasutitermes* spp., exceto duas espécies, e *Velocitermes* spp. foram típicos de floresta contínua.

A taxa de decomposição da serrapilheira, nesta mesma região de Manaus, foi semelhante no centro dos fragmentos de 10 e 100 ha e na mata contínua, sendo marcadamente superior àquela observada por Didham (1998) no interior de fragmentos de 1 ha, onde também foi observado por Souza & Brown (1994) a menor riqueza de cupins.

No Estado do Pará, Bandeira (1989) observou redução em torno de 50% no número de espécies de cupins da mata primária para a pastagem. A proporção de espécies com diferentes hábitos alimentares foi semelhante nas duas áreas.

Eggleton et al. (1995) avaliaram, em Camarões, a riqueza de espécies de cupins em um gradiente ambiental variando desde florestas tropicais (florestas secundárias antigas de 30 e 70 anos) até clareiras. Ocorreu uma grande redução na riqueza de espécies nos ambientes mais perturbados quando comparados com as diferentes florestas e, dentre estas, a riqueza foi numericamente superior na floresta secundária de 30 anos e na floresta plantada do que na secundária mais antiga (70 anos). Cupins de solo predominaram nas florestas secundárias antigas, sendo o seu número muito reduzido nos ambientes bastante perturbados, o que não ocorreu com os cupins de madeira.

Examinando o mesmo gradiente ambiental em relação a oito grupos de animais

(pássaros, borboletas, besouros voadores, besouros do dossel, formigas do dossel, formigas da serrapilheira, cupins e nematóides de solo), Lawton et al. (1998) observaram que a riqueza de espécies geralmente declinou com o aumento da perturbação ambiental, mas nenhum grupo serviu como um bom indicador para mudanças na riqueza de espécies de outros grupos.

Em relação a formigas de serrapilheira, Belshaw & Bolton (1993) não observaram diferenças quanto à composição e riqueza de espécies em áreas de floresta primária, secundária (8 a 40 anos) e plantios comerciais de cacau. Os autores sugerem que após dez anos ou mais as espécies da floresta primária estariam novamente na serrapilheira destes novos habitats. Provavelmente, esses três diferentes habitats ofereçam um semelhante microhabitat formado pela serrapilheira. As áreas remanescentes de florestas primárias seriam necessárias como fontes para a recolonização destes mesmos habitats alterados.

Ambrecht & Ulloa (1997) avaliaram vários pequenos fragmentos de floresta secundária (4 a 15 ha) e áreas adjacentes de cultivo, na Colômbia, em relação à diversidade de formigas por intermédio de diversos métodos e locais de coleta. Todos os fragmentos apresentaram maior riqueza faunística em espécies de formigas do que suas respectivas áreas adjacentes.

Visando avaliar o efeito da derrubada seletiva sobre a diversidade de borboletas de florestas tropicais na Indonésia, Hill et al. (1995) relataram a ocorrência de maior riqueza de espécies, abundância e uniformidade nas florestas sem derrubada. Vale ressaltar que os autores utilizaram para comparação florestas primárias sem derrubada e florestas secundárias com derrubada e que, portanto, este efeito relatado pode ser também (ou somente) em função dos diferentes estágios de sucessão ecológica.

Contrariamente, Spitzer et al. (1997), estudando o efeito de pequenos distúrbios em florestas tropicais úmidas (pequenas clareiras dentro da mata) sobre a comunidade de borboletas (Papilionoidea), observaram que a riqueza de espécies e diversidade foi maior nas pequenas clareiras. Entretanto, as espécies mais características da vegetação fechada apresentaram maior endemismo, sendo, portanto, importante a conservação destes habitats. Spitzer et al. (1993) também observaram maior endemismo de espécies de borboletas em florestas tropicais primárias do Vietnã, enquanto as espécies associadas a matas perturbadas apresentaram distribuição geográfica bem mais ampla e população maior. Borboletas dos habitats perturbados apresentam capacidade de voar por cima do dossel de grandes florestas e de se estabelecer também em pequenas clareiras na floresta. Contrariamente, as espécies do sub-bosque são encontradas quase que exclusivamente nesse ambiente.

Brown citado por Schierholz (1991) constatou que o número de espécies de borboletas nas bordas dos fragmentos atinge níveis mais altos que os registrados antes do processo de isolamento. O autor comenta que são as borboletas heliófilas que habitam a mata secundária e invadem a floresta até 300 m para o interior desta.

O tamanho de um fragmento parece ser menos importante do que o efeito de borda e a diversificação do habitat para prever a riqueza local. Fatores que contribuem para a heterogeneidade ou conectividade (topografia, clima e distúrbios) mostram clara correlação com a riqueza de insetos, enquanto outros fatores como vegetação, solo, latitude e superfície permanente de água apresentam baixa correlação (Brown, 1997).

A avaliação de pequenos distúrbios em florestas em Trinidad, causados pela queda e

retirada de árvores, também revelou maior riqueza de borboletas nos ambientes perturbados (Wood & Gillman, 1998). Tendência semelhante em relação a distúrbios pouco maiores foi relatada por Hamer et al. (1997) que observaram maior diversidade de espécies de borboletas em florestas secundárias não protegidas do que em florestas menos perturbadas na Indonésia, e que as espécies de maior ocorrência nas florestas não perturbadas apresentaram distribuição geográfica limitada, contrariamente às espécies de maior densidade nas florestas secundárias, que apresentaram ampla distribuição geográfica.

Diferenças na composição de espécies de borboletas em fragmentos florestais, com diferentes graus de perturbação, também foram constatadas por Daily & Ehrlich (1995) na Costa Rica onde observaram, nos fragmentos mais depauperados, ausência de Charaxinae e Nymphalinae e grande abundância de *Cissia satyrina* (Satyrinae).

De modo geral, parece que níveis intermediários de perturbações em florestas tropicais, principalmente aquelas bem próximas dos níveis de perturbações naturais em florestas primárias, podem aumentar a riqueza de espécies de insetos, sendo os níveis de alterações variáveis em função dos diferentes táxons, conforme Eggleton et al. (1995), Brown (1997), Spitzer et al. (1997) e Wood & Gillman (1998), ocorrendo, entretanto, a eliminação de algumas espécies e genes sensíveis mesmo em níveis muito baixos de distúrbios ambientais (Brown, 1997). Já perturbações de maior grandeza como desmatamentos e formação de pastagens, assim como a conseqüente formação de pequenos fragmentos de florestas primárias, parecem, de maneira geral, levar a uma perda na riqueza e/ou diversidade de espécies de diversos grupos de insetos. Segundo Brown (1997), paisagens com mais de 30% de conversão de florestas, incluindo a derrubada seletiva de árvores, apresentam alterações irreversíveis na composição de espécies de borboletas, com perdas de muitos componentes da comunidade deste grupo.

MEDIDAS DE DIVERSIDADE

As medidas de diversidade de espécies podem ser classificadas em três categorias: índices de riqueza; modelos de abundância e índices baseados na abundância proporcional. No primeiro caso, é dada maior ênfase ao número de espécies existentes. No segundo caso, prioriza-se a uniformidade entre as abundâncias das espécies e no terceiro, procura-se considerar riqueza e uniformidade como uma única medida (Magurran, 1988).

Os índices de riqueza de espécies podem considerar o número de espécies por número de indivíduos, por biomassa ou ainda por área, destacando-se, pela sua facilidade de cálculo, os índices de diversidade de Margalef ($D = (S - 1) / \ln N$) e de Menhinick ($D = S / \sqrt{N}$) citados por Magurran (1988) que combinam o número total de espécies coletadas (S) com o número total de indivíduos (N), sendo o primeiro bastante adequado em estudos com insetos (Silveira Neto et al., 1976). Esses índices não permitem, entretanto, a distinção entre comunidades que possuem o mesmo número de espécies e o mesmo número total de indivíduos, desconsiderando a uniformidade das abundâncias das espécies das comunidades avaliadas (Brower et al., 1990).

May (1996) considera os modelos de abundância de espécies mais adequados para avaliar a diversidade de espécies, sendo a diversidade comparada em relação a quatro modelos de distribuição: log normal, série geométrica, série logarítmica e o modelo da vara quebrada. Na série geométrica poucas espécies são dominantes e as restantes apresentam abundância muito baixa. Nos casos da série logarítmica e log normal as espécies de abundância intermediária são mais comuns. No modelo da vara quebrada as espécies seriam igualmente abundantes (Magurran, 1988).

No caso específico de insetos, Hill et al. (1995) sugeriram, com base em estudos de borboletas na Indonésia, que a não-adequação da distribuição das abundâncias ao modelo log normal poderia ser usada como indicador de distúrbios em ecossistemas de florestas tropicais úmidas, pois observaram que apenas a distribuição de borboletas em florestas sem derrubada adequou-se ao modelo log normal, o que não ocorreu com a comunidade de borboletas nas florestas com derrubada, tendência também observada por Hamer et al. (1997). Entretanto, Nummelin (1998) trabalhando com Cassidinae, Coccinellidae e Acridoidea em florestas tropicais na Uganda observou que, tanto nas florestas não perturbadas como naquelas com derrubadas, as distribuições de abundância das espécies não diferiram significativamente da distribuição log normal. Com base nisso, o autor alerta para o fato de que nem sempre este modelo pode ser usado como indicador de perturbação ambiental em florestas tropicais úmidas.

Para comparar diversidade entre comunidades é necessário que a distribuição de abundância em todas as comunidades tenha aderência a um único modelo. Quando isso não acontece é mais conveniente usar uma medida de riqueza ou os índices de diversidade baseados na abundância proporcional das espécies, também chamados índices de heterogeneidade. O mais usado é o índice de Shannon ($H' = -\sum p_i \ln p_i$, onde p_i é a proporção de indivíduos encontrados na espécie i) o qual presume que todos os indivíduos são coletados aleatoriamente de uma população indefinidamente grande e que todas as espécies estão representadas na amostra (Magurran, 1988; Martins & Santos, 1999).

Quando não se pode garantir a aleatoriedade de uma amostra, como é o caso da coleta de insetos com armadilha luminosa, em que diferentes espécies de insetos são diferentemente atraídas pela luz ou quando todos os indivíduos de uma comunidade são contados, o índice de Brillouin [$H_B = (\ln N! - \sum \ln n_i!)/N$, onde n_i é o número de indivíduos pertencentes à espécie i], torna-se mais apropriado (Magurran, 1988).

CONSIDERAÇÕES GERAIS

De modo geral, sugere-se a utilização dos seguintes grupos em trabalhos de levantamento e monitoramento da biodiversidade de insetos em fragmentos florestais: lepidópteros (borboletas no caso de avaliações mais rápidas); coleópteros, principalmente pertencentes às famílias Scarabaeidae e Carabidae; himenópteros (Formicidae e abelhas da subfamília Euglossinae) e cupins.

Pela combinação de algumas técnicas de coleta é possível ter uma idéia da diversidade

de insetos em diferentes estratos florestais. As coletas podem ser feitas por meio de armadilha luminosa para captura de insetos de hábito noturno, como mariposas. Por este método de coleta, pode-se ter idéia também da diversidade de insetos de várias outras ordens. Já as borboletas podem ser coletadas por intermédio de iscas de frutos em decomposição e/ou armadilhas do tipo Malaise.

Outro método de coleta também bastante útil e eficaz é a utilização de armadilhas de solo do tipo "pitfall" para coleta tanto de besouros das famílias Scarabaeidae e Carabidae, como também de formigas. No caso dos Scarabaeidae, as armadilhas podem também conter uma pequena quantidade de fezes de animais para maior atração dos insetos. Formigas também podem ser amostradas pela coleta da serrapilheira e posterior extração dos insetos por meio de funil de Berlese ou extrator de Winkler. Machos de Euglossinae podem ser capturados pela utilização de iscas odoríferas contendo uma das seguintes substâncias: cineol, metil salicilato, benzil acetato ou eugenol.

Quanto aos cupins, podem ser coletados nos diferentes locais por eles explorados (base de árvores, galerias em troncos, ninhos arbóreos, solo etc.). Cupins de solo podem também ser mais facilmente coletados por intermédio de iscas de papelão corrugado enterradas no solo.

Resultados muito variáveis têm sido encontrados quanto à alteração na diversidade de insetos em função de fragmentação, desmatamentos ou diferentes estágios de sucessão ecológica. Em alguns casos, esses distúrbios estão associados à redução na diversidade de espécies de insetos e, em outros casos, contrariamente, esses fatores estão associados até a um aumento na diversidade local. Portanto, não se podem fazer generalizações quanto a esse assunto. Há necessidade de realizar estudos nas diferentes regiões de interesse na conservação da diversidade tanto de insetos como da comunidade em geral, antes da escolha dos locais, assim como do tamanho da área a ser conservada, avaliando também a opção de conservar ou não florestas secundárias da região.

O tamanho mínimo de um fragmento, capaz de sustentar a diversidade de insetos pré-existente em uma floresta tropical, pode variar conforme a região em função de diferenças no clima, solo, grau de endemismo e tipo de distribuição das espécies. Florestas secundárias também podem abrigar grande diversidade de insetos, sendo que a variação na idade e tamanho das mesmas pode influenciar essa diversidade. No caso da utilização de florestas secundárias, para manutenção de diversidade de insetos, deve-se considerar a sua conectividade com florestas primárias.

Alguns fragmentos florestais, de umas poucas dezenas de hectares de área, podem conter um grande número de espécies da flora regional. Muitas espécies de plantas e animais podem sobreviver em florestas produtoras de madeira. Alguns animais podem utilizar florestas plantadas ou secundárias que cercam os fragmentos de floresta primária. Todos estes fatores contribuem para a sobrevivência de espécies (Withmore, 1997).

Na escolha de locais para unidades de conservação é importante considerar, além da diversidade de espécies, a ocorrência de maior número de espécies endêmicas, ou seja, exclusivas daquela região.

Em florestas comerciais (eucalipto, pinus, seringueira etc.), sistemas agroflorestais ou

mesmo outras culturas, a manutenção ou incremento na diversidade de insetos pode ser alcançada pela manutenção de fragmentos de florestas nativas nas proximidades ou mesmo intercalados, como demonstrado por Zanuncio et al. (1998) em plantios de *Eucaliptus cloeziana*. A maior diversidade de insetos nestes sistemas tende a diminuir a probabilidade de surtos de pragas florestais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AIZEN, M.A.; FEINSINGER, P. Forest fragmentation, pollination and plant reproduction in a Chaco dry forest, Argentina. **Ecology**, v.75, n.2, p.330-351, 1994.
- ARMBRECHT, I.; ULLOA, P.C. Composición y diversidad de hormigas en bosques secos relictuales y sus alrededores, en el Valle del Cauca, Colombia. **Revista Colombiana de Entomología**, v.23, n.1-2, p.45-50, 1997.
- BANDEIRA, A.G. Análise da termitofauna (Insecta: Isoptera) de uma floresta primária e de uma pastagem na Amazônia Oriental, Brasil. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Série Zoologia**, v.5, n.2, p.225-241, 1989.
- BECKER, P.; MOURE, J.S.; PERALTA, F.J.A. More about euglossine bees in Amazonian forest fragments. **Biotropica**, v.23, n.4b, p.586-591, 1991.
- BELSHAW, R.; BOLTON, B. The effect of forest disturbance on the leaf litter ant fauna in Ghana. **Biodiversity and Conservation**, v.2, p.656-666, 1993.
- BENEDETTI, V.; ZANI FILHO, J. Metodologia para caracterização de fragmentos florestais em projetos agro-silviculturais. In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 7., 1993, Curitiba, PR. **Anais...** Curitiba: SBS/SBEF, 1993. v.2, p.400-401.
- BIERREGAARD, R.O.; LOVEJOY, T.E.; KAPOV, V.; SANTOS, A.A.; HUTCHINGS, W. The biological dynamics of tropical rainforest fragments. **BioSciences**, v.42, p.859-866, 1992.
- BOER, P.J. On the survival of populations in a heterogeneous and variable environment. **Oecologia**, v.50, p.39-53, 1981.
- BROWER, J.E.; ZAR, J.; ENDE, C. **Field and laboratory methods for general ecology**. 3.ed. Dubuque: W.C. Brown Publishers, 1990. 237p.
- BROWN JUNIOR, K.S. Diversity, disturbance and sustainable use of neotropical forests: insects as indicators for conservation monitoring. **Journal of Insect Conservation**, v.1, n.1, p.25-42, 1997.

- BROWN JUNIOR, K.S. Butterflies as indicators for conservation in fragmented landscapes in the Neotropics. In: INTERNATIONAL CONGRESS OF ENTOMOLOGY, 21., 2000, Foz do Iguaçu, PR. **Abstracts**: book 1... Foz do Iguaçu: Embrapa Soja, 2000. p.107.
- BUZZI, Z.J.; MIYAZAKI, R.D. **Entomologia didática**. Curitiba: UFPR, 1993. 262p.
- DAILY, G.C.; EHRLICH, P.R. Preservation of biodiversity in small rainforest patches: rapid evaluations using butterfly trapping. **Biodiversity and Conservation**, v.4, p. 35-55, 1995.
- DIDHAM, R.K. Altered leaf-litter decomposition rates in tropical forest fragments. **Oecologia**, v.115, p.397-406, 1998.
- DIDHAM, R.K.; GHAZOUL, J.; STORK, N.E.; DAVIS, A.J. Insects in fragmented forests: a functional approach. **Tree**, v.11, n.6, p.255-260, 1996.
- EGGLETON, P.; BIGNELL, D.E.; SANDS, W.A.; WAITE, B.; WOOD, T.G.; LAWTON, J.H. The species richness of termites (Isoptera) under differing levels of forest disturbance in the Mbalmayo Forest Reserve, Southern Cameroon. **Journal of Tropical Ecology**, v.11, p.85-98, 1995.
- EHRLICH, P.R.; MURPHY, D.D.; SINGER, M.C.; SHERWOOD, C.B.; WHITE, R.R.; BROWN, I.L. Extinction, reduction, stability and increase: the response of checkerspot butterflies to the California drought. **Oecologia**, v.46, p.101-105, 1980.
- FITTKAU, E.J.; KLINGE, H. On biomass and trophic structure of the Central Amazonian rain forest ecosystem. **Biotropica**, v.5, n.1, p.2-14, 1973.
- HAMER, K.C.; HILL, J.K.; LACE, L.A.; LANGAN, A.M. Ecological and biogeographical effects of forest disturbance on tropical butterflies of Sumba, Indonesia. **Journal of Biogeography**, v.24, p.67-75, 1997.
- HAMMOND, P.M. Practical approaches to the estimation of the extent of biodiversity in speciose groups. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B**, v.345, p.119-136, 1994.
- HAMMOND, P.C.; MILLER, J.C. Comparison of the biodiversity of Lepidoptera within three forested ecosystems. **Annals of the Entomological Society of America**, v.91, n.3, p.323-328, 1998.
- HARPER, J.L.; HAWKSWORTH, D.L. Preface. In: HAWKSWORTH, D.L., ed. **Biodiversity measurement and estimation**. London: Chapman & Hall, 1996. p.5-12.

- HILL, J.K.; HAMER, K.C.; LACE, L.A.; BANHAM, W.M.T. Effects of selective logging on tropical forest butterflies on Buru, Indonesia. **Journal of Applied Ecology**, v.32, p.754-760, 1995.
- KLEIN, B.C. Effects of forest fragmentation on dung and carrion beetle communities in Central Amazonia. **Ecology**, v.70, n.6, p.1715-1725, 1989.
- KREMEN, C. Assessing the indicator properties of species assemblages for natural areas monitoring. **Ecological Applications**, v.2, p. 203-217, 1992.
- KRUESS, A.; TSCHARNTKE, T. Habitat fragmentation, species loss, and biological control. **Science**, v.264, p.1581-1584, 1994.
- LANDAU, D.; PROWELL, D.; CARLTON, C.E. Intensive versus long-term sampling to assess lepidopteran diversity in a southern mixed mesophytic forest. **Annals of the Entomological Society of America**, v.92, n.3, p.435-441, 1999.
- LAWTON, J.H.; BIGNELL, D.E.; BOLTON, B. et al. Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. **Nature**, v.391, n.1, p.72-76, 1998.
- LONGINO, J.T. How to measure arthropod diversity in a tropical rainforest. **Biology International**, v.28, p.3-13, 1994.
- LONGINO, J.T.; COLWELL, R.K. Biodiversity assessment using structured inventory: capturing the ant fauna of a tropical rain forest. **Ecological Applications**, v.7, n.4, p.1263-1277, 1997.
- LOVEJOY, T.E. Foreword. In: SOULÉ, M.E.; WILCOX, B.A, eds. **Conservation biology: an evolutionary-ecological perspective**. Sunderland: Sinauer Associates, 1980. p.5-9.
- LOVEJOY, T.E.; BIERREGAARD JUNIOR, R.O.; RYLANDS, A.B. et al. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: SOULÉ, M.E., ed. **Conservation biology: the science of scarcity and diversity**. Sunderland: Sinauer Associates, 1986. p.257-285.
- MAGURRAN, A.E. **Ecological diversity and it's measurement**. London: Croom Helm, 1988. 179p.
- MALCOLM, J.R. Biomass and diversity of small mammals in amazonian forest fragments. In: LAURANCE, W.F.; BIERREGAARD, R.O., eds. **Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities**. 1997. Resumo dos capítulos. Disponível: site University of Chicago Press. URL: <http://www.press.uchicago.edu/Misc/Chicago/468984.html> Consultado em 08 jan. 2000.

- MARTINS, F.R.; SANTOS, F.A.M. Técnicas usuais de estimativa da biodiversidade. **Revista Holos**, p.236-267, 1999. 1 CD-ROM.
- MATSUMOTO, I. The role of termites in an equatorial rain forest ecosystem of west Malaysia I. Population density, biomass, carbon, nitrogen and caloric content and respiration rate. **Oecologia**, v.22, p.153-178, 1976.
- MAY, R.M. Conceptual aspects of the quantification of the extent of biological diversity. In: HAWKSWORTH, D.L., ed. **Biodiversity measurement and estimation**. London: Chapman & Hall, 1996. p.13-20.
- MCKENZIE, N.L.; BELBIN, L.; MARGULES, C.R.; KEIGHERY, G.J. Selecting representative reserve systems in remote areas: a case study in the Nullarbor region, Australia. **Biological Conservation**, v.50, p.239-261, 1989.
- MILLER, J.C. Insect natural history, multispecies interactions and biodiversity in ecosystems. **Biodiversity Conservation**, v.2, p.233-241, 1993.
- MORATO, E.F. Abundância e riqueza de machos de Euglossini (Hymenoptera: Apidae) em mata de terra firme e áreas de derrubada, nas vizinhanças de Manaus (Brasil). **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Série Zoologia**, v.10, n.1, p.95-105, 1994.
- MURPHY, D.D.; NOON, B.R. Integrating scientific methods with habitat conservation planning: reserve design for Northern Spotted Owls. **Ecological Applications**, v.2, p.3-17, 1992.
- MYERS, N. The extinction spasm impending: synergisms at work. **Conservation Biology**, v.1, n.1, p.14-21, 1987.
- NIEMELÄ, J.; KOTZE, J. Assessing anthropogenic impacts on biodiversity using carabids: a global network. In: INTERNATIONAL CONGRESS OF ENTOMOLOGY, 21., 2000, Foz do Iguaçu, PR. **Abstracts**: book 1. Foz do Iguaçu: Embrapa Soja, 2000. p.106.
- NOSS, R.F. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. **Conservation Biology**, v.4, p.355-364, 1990.
- NUMMELIN, M. Log-normal distribution of species abundances is not a universal indicator of rain forest disturbance. **Journal of Applied Ecology**, v.35, p.454-457, 1998.
- OLIVER, I.; BEATTIE, A.J. Designing a cost-effective invertebrate survey: a test of methods for rapid assessment of biodiversity. **Ecological Applications**, v.6, n.2, p.594-607, 1996.

- OSBORN, F.; GOITIA, W.; CABRERA, M.; JAFFE, K. Ants, plants and butterflies as diversity indicators: comparison between strata at six forest sites in Venezuela. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v.34, n.1, p.59-64, 1999.
- PEARSON, D.L. Selecting indicator taxa for the quantitative assessment of biodiversity. In: HAWKSWORTH, D.L., ed. **Biodiversity measurement and estimation**. London: Chapman & Hall, 1996. p.75-79.
- PEARSON, D.L.; CASSOLA, F. World-wide species richness patterns of tiger beetles (Coleoptera: Cicindelidae): indicator taxon for biodiversity and conservation studies. **Conservation Biology**, v.6, p.376-391, 1992.
- POWELL, A.H.; POWELL, G.V.N. Population dynamics of male euglossine bees in Amazonian forest fragments. **Biotropica**, v.19, n.2, p.176-179, 1987.
- PRENDERGAST, J.R.; QUINN, R.M.; LAWTON, J.H.; EVERS HAM, B.C.; GIBBONS, D.W. Rare species, the coincidence of diversity hotspots and conservation strategies. **Nature**, v.365, p.335-337, 1993.
- ROLAND, J. Large-scale forest fragmentation increases the duration of tent caterpillar outbreak. **Oecologia**, v.93, p.25-30, 1993.
- ROSENBERG, D.M.; DANKS, H.V.; LEHMKUHL, D.M. Importance of insects in environmental impact assessment. **Environmental Management**, v.10, n.6, p.773-783, 1986.
- ROTH, D.S.; PERFECTO, I.; RATHCKE, B. The effects of management systems on ground foraging ant diversity in Costa Rica. **Ecological Applications**, v.4, n.3, p.423-436, 1994.
- SCHIERHOLZ, T. Dinâmica biológica de fragmentos florestais. **Ciência Hoje**, v.12, n.71, p.22-9, 1991.
- SCHOEREDER, J.H. Comunidades de formigas: bioindicadores do estresse ambiental em sistemas naturais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENTOMOLOGIA, 16., 1997, Salvador, BA. **Resumos...** Salvador: SEB/EMBRAPA-CNPMF, 1997. p.233.
- SEASTEDT, T.R.; CROSSLEY, D.A. The influence of arthropods on ecosystems. **Bioscience**, v.34, p.157-161, 1984.
- SILVEIRA NETO, S.; MONTEIRO, R.C.; ZUCCHI, R.A.; MORAES, R.C.B. Uso da análise faunística de insetos na avaliação do impacto ambiental. **Scientia Agricola**, v.52, n.1, p.9-15, 1995.

- SILVEIRA NETO, S.; NAKANO, O.; BARBIN, D.; VILLA NOVA, N.A. **Manual de ecologia dos insetos**. Piracicaba: Ceres, 1976. 419p.
- SOUZA, O.F.F. de; BROWN, V.K. Effects of habitat fragmentation on Amazonian termite communities. **Journal of Tropical Ecology**, v.10, p.197-206, 1994.
- SPARROW, H.; SISK, T.; EHRLICH, P.; MURPHY, D. Techniques and guidelines for monitoring Neotropical butterflies. **Conservation Biology**, v.8, p.800-809, 1994.
- SPITZER, K.; JAROS, J.; HAVELKA, J.; LEPS, J. Effect of small-scale disturbance on butterfly communities of an indochinese montane rainforest. **Biological Conservation**, v.80, p.9-15, 1997.
- SPITZER, K.; NOVOTNY, V.; TONNER, M.; LEPS, J. Habitat preferences, distribution and seasonality of the butterflies (Lepidoptera, Papilionoidea) in a montane tropical rain forest, Vietnam. **Journal of Biogeography**, v.20, p.109-121, 1993.
- TURNER, I.M. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. **Journal of Applied Ecology**, v.33, p.200-209, 1996.
- TOCHER, M.D.; GASCON, C.; ZIMMERMAN, B.I. Fragmentation effects on a central amazonian frog community: a ten-year study. In: LAURANCE, W.F.; BIERREGAARD, R.O., eds. **Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities**. 1997. Resumo dos capítulos. Disponível: site University of Chicago Press. URL: <http://www.press.uchicago.edu/Misc/Chicago/468984html> Consultado em 08 jan. 2000.
- VIANA, V.M.; TABANEZ, A.J.A.; MARTINEZ, J.L.A. Restauração e manejo de fragmentos florestais. In: CONGRESSO NACIONAL SOBRE ESSÊNCIAS NATIVAS, 2., 1992, São Paulo, SP. **Conservação da biodiversidade: anais...** São Paulo: Instituto Florestal, 1992. P.400-406.
- WHITHMORE, T.C. Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss. In: LAURANCE, W.F.; BIERREGAARD, R.O., eds. **Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities**. 1997. Resumo dos Capítulos. Disponível: site University of Chicago Press. URL: <http://www.press.uchicago.edu/Misc/Chicago/468984html> Consultado em 08 jan. 2000.
- WILCOX, B.A.; MURPHY, D.D. Conservation strategy: the effects of the fragmentation on extinction. **The American Naturalist**, v.125, p.879-887, 1985.

WOOD, B.; GILLMAN, M.P. The effects of disturbance on forest butterflies using two methods of sampling in Trinidad. **Biodiversity and Conservation**, v.7, p.597-616, 1998.

ZANUNCIO, J.C.; MEZZOMO, J.A.; GUEDES, R.N.C.; OLIVEIRA, A.C. Influence of strips of native vegetation on Lepidoptera associated with *Eucalyptus cloeziana* in Brazil. **Forest Ecology and Management**, v.108, p.85-90, 1998.