

# A diversidade diferencial beta de Coleoptera (Insecta) em uma paisagem antropizada do Bioma Araucária<sup>1</sup>

Renato C. Marinoni<sup>2,4</sup> & Norma G. Ganho<sup>3,4</sup>

<sup>1</sup>Contribuição número 1545 do Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná.

<sup>2</sup>Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná, Caixa Postal 19020, 81531-980 Curitiba-PR, Brasil. rcmari@ufpr.br

<sup>3</sup>Centro de Ciências Agrárias e Ambientais, Pontifícia Universidade Católica do Paraná, Caixa Postal 129, 83010-500 São José dos Pinhais-PR, Brasil. jomario@uol.com.br

<sup>4</sup>Bolsistas do CNPq.

**ABSTRACT.** Beta differential diversity of Coleoptera (Insecta) in an anthropized landscape of the Bioma Araucaria. This study is part of an ongoing project on factors affecting abundance of coleopterans in the Vila Velha State Park, Ponta Grossa, Paraná (PROVIVE). We assessed beta diversity changes as a function of anthropogenic disturbance levels for insects in a forest fragment of the Bioma Araucaria (*Floresta Ombrófila Mista*). We stratified the study area into five disturbance regions: 1. a managed transitional forest-grass area; 2. an *Araucaria angustifolia* forest plantation without any management; 3. an early/middle vegetational succession area; 4. a middle/late vegetational succession area, and 5. a late vegetational succession area in advanced stage. We collected insects weekly using malaise traps for a period of 52 weeks from September 1999 to August 2000. We collected 10,822 beetles from 1,659 species. Beta diversity indices indicated high turnover rates among sampling areas. Highest beta diversity was observed between transitional forest-grass area and forested areas. The successional areas were the most similar. Among successional areas, beta diversity was highest between advanced succession and the early succession areas. We show that high insect diversity can be maintained by preserving biodiversity hotspots within the study area, as well as maintaining a mosaic of sites with different vegetational successions and native flora plantation. Additionally, coleopteran diversity was sensitive to habitat alteration, which may make this taxon a good indicator for disturbance of forested regions.

**KEYWORDS.** Beta diversity measures; forest environmental indicator; malaise trap; nature conservation.

**RESUMO.** A diversidade diferencial beta de Coleoptera (Insecta) em uma paisagem antropizada do Bioma Araucária. Este trabalho dá continuidade aos estudos sobre a fauna de Coleoptera do Parque Estadual de Vila Velha, Ponta Grossa, Paraná (PROVIVE). Teve como objeto conhecer a diversidade diferencial, ou seja, avaliar as mudanças que ocorrem na composição de espécies em áreas que sofreram ação antrópica. Os dados foram obtidos a partir de coletas através de armadilha malaise, de setembro de 1999 a agosto de 2000 (52 semanas), em cinco áreas reconhecidas como sendo diferentes habitats num capão de araucária (Floresta Ombrófila Mista), em diferentes níveis de conservação e de manejo: 1) uma área de borda de mata (campo - floresta); 2) uma área com povoamento de *Araucaria angustifolia*, sem manejo; 3) uma área em estágio inicial a intermediário de sucessão vegetal; 4) uma área em estágio intermediário a avançado de sucessão vegetal e 5) uma área em estágio avançado de sucessão vegetal. Foram coletados 10.822 indivíduos de 1.659 espécies. A aplicação de diferentes índices de diversidade beta ( $\beta$ ), baseados em medidas de continuidade de espécies e de ganho e perda de espécies, resultaram em altas taxas de mudança, indicando alta diversidade diferencial entre as áreas, onde já havia sido constatada a existência de alta diversidade inventorial ( $\alpha$ ). A área que mais se diferenciou na composição de espécies foi a borda de mata. As áreas em sucessão vegetal foram as mais assemelhadas entre si, em níveis crescentes da menos para a mais conservada. A alta riqueza de espécies e alta diversidade na composição de espécies de Coleoptera observadas no capão de araucária de Vila Velha, Ponta Grossa, corroboram outros estudos que indicaram ser possível envolver uma grande quantidade da riqueza regional de espécies se for mantido um mosaico de habitats em uma paisagem, envolvendo diferentes níveis de conservação e enclaves com plantio de árvores nativas. A fauna de Coleoptera apresentou uma diversidade de composição de espécies que mostram ser um táxon sensível às alterações ambientais em pequena escala espacial, característica importante para ser um indicador de condições ambientais em áreas florestadas.

**PALAVRAS-CHAVE.** Armadilha malaise; conservação da natureza; indicador ambiental florestal; medidas de diversidade beta.

Os estudos que medem a diversidade de espécies são desdobrados com base na existência de dois componentes. Um deles é a diversidade inventorial, sendo a riqueza de espécies a sua forma mais simples de expressão; o outro componente é a diversidade diferencial que mede as diferenças existentes na composição de espécies entre dois ou mais ambientes, ou em um mesmo ambiente ao longo do tempo. A diversidade diferencial pode ser medida ao nível de habitat e é denominada diversidade beta ( $\beta$ ); e medida ao nível de

paisagem, a diversidade delta ( $\delta$ ). A importância dos estudos de diversidade e sua mensuração têm sido destacados em várias publicações. Além dos livros publicados por Magurran (1988, 2004), trabalhos em periódicos mostram que as informações sobre a homogeneidade/heterogeneidade da composição de espécies entre ambientes são fundamentais para possibilitar a compreensão e monitoramento das alterações que ocorrem na biota, seja como resultado de fenômenos naturais, seja provocado por ações antrópicas (Lawton *et al.*

1998; Moreno & Halffter 2001). Outro elemento que tem recebido atenção é o estudo, através das medidas de diversidade diferencial, das relações entre riqueza de espécies local e regional e a força de dispersão de diferentes táxons para o reconhecimento de padrões biogeográficos de distribuição (Harrison *et al.* 1992; Lennon *et al.* 2001; Koleff & Gaston 2002; Koleff *et al.* 2003).

Apesar da importância destes estudos para a compreensão de vários fenômenos ecológicos e de conservação da natureza, há dúvidas quanto aos limites tanto no aspecto espacial quanto temporal que se deve impor a cada uma das medidas. Da mesma forma, há questionamentos quanto à aplicação dos vários índices que foram sendo criados e discutidos por vários autores para medir a diversidade diferencial beta, como Whittaker (1960, 1972); Cody (1986); Wolda (1981); Wilson & Shmida (1984); Magurran (1988, 2004); Harrison *et al.* (1992); Moreno & Halffter (2001); Koleff & Gaston (2002); Koleff *et al.* (2003), dentre outros.

Em trabalho anterior, Marinoni & Ganho (2005) trataram da diversidade inventarial (diversidade alfa e diversidade gama) abordando aspectos da riqueza de espécies; da proporção de espécies raras; e das proporções do número de espécies ao nível de família em comunidades de Coleoptera em áreas antropizadas do Parque Estadual de Vila Velha, Ponta Grossa, Paraná, dentro do projeto PROVIVE. Nesta ocasião definiram os limites impostos a cada uma das áreas inventariadas, que caracterizaram como pertencendo a diferentes habitats de uma paisagem do Bioma Araucária (Floresta Ombrófila Mista).

Este estudo, feito no Parque Estadual de Vila Velha, insere-se dentro de um contexto que aponta para a necessidade de haver uma maior atenção para o estudo de paisagens modificadas pela ação do homem, que são situações cada vez mais comuns em todas as regiões do mundo (Moreno & Halffter 2001).

O presente estudo teve como objetivo avaliar, através da diversidade diferencial  $\beta$ , a influência de diferentes habitats nas composições de espécies de Coleoptera, produto de diferentes condições de manejo e de conservação de áreas, dentro de uma paisagem representativa de um típico capão de araucária dos Campos Gerais do Segundo Planalto Paranaense. Em razão dos questionamentos quanto às suas aplicações, foram utilizados e discutidos os resultados de quatro índices de medida da diversidade diferencial  $\beta$ , que ponderam de maneiras diferentes as semelhanças e diferenças entre as composições de espécies dos ambientes.

## MATERIAL E MÉTODOS

**Local.** O inventário foi realizado no Parque Estadual de Vila Velha, localizado no município de Ponta Grossa, no Paraná, junto à Rodovia do Café, BR 376, Km 83, a 880 metros de altitude, durante o período de 30 de agosto de 1999 a 28 de agosto de 2000. Foram selecionadas três áreas em diferentes estágios de sucessão vegetal; uma área com plantio de araucária, sem manejo de limpeza e corte; e uma área de borda, transição entre a floresta e o campo, este mantido por manejo.

As áreas estão indicadas da seguinte forma, no texto: área de borda (Bd); área de araucária (Ar); área em sucessão vegetal inicial a intermediária (Fase 1 ou F1); área em sucessão vegetal intermediária a avançada (Fase 2 ou F2); área em sucessão vegetal avançada (Fase 3 ou F3). Detalhes das áreas, tais como situação geográfica, características vegetais e distâncias entre os pontos de coleta, estão descritos em Ganho & Marinoni (2003).

**Método de coleta.** Em cada uma das cinco áreas foi instalada uma armadilha malaise (Townes 1972). O material era retirado do frasco coletor, semanalmente, às segundas-feiras pela manhã, tendo totalizado 52 amostras. As características comportamentais dos Coleoptera são muito variadas. É um grupo de insetos com diferentes tipos de locomoção; desenvolvimento holometábolo, com muitas espécies tendo a fase larval e a pupal em diferentes habitats; e com implicações sazonais como decorrência da grande maioria apresentar ciclo de vida anual, ao qual se associa a dependência alimentar, principalmente dos herbívoros. Assim, estes elementos influenciam a presença dos indivíduos em diferentes pontos do nicho da espécie, levando a que as análises de diversidade sejam fortemente influenciadas pelo método de coleta. Desta forma, o produto final do trabalho deve ser considerado dentro das limitações impostas pelo método de coleta empregado para estudo.

**Material e identificação.** Ver Ganho & Marinoni (2003).

**Análise dos dados.** Diversidade diferencial  $\beta$  é a medida pela qual se reconhece o quanto duas unidades ambientais diferem em função dos conjuntos de espécies que abrigam. Uma das formas de medir esta diversidade, reconhecida como qualitativa, está apoiada na simples composição em espécies (presença/ausência) (Whittaker 1960, 1972; Wolda 1981, 1983; Wilson & Shmida 1984; Harrison *et al.* 1992; Koleff *et al.* 2003; Magurran 2004).

Para o cálculo da diversidade diferencial na composição de espécies estão sendo utilizados vários índices, desde os coeficientes de associação de Jaccard, de Sørensen, e de outros, até os chamados índices de diversidade  $\beta$ , como os de Whittaker; Cody; Wilson & Shmida; Colwell & Coddington; Harrison *et al.*; Lennon *et al.* e outros. Estes dois tipos de índices se complementam, expressando relações inversas. Os coeficientes de associação dão ênfase ao número de espécies compartilhadas entre diferentes áreas, ou seja, fundamentalmente retratam o quanto há de semelhança na composição de espécies entre dois ambientes, que é um elemento importante de análise faunística. Os índices de diversidade  $\beta$  foram descritos com o objetivo de medir o quanto há de mudança na composição de espécies ao longo de um transecto ou entre áreas. Nos cálculos são considerados e ponderados de diversas maneiras os diferentes elementos que compõem as relações da composição de espécies entre dois ambientes, como o número de espécies compartilhadas (a), o número de espécies perdidas (b), e o número de espécies ganhas (c).

Os diferentes índices foram objeto de ampla discussão nos trabalhos de Wolda (1981, 1983); Janson & Vegelius (1981) e

Tabela I. Número de espécies de Coleoptera inventariadas nos habitats (diversidade  $\alpha$ , alfa); na paisagem (diversidade  $\gamma$ , gama), número de espécies exclusivas e seus percentuais em cada habitat, capturadas por armadilha malaise, no Parque Estadual de Vila Velha, Ponta Grossa, Paraná, durante o período de setembro de 1999 a agosto de 2000.

	Borda	Araucária	Fase 1	Fase 2	Fase 3	Capão de araucária
Diversidade $\alpha$	553	536	684	658	518	
Diversidade $\gamma$						1659
Exclusivas	247 (45,7%)	146 (27,2%)	222 (32,5%)	215 (32,7%)	144 (27,8%)	

Koleff *et al.* (2003). Neste último, ao estudarem 24 índices, os autores reescreveram as fórmulas, e os enquadraram em diferentes grupos de medidas conforme a ponderação dos valores representados pelas espécies compartilhadas, espécies ganhas ou espécies perdidas.

Para o estudo da diversidade  $\beta$  em Vila Velha foram utilizados índices pertencentes a dois grupos de medidas, segundo Koleff *et al.* (2003):

a) o índice  $\beta_{CC}$  de Colwell & Coddington (1994) e o índice  $\beta_{HI}$  de Harrison *et al.* (1992), pertencentes ao grupo de *medida de continuidade* de espécies, em função da dependência aos valores de espécies compartilhadas (a), que sinalizam para uma semelhança na composição faunística das áreas, ou para a continuidade de nichos de uma área à outra;

b) o índice  $\beta_{H2}$  de Harrison *et al.* (1992) e o índice  $\beta_{SIM}$  de Lennon *et al.* (2001) pertencentes ao grupo de *medida de ganho e perda* de espécies que, além da dependência dos valores de a, são também influenciados pela variação de b e c, com maior ênfase na diferença das composições das espécies que nas riquezas de espécies das áreas.

Índices de *medida de continuidade de espécies*.

a) índice de Colwell & Coddington ( $\beta_{CC}$ ), que representa o inverso do coeficiente de associação de Jaccard:  $\beta_{CC} = 1 - (a / a + b + c)$ , em que a = número de espécies compartilhadas; b = número de espécies presentes na área focal, mas não na área vizinha; c = número de espécies presentes na área vizinha, mas não na área focal.

b) índice de Harrison *et al.* ( $\beta_{HI}$ ), que é o inverso do índice de diversidade de Whittaker ( $\beta_w$ ), para comparação entre pares de áreas:  $\beta_{HI} = (S / \infty_{med}) - 1$ , em que S = total de espécies encontrado nas duas áreas; e  $\infty_{med}$  = média da riqueza das duas áreas.

Índices de *medida de ganho e perda de espécies*.

a) índice  $\beta_{H2}$  de Harrison *et al.*, que é uma modificação do índice  $\beta_{HI}$ , para medir a perda ou ganho de espécies na relação entre dois ambientes, expresso pela fórmula:  $\beta_{H2} = (S / \infty_{max}) - 1$ , em que S = total de espécies encontrado nas duas áreas; e  $\infty_{max}$  = maior riqueza dentre as duas áreas.

b) Lennon *et al.* (2001) propuseram um índice de diversidade ( $\beta_{SIM}$ ), que Koleff *et al.* (2003) reescreveram para  $\beta_{SIM} = \min(b, c) / \min(b, c) + a$ . A expressão acima pode ser reescrita como  $\beta_{SIM} = (\infty_{min} - a) / \infty_{min}$ , pois, ao empregar, no divisor, a soma do número de espécies compartilhadas (a) com o menor valor de espécies ganhas (b) ou de espécies perdidas (c), o índice estará aplicando o número de espécies da área com menor riqueza ( $\infty_{min}$ ).

A vantagem desta nova expressão é a de não haver

necessidade de serem encontrados os valores de b (perda de espécies) e de c (ganho de espécies).

Visualiza-se, nesta forma, que o índice reflete um valor que é produto, além do número de espécies compartilhadas (a), dos números de espécies ganhas ou perdidas (b, c), focado a partir do habitat com menor número de nichos ( $\infty_{min}$ ).

Whittaker (1972) criou o índice de diversidade  $\beta$  para medir a diferença de espécies entre dois ambientes. Em 1992, Harrison *et al.*, para viabilizarem uma medida da diversidade  $\beta$  envolvendo mais de dois ambientes ( $\beta_{HI}$ ), modificaram o índice de Whittaker, acrescentando o fator (N-1) como divisor, com N representando o número de ambientes. No presente trabalho, no entanto, a diversidade  $\beta$  do conjunto de áreas (obtida através de cada um dos diferentes índices) foi definida pela média dos valores de diversidade entre todos os pares de áreas, para facilitar a comparação e discussão dos resultados. Com o mesmo propósito, todos os índices tiveram seus valores ajustados à base 100. Em todos os índices, o valor 0 indica que as duas áreas têm uma composição semelhante de espécies (sem mudança) e o valor 100 indica que as duas áreas não apresentam espécies compartilhadas (mudança total).

As apresentações gráficas dos resultados de cada um dos diferentes índices foram feitas através de análise de agrupamento, empregando o método da Árvore de Conexão Mínima. Esta apresentação procurou evidenciar as relações, não hierárquicas, entre as diferentes áreas, seja por níveis de maiores semelhanças, seja por menores semelhanças.

Autores como Lawton *et al.* 1998 e Magurran 2004, além do termo “turnover” também utilizaram “species replacement” para indicar as alterações na composição de espécies entre dois ambientes. Moreno & Halffter (2001) utilizaram o termo “reemplazar”. Tanto “replacement” como “reemplazar”, têm o sentido de *substituição*. Como *substituição* significa: “colocar em lugar de” ou ainda “tomar o lugar de”, utilizamos o termo *mudança* para caracterizar a alteração da situação faunística de uma área para outra, já que este termo (como ato ou efeito de *mudar*) significa de forma mais ampla: *por em outro lugar; sofrer alteração, modificação; ir habitar em outro ponto; transferir-se para outro local; deixar o lugar onde vivia; mas também: tirar para por outro; substituir*.

## RESULTADOS

Nos cinco locais do inventariamento foram capturadas 1659 espécies de Coleoptera (Tabela I). O maior número de espécies (684) foi observado na área em estágio mais inicial de sucessão vegetal (fase 1) e o menor (518) na área considerada

Tabela II. Número de espécies de Coleoptera compartilhadas entre os pares de áreas, capturadas por armadilha malaise no Parque Estadual de Vila Velha, Ponta Grossa, Paraná, durante o período de setembro de 1999 a agosto de 2000. Número em expoente reflete a posição hierárquica do par de áreas, a partir do par com o maior número de espécies compartilhadas.

	Borda	Araucária	Fase 1	Fase 2	Fase 3
Borda	553				
Araucária	183 <sup>8</sup>	536			
Fase 1	202 <sup>7</sup>	261 <sup>3</sup>	684		
Fase 2	167 <sup>9</sup>	247 <sup>4</sup>	288 <sup>1</sup>	658	
Fase 3	143 <sup>10</sup>	214 <sup>6</sup>	236 <sup>5</sup>	267 <sup>2</sup>	518

mais conservada (fase 3). Somente 66 espécies foram encontradas em todas as 5 áreas (cerca de 4% do total). Quando consideradas apenas as áreas florestadas, houve um registro de 129 espécies compartilhadas, cerca de 8%.

Por outro lado, foram encontradas 974 espécies exclusivas, ou seja, espécies presentes em apenas uma das áreas (com qualquer número de indivíduos), correspondendo a cerca de 59% do total de espécies coletadas em Vila Velha. A área de borda foi a que mais se diferenciou com base no número de espécies exclusivas; foram registradas 247 espécies, cerca de 45% do total de espécies observadas na área, enquanto que nas áreas de araucária e fase 3, esta a mais conservada, os percentuais foram muito menores, 27 e 28%, respectivamente.

A diversidade diferencial ou beta entre as diferentes áreas de Vila Velha é muito alta como consequência do pequeno número real de espécies compartilhadas. A área de borda foi a que mais diferiu de todas as demais áreas, com o menor número de espécies compartilhadas com quaisquer uma das outras quatro áreas. As faunas mais semelhantes em dados reais de riqueza de espécies (Tabela II) foram as das áreas florestadas em sucessão: fases 1 e 2, com 288 espécies compartilhadas, talvez como produto da maior riqueza destas áreas; e as fases 2 e 3, com 267 espécies. A fase 3 foi a única que teve mais de 50% de suas espécies compartilhadas com outra área, a fase 2.

Os resultados da aplicação dos diferentes índices de diversidade  $\beta$ : de Colwell & Coddington ( $\beta_{CC}$ ); os de Harrison *et al.* ( $\beta_{HI}$  e  $\beta_{H2}$ ); e o de Lennon *et al.* ( $\beta_{SIM}$ ) mostraram diferentes valores das taxas de mudança na composição de espécies entre os diferentes pares de áreas, principalmente entre os de *medida de continuidade* e os de *medida de ganho e perda* de espécies. Quando a aplicação destes índices resulta em diferentes valores é recomendado que se utilizem vários deles (Koleff *et al.* 2003), comparando valores absolutos e valores proporcionais. Para quantificar estas relações, as matrizes entre pares de áreas de cada um dos índices (Tabela IV) foram comparadas pelo coeficiente de correlação linear. Às matrizes de índices juntou-se a matriz de valores reais de espécies compartilhadas que, para efeito de comparação, teve cada um dos seus valores transformados pela fórmula:  $a_{transformado} = 1/a$ .

Os resultados (Tabela III; Fig. 1) confirmam que há correlação total de semelhança entre o par de índices que representa o grupo de *medida de continuidade de espécies* em oposição ao par de índices do grupo de *medida de ganho*

e *perda*. Na relação entre os dois tipos de medidas, a maior semelhança foi entre o índice  $\beta_{HI}$  e  $\beta_{SIM}$ . Os valores reais de espécies compartilhadas registraram maior correlação com o índice  $\beta_{HI}$  de Harrison *et al.* (índice de Whittaker modificado) que é o resultado da relação entre riqueza total das espécies das áreas (S) pela média da riqueza de espécies de cada uma das áreas.

As taxas de mudança na composição de espécies entre os diferentes pares de áreas, foram altos por todos os índices, com valores que na média de todas as áreas superaram a 50%, principalmente pelos índices  $\beta_{CC}$  e  $\beta_{HI}$  (Tabela IV).

Índices de *medida de continuidade de espécies* ( $\beta_{CC}$  e  $\beta_{HI}$ ). Os valores definidos pelo índice  $\beta_{CC}$  foram superiores aos do índice  $\beta_{HI}$ , porém a relação hierárquica dos valores de diversidade entre os diferentes pares (a partir do valor de menor taxa de mudança) é idêntica. Por estes dois índices os pares de áreas mais semelhantes em composição foram os das áreas em sucessão vegetal, seguidos pela outra área florestada, a de araucária. A área de borda foi a que a resultou em maiores taxas de mudança com relação a todas as demais áreas, referendando os números de espécies compartilhadas que são os menores (Tabela IV; Fig. 2, A I-II e B I-II).

Índices de *medida de ganho ou perda de espécies* ( $\beta_{SIM}$  e  $\beta_{H2}$ ). Em oposição aos índices acima,  $\beta_{SIM}$  e  $\beta_{H2}$  apresentaram valores inferiores, tanto na média das áreas quanto entre os pares de áreas. As menores taxas de mudança que, no conjunto, são indicadas pelo índice  $\beta_{H2}$ , decorrem da aplicação, como divisor na fórmula, do maior valor de riqueza de espécies dentre as áreas comparadas. Os resultados obtidos com estes índices também são assemelhados entre si, da mesma forma que os *índices de medida de continuidade* foram semelhantes entre si, quando os valores são considerados hierarquicamente, porém com algumas diferenças entre alguns pares, como se visualiza na tabela IV e na figura 2. Tanto  $\beta_{H2}$  como  $\beta_{SIM}$  corroboram os resultados dos *índices de medida de continuidade* ao definirem as áreas fase 2 e fase 3 como aquelas entre as quais houve a menor taxa de mudança. O maior destaque prende-se à relação entre as fases 1 e fase 2 que, de forma diferente dos resultados dos índices  $\beta_{CC}$  e  $\beta_{HI}$ , aparece com alta taxa de mudança, como uma decorrência dos valores de b e c serem assemelhados. Este resultado, em termos práticos, pode ser observado pelo número aproximado da riqueza de espécies de cada área, associado a um número proporcionalmente baixo de espécies compartilhadas (Tabela II). Os índices de *medida de ganho e perda de espécies* também

Tabela III. Matriz de coeficientes de correlação linear obtidos a partir da comparação entre matrizes dos índices de diversidade  $\beta_{CC}$  de Colwell & Coddington 1994;  $\beta_{HI}$  e  $\beta_{H2}$  de Harrison *et al.* 1992;  $\beta_{SIM}$  de Lennon *et al.* 2001 e  $\beta_{COM}$  matriz de espécies compartilhadas.

	$\beta_{CC}$	$\beta_{SIM}$	$\beta_{HI}$	$\beta_{H2}$	$\beta_{COM}$
$\beta_{CC}$	1,0000				
$\beta_{SIM}$	0,9638 <sup>3</sup>	1,0000			
$\beta_{HI}$	0,9995 <sup>1</sup>	0,9643 <sup>2</sup>	1,0000		
$\beta_{H2}$	0,7644 <sup>10</sup>	0,9061 <sup>7</sup>	0,7656 <sup>9</sup>	1,0000	
$\beta_{COM}$	0,9426 <sup>5</sup>	0,9368 <sup>6</sup>	0,9474 <sup>4</sup>	0,8073 <sup>8</sup>	1,0000



Tabela IV. Índices de diversidade ( $\beta_{CC}$  de Colwell & Coddington 1994;  $\beta_{HI}$  e  $\beta_{H2}$  de Harrison *et al.* 1992;  $\beta_{SIM}$  de Lennon *et al.* 2001) entre pares de áreas a partir de dados de presença/ausência de espécies de Coleoptera, capturadas através de armadilha malaise, em Vila Velha, Ponta Grossa, Paraná, no período de setembro de 1999 a agosto de 2000. Número em expoente reflete a posição hierárquica do par de áreas, do mais para o menos assemelhado, ou daquele com menor para o com maior taxa de mudança. Taxa de mudança para o conjunto de áreas do capão de araucária, obtida com base na média dos 10 pares de áreas (\*) e conforme fórmulas de Harrison *et al.* 1992 (\*\*).

$\beta_{CC}$	Borda	Araucária	Fase 1	Fase 2	Fase 3
Borda	0				
Araucária	79,8 <sup>7</sup>	0			
Fase 1	80,5 <sup>8</sup>	72,8 <sup>3</sup>	0		
Fase 2	84,0 <sup>9</sup>	73,9 <sup>4</sup>	72,7 <sup>2</sup>	0	
Fase 3	84,6 <sup>10</sup>	74,5 <sup>5</sup>	75,6 <sup>6</sup>	70,6 <sup>1</sup>	0
Capão Araucária					*76,9

$\beta_{SIM}$	Borda	Araucária	Fase 1	Fase 2	Fase 3
Borda	0				
Araucária	65,9 <sup>8</sup>	0			
Fase 1	63,5 <sup>7</sup>	51,3 <sup>2</sup>	0		
Fase 2	69,8 <sup>9</sup>	53,9 <sup>3</sup>	56,2 <sup>5</sup>	0	
Fase 3	72,4 <sup>10</sup>	58,7 <sup>6</sup>	54,4 <sup>4</sup>	48,5 <sup>1</sup>	0
Capão Araucária					*59,5

$\beta_{HI}$	Borda	Araucária	Fase 1	Fase 2	Fase 3
Borda	0				
Araucária	66,4 <sup>7</sup>	0			
Fase 1	67,3 <sup>8</sup>	57,2 <sup>3</sup>	0		
Fase 2	72,4 <sup>9</sup>	58,6 <sup>4</sup>	57,1 <sup>2</sup>	0	
Fase 3	73,3 <sup>10</sup>	59,4 <sup>5</sup>	60,7 <sup>6</sup>	54,6 <sup>1</sup>	0
Capão Araucária					*62,7 **45,3

$\beta_{H2}$	Borda	Araucária	Fase 1	Fase 2	Fase 3
Borda	0				
Araucária	63,8 <sup>9</sup>	0			
Fase 1	51,3 <sup>5</sup>	40,2 <sup>2</sup>	0		
Fase 2	58,7 <sup>8</sup>	43,9 <sup>4</sup>	54,1 <sup>6</sup>	0	
Fase 3	67,8 <sup>10</sup>	56,7 <sup>7</sup>	41,2 <sup>3</sup>	38,1 <sup>1</sup>	0
Capão Araucária					*51,6 **35,5

apontaram para a área de borda como a que apresentou as maiores taxas de mudança com relação a todas as demais áreas, exceto pelos resultados do índice  $\beta_{H2}$ . Neste, a taxa de mudança entre a área de araucária e a área fase 3 foi a mais alta.

A visão em conjunto das árvores de conexão mínima (Fig. 2, A I-IV e B I-IV) evidencia a semelhança de resultados dos índices das *medidas de continuidade* ( $\beta_{CC}$  e  $\beta_{HI}$ ) (Fig. 2, A I-II e B I-II), e as alterações no posicionamento de pares de áreas e/ou da estrutura gráfica das árvores formadas a partir dos índices  $\beta_{SIM}$  e  $\beta_{H2}$ , considerados como sendo *medidas de ganho e perda* (Fig. 2, A III-IV e B III-IV).

## DISCUSSÃO

O Parque Estadual de Vila Velha constitui-se num mosaico de habitats, com características de flora diferenciada em decorrência de distúrbios por ação antrópica. Nas cinco áreas inventariadas, Ganho e Marinoni (2005) constataram a existência de uma alta diversidade alfa (inventarial), que se traduz também numa alta diversidade beta (diferencial) como indicado acima pelos diferentes índices.

Apesar dos pontos amostrados terem sido próximos uns dos outros (menor distância cerca de 80 m e a maior cerca de 1200 metros) houve grandes diferenças nas composições de espécies de Coleoptera de cada uma das cinco áreas. Os elementos mais simples de destaque destas diferenças foram as constatações da existência de apenas 4% das espécies (66) serem comuns a todas as áreas e 8% (129) às áreas florestadas, com 59% das espécies (974) sendo exclusivas a uma das áreas.

Para interpretação dos índices de diversidade  $\beta$ , ou diferencial, algumas características devem ser destacadas. Os índices de *medida de continuidade de espécies* têm um sentido biológico mais preciso que os índices do grupo de *medidas de ganho e perda de espécies*. Os primeiros estão apoiados numa característica real que é a constatação da existência de

indivíduos da mesma espécie em dois ambientes inventariados, ou seja, em que proporções a composição de espécies é semelhante. Por outro lado, os índices de *medida de ganho e perda* de espécies refletem mais fortemente as diferenças na composição de espécies. Em termos biológicos, estas diferenças podem ser: 1) devida à substituição de uma espécie por outra; ou 2) produto do ganho ou perda real de espécies (desde que estabelecido o sentido, área focal  $\leftrightarrow$  área vizinha). Além do fato de que estas condições, para serem conhecidas, demandariam estudos de biologia de espécies animais e vegetais que não parecem ser viáveis, pelo menos quando são considerados os Coleoptera, acresce-se que os índices de *medida de ganho e perda* tratam de elemento abstrato, como é a falta de espécies.

A alta diversidade diferencial registrada por todos os índices, entre todas as áreas de Vila Velha, foi consequência de um pequeno número de espécies compartilhadas e de um alto número de espécies ganhas ou perdidas entre os vários pares de áreas. Considerando-se a média de diversidade diferencial entre todas as áreas, o valor percentual situou-se entre 60 e 80%, quando enfatizado o caráter *espécies compartilhadas* e entre 50 e 60% quando o caráter foi *espécies*

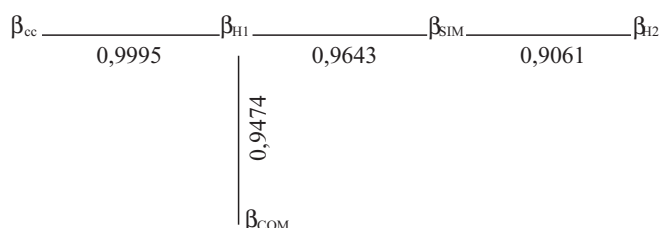


Fig. 1. Árvore de conexão mínima. Agrupamento entre os pares de índices de diversidade e o número de espécies compartilhadas mais correlacionados, conforme Tabela III ( $\beta_{CC}$  de Colwell & Coddington 1994;  $\beta_{HI}$  e  $\beta_{H2}$  de Harrison *et al.* 1992;  $\beta_{SIM}$  de Lennon *et al.* 2001 e  $\beta_{COM}$ , matriz de espécies compartilhadas).

*ganhas ou perdidas*. As áreas em estado mais avançado de sucessão vegetal (fase 2 e fase 3) foram as mais relacionadas seja em função das espécies compartilhadas, seja em função das espécies ganhas ou perdidas. A área de borda, por outro lado, teve a sua condição de ecótono confirmada pelas mais altas taxas de mudança em relação a todas as demais áreas.

Se, por todos os índices ficaram bem caracterizadas as relações entre as áreas de borda e as duas áreas com fases mais avançadas de sucessão vegetal, o mesmo não ocorreu com relação às áreas de araucária e fase 1. A área fase 1, pelos índices de *medida de continuidade*, mostrou-se mais semelhante à área fase 2. Os índices de *medida de ganho e perda de espécies*, no entanto, mostram mais semelhança entre a área fase 1 e a de araucária. É importante considerar que a relação mostrada pela fase 1 com a fase 2, em função do número de espécies compartilhadas, é um fato real, enquanto que a relação entre a área fase 1 e área de araucária, produto da comparação entre uma área com um número muito menor de espécies que a outra, é um fato abstrato, como citado acima.

Em um inventariamento com características semelhantes ao de Vila Velha, quanto à existência de diferentes habitats, realizado em Mbalmayo Forest Reserve, em Camarões, Lawton *et al.* (1998) constataram uma taxa de mudança mais alta que a de Vila Velha, pelo índice  $\beta_{H2}$  (45,0 - 35,5). Este índice  $\beta_{H2}$  de Harrison *et al.* (1992), pode ser considerado como um índice de diversidade delta ( $\delta$ ), quando relaciona todos os valores de diversidade beta dentro de uma paisagem. Porém, esta mais alta taxa de diversidade não foi possível identificar como sendo resultado da maior diferença entre os valores da diversidade alfa ou se pelo menor número de espécies compartilhadas, pela falta de dados de riqueza de espécies de cada uma das áreas.

As diferentes condições de manejo e de níveis de conservação das áreas de Vila Velha podem explicar as grandes diferenças observadas na composição de espécies. As menores diferenças ocorreram entre as áreas em que foram observadas as mesmas características de sucessão vegetal (áreas fase 1 a 3), diferentemente da área de borda (que, além das características naturais, vem sendo constantemente impactada pela ação antrópica), e da área de araucária (originada de uma monocultura da referida planta). A relação espacial pode ter influenciado para que houvesse menor diferença entre os pares de áreas próximas, tendo contribuído não apenas a mescla de espécies vegetais do estrato do sub-bosque entre as áreas, mas também a migração das espécies de besouros. A composição em espécies de cada área deve ser considerada também como uma decorrência da característica do método de coleta. A armadilha malaise sendo interceptadora de insetos em voo, propicia a captura de espécies com maior capacidade de deslocamento, incluindo as que se movimentam entre as áreas, ou seja, captura possivelmente mais espécies transitórias que outros métodos.

Seria esperado que a alteração na composição de espécies fosse menor quando a distância entre as amostras fosse pequena, e maior quando a distância entre as áreas amostradas fosse maior (Cody 1986). No caso dos besouros de Vila Velha,

se a proximidade entre algumas áreas aliada à capacidade de voo dos indivíduos, podem explicar a maior relação de espécies entre os habitats mais próximos, não explicariam a maior semelhança entre as áreas fase 2 e fase 3, que dentre todos os pares de área, distam cerca de 1200 metros. A maior semelhança faunística entre elas devendo ser devida à maior semelhança florística, pois não é plausível admitir que todas as espécies compartilhadas (267) fossem produto da migração.

Como a maior distância entre ambientes não foi suficiente para que as composições de espécies de Coleoptera fossem mais diferentes que entre ambientes mais próximos, devem ser consideradas diferentes características comportamentais do táxon, bem como as características do ambiente para que se possam evidenciar os elementos mais importantes para estabelecer quais as razões de uma maior ou menor diversidade diferencial. A diversidade entre ambientes é provavelmente mais dependente do tamanho do nicho das espécies combinado com a estrutura espacial do meio (Harrison *et al.* 1992). A sensibilidade da fauna de Coleoptera às diferenças ambientais é grande. Como já observado por Ganho & Marinoni (2003) e Marinoni & Ganho (2003), a fauna de Coleoptera se apresentou muito diferente em diferentes estratos da floresta (solo e sub-bosque) de um mesmo habitat, possivelmente produto de características biológicas importantes como locomoção e alimentação.

Neste contexto destacam-se os seguintes elementos de composição faunística: a maior semelhança das duas áreas mais conservadas, entre as quais se registraram as menores taxas de mudança, por todos os índices, corroborando a semelhança florística, apesar de serem as mais distantes espacialmente; as semelhanças das áreas em sucessão vegetal que foram mais acentuadas (e crescentes) entre as áreas de sucessão inicial/intermediária e de sucessão intermediária/avançada, e entre esta e a área de sucessão avançada; as maiores semelhanças entre as áreas florestadas; a relação entre a área de borda e a área mais conservada, entre as quais foram anotadas a maior diferença faunística e a maior taxa de mudança dentre todos os pares de áreas; a área de borda, a mais diferenciada de todas as demais áreas, tendo a sua condição de ecótono ressaltada, também, pelo alto número de espécies exclusivas, associadas aos mais altos percentuais de "singletons", "doubletons" (Ganho & Marinoni 2005).

Para interpretação dos resultados obtidos em Vila Velha com relação à fauna de Coleoptera, cabe fazer referência a algumas observações encontradas na literatura sobre a diversidade diferencial de diferentes táxons registrada em ambientes com diferentes características vegetais e em diferentes escalas espaciais.

Quando comparados os mesmos ambientes, há táxons com diferentes valores de diversidade diferencial (Lawton *et al.* 1998). A constatação desses autores é produto da comparação entre vários táxons animais inventariados, e da comparação dos dados de inventariamento de um mesmo táxon por diferentes métodos. No caso de Coleoptera, além das observações feitas por Lawton *et al.* (1998), que verificaram ser alta a diversidade diferencial entre besouros coletados no

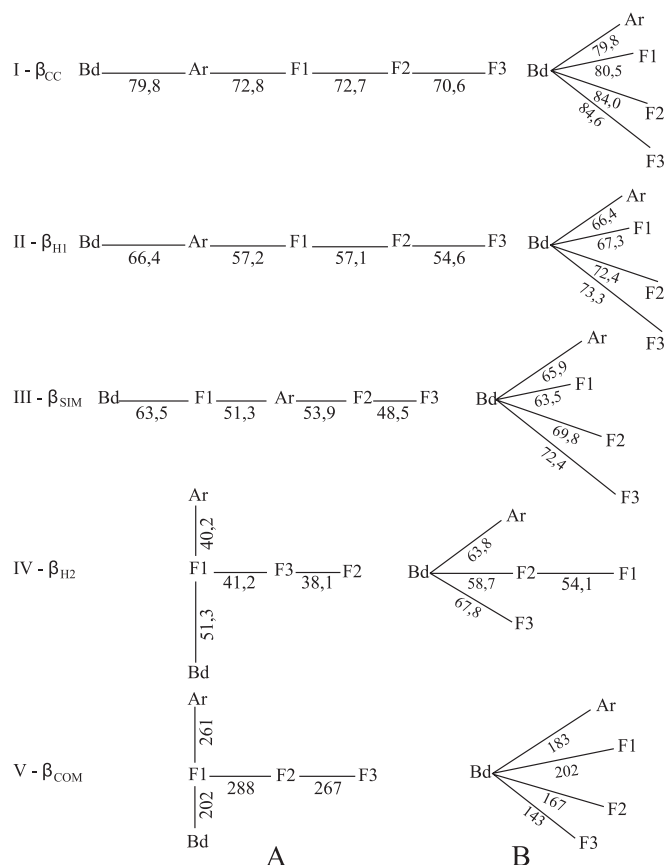


Fig. 2. Árvores de conexão mínima. Agrupamento entre pares de áreas a partir de dados de presença/ausência e de espécies compartilhadas de Coleoptera, capturadas através de armadilha malaise, em Vila Velha, Ponta Grossa, Paraná, no período de setembro de 1999 a agosto de 2000 (Bd = Borda; Ar = Araucária; F1 = Fase 1; F2 = Fase 2; F3 = Fase 3). A - Agrupamento das áreas a partir das menores taxas de mudança definidas pelos diferentes índices; B - Agrupamento das áreas a partir das maiores taxas de mudança definidas pelos diferentes índices. I - Índice de diversidade  $\beta_{CC}$  (Colwell & Coddington 1994); II - Índice de diversidade  $\beta_{H1}$  (Harrison *et al.* 1992); III - Índice de diversidade  $\beta_{SIM}$  (Lennon *et al.* 2001); IV - Índice de diversidade  $\beta_{H2}$  (Harrison *et al.* 1992); V - Espécies compartilhadas  $\beta_{COM}$ .

estrato do sub-bosque e no dossel, Marinoni & Ganho (2003) registraram alta diferença entre a fauna de sub-bosque (coleta por malaise) e a de solo (coleta por armadilha de solo). Com estas observações, é fundamental que se considerem para estudos em que são feitas extrapolações de resultados de estudos de diversidade, que sejam relativas ao mesmo táxon e à mesma metodologia de coleta. Da mesma forma, Gaston & Williams (1996) chamam a atenção também para os estudos que envolvem a comparação de resultados que foram gerados aplicando medidas diferentes e que são tratados como comparáveis.

A distribuição de espécies em regiões geográficas é o produto histórico dos processos evolutivos de flora e fauna, envolvendo a capacidade de dispersão das espécies, não de locomoção dos indivíduos. No caso dos Coleoptera é possível que em regiões distantes, mas dentro de uma mesma região fitogeográfica em que os habitats sejam semelhantes, haja uma

maior semelhança na composição de espécies, como ocorreu com as áreas consideradas mais conservadas de Vila Velha. É de se esperar, portanto, que fragmentos de áreas florestadas, em diferentes níveis de sucessão vegetal ou de perturbação antrópica dentro de uma mesma paisagem, sejam mais diferenciados entre si que os fragmentos semelhantes de paisagens semelhantes, mesmo que distantes, dentro de uma região fitogeográfica. Assim, a distância pode ser um elemento menos importante na diversidade diferencial, especialmente frente às maiores diferenças de habitat de uma paisagem. Este fato implicaria em haver uma diversidade diferencial delta (entre paisagens) menor que a diversidade beta (entre habitats de uma mesma paisagem), caracterizando áreas de distribuição de espécies em mosaico.

A alta diversidade diferencial beta resultado da existência de diferentes tipos de habitats em uma área restrita (cerca de 30 hectares), como encontrado em Vila Velha, indica que é possível em algumas poucas áreas ricas em espécies envolver uma grande quantidade da diversidade total de Coleoptera da região, confirmando o constatado por Harrison *et al.* 1992, no estudo de diferentes táxons, na Inglaterra. Correlato a este fenômeno, deve ser acrescido que a diversidade diferencial pode ser maior entre áreas próximas com diferentes características ambientais, que entre áreas distantes mas com características semelhantes, principalmente no que tange aos níveis de sucessão vegetal, ou seja a diversidade beta entre diferentes habitats situados numa mesma região fitogeográfica deve ser mais influenciada pelos níveis de conservação, pelo produto de ações naturais ou antrópicas, que pela distância geográfica. Esta situação tem implicações no conhecimento e na manutenção da distribuição geográfica histórica das espécies, pois, como citado acima, pequenas áreas seriam capazes de manter uma grande porção da riqueza de espécies de uma região.

Apesar de estar consagrada na literatura a importância de áreas preservadas para a existência de um importante número de espécies dos mais diferentes táxons, observa-se que áreas em diferentes níveis de perturbação ou de sucessão vegetal apresentam-se com uma maior riqueza de espécies e com uma composição bem diversa daquelas apresentadas por áreas mais conservadas, como acontece com besouros, formigas, borboletas, térmitas dentre os insetos (Lawton *et al.* 1998). Por outro lado, Wolda (1983) registrou uma maior riqueza de espécies de Blattaria em áreas mais conservadas. Este fenômeno possivelmente está associado às características tróficas dos táxons. Morris (1980); Hutcheson (1990); Marinoni & Dutra (1997) constaram que em ambientes em fases iniciais de sucessão vegetal, onde se observa uma maior produtividade do ambiente, há um predomínio de espécies herbívoras sobre as espécies não-herbívoras, com aumento proporcional destas últimas em áreas mais conservadas. Em Vila Velha, com base no estudo de famílias de Coleoptera, Ganho & Marinoni (2003) também registraram esta ocorrência com a abundância de indivíduos das famílias herbívoras decaindo das áreas menos conservadas para as mais conservadas, com o concomitante aumento dos indivíduos das famílias não-herbívoras.

Com referência a Coleoptera, a alta riqueza de espécies e a

alta diversidade entre os diferentes ambientes encontrados em Vila Velha vêm corroborar o que foi referido por Lawton *et al.* 1998. Segundo estes autores, não há argumentos que sejam contrários à necessidade de manter ambientes não perturbados para a existência de muitas espécies, mas a máxima diversidade será conseguida se for mantido um mosaico de habitats, incluindo floresta primária; secundária; encraves de áreas de sucessão vegetal inicial a avançada, produto de clareiras naturais ou geradas por ação antrópica; ou ainda encraves com plantio de espécies nativas, sem manejo de limpeza.

A confirmação da importância do Parque Estadual de Vila Velha, como detentor de uma alta riqueza de espécies de insetos, será possível com o estudo de outros táxons capturados pelo mesmo levantamento, mas principalmente comparando os resultados com o de outros levantamentos em outras paisagens com histórico de conservação e de ação antrópica assemelhadas.

As diferentes condições ambientais encontradas em Vila Velha e a resposta da fauna de Coleoptera a estas condições parecem indicar ser um táxon sensível às alterações de habitats em pequena escala espacial, corroborando outros estudos que o indicam como sendo possível bom indicador ambiental em áreas florestadas.

Agradecimentos. A todos os que colaboraram para o desenvolvimento do projeto de levantamento da fauna entomológica no Parque Estadual de Vila Velha (PROVIVE) e já relacionados em trabalhos anteriores sobre os Coleoptera (Ganho & Marinoni 2003 e Marinoni & Ganho 2003), e a Cibele S.Ribeiro-Costa e Luciane Marinoni pela efetiva participação durante as coletas entre 2000 e 2002, e pelas discussões envolvendo as faunas de Coleoptera e Diptera da área.

## REFERÊNCIAS

- Cody, M. L. 1986. Diversity, rarity and conservation in Mediterranean-climate regions, p. 122–152. In: M. E. Soulé (Edit.). **Conservation Biology**. Sunderland, Sinauer Associates.
- Colwell, R. K. & J. A. Coddington. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London B** 345: 101–118.
- Ganho, N. G. & R. C. Marinoni. 2003. Fauna de Coleoptera no Parque Estadual de Vila Velha, Ponta Grossa, Paraná, Brasil. Abundância e riqueza das famílias capturadas através de armadilhas malaise. **Revista Brasileira de Zoologia** 20: 727–736.
- Ganho, N. G. & R. C. Marinoni. 2005. A diversidade inventarial de Coleoptera (Insecta) em uma paisagem antropizada do Bioma Araucária. **Revista Brasileira de Entomologia** 49: 535–543.
- Gaston, K. J. & P. H. Williams. 1996. Spatial patterns in taxonomic diversity, p.202–229. In: K. J. Gaston (Edit.). **Biodiversity: a biology of numbers in difference**. Oxford, Blackwell Science.
- Harrison, S.; S. J. Ross & J. H. Lawton. 1992. Beta diversity on geographic gradients in Britain. **Journal of Animal Ecology** 61: 151–158.
- Hutchesson, J. 1990. Characterization of terrestrial insect communities using quantified, Malaise-trapped Coleoptera. **Ecological Entomology** 15: 143–151.
- Hutchesson, J. & D. Jones. 1999. Spatial variability of insect communities in a homogenous system: measuring biodiversity using Malaise trapped beetles in a *Pinus radiata* plantation in New Zealand. **Forest Ecology and Management** 118: 93–105.
- Janson, S. & J. Vegelius. 1981. Measures of ecological association. **Oecologia**, 49: 371–376.
- Koleff, P. & K. J. Gaston. 2002. The relationships between local and regional species richness and spatial turnover. **Global Ecology & Biogeography** 11: 363–376.
- Koleff, P.; K. J. Gaston; J. J. Lennon. 2003. Measuring beta diversity for presence-absence data. **Journal of Animal Ecology** 72: 367–382.
- Lawton, J. H.; D. E. Bignell; B. Bolton; G. F. Bloemers; P. Eggleton; P. M. Hammond; M. Hodda; R. D. Holt; D. S. Srivastava & A. D. Watt. 1998. Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. **Nature** 39: 72–76.
- Lennon, J. J.; P. Koleff; J. J. D. Greenwood & K. J. Gaston. 2001. The geographical structure of British bird distributions: diversity, spatial turnover and scale. **Journal of Animal Ecology** 70: 966–979.
- Magurran, A. E. 1988. **Ecological diversity and its measurement**. New Jersey, Princeton University Press, 179 p.
- Magurran, A. E. 2004. **Measuring Biological Diversity**. Oxford, Blackwell Science Ltd., 256 p.
- 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: 751–770.
- Marinoni, R. C. & N. G. Ganho. 2003. 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** 20: 737–744.
- Moreno, C. E. & G. Halffter. 2001. Spatial and temporal analysis of  $\alpha$ ,  $\beta$  and  $\gamma$  diversities of bats in a fragmented landscape. **Biodiversity and Conservation** 10: 367–382.
- Morris, M. G. 1980. Insects and the environment in the United Kingdom. **Atti XII Congresso Nazionale Italiano di Entomologia**. 203–235.
- Townes, H. 1972. A light-weight Malaise trap. **Entomological News**, Philadelphia, 83: 239–247.
- Whittaker, R. H. 1960. Vegetation of Siskiyou Mountains, Oregon and California. **Ecological Monographs** 22: 1–44.
- Whittaker, R. H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. **Taxon** 21: 213–251.
- Wilson, M. V. & A. Shmida. 1984. Measuring beta diversity with presence-absence data. **Journal of Ecology** 72: 1055–1064.
- Wolda, H. 1981. Similarity indices, sample size and diversity. **Oecologia**, 50: 296–302.
- Wolda, H. 1983. Diversity, diversity indices and tropical cockroaches. **Oecologia**, 58: 290–298.