

MÉTRICAS BIOINDICADORAS PARA AVALIAÇÃO DA INTEGRIDADE AMBIENTAL EM DIFERENTES USOS DO SOLO: APLICAÇÃO NO SUDESTE BRASILEIRO.

M. T. Suriano, E. Viviani e C. G. Froehlich

RESUMO

A avaliação da integridade ambiental é um subsídio para caracterizar o estado de conservação dos ambientes frente aos diferentes impactos antrópicos. Com este objetivo foram selecionados 29 córregos situados em diferentes usos do solo do Estado de São Paulo. Para esta avaliação, foram utilizadas doze métricas bioindicadoras e a Análise de Escalonamento Multidimensional (MDS). Os resultados indicaram que a Análise MDS apresentou um gradiente de impacto ambiental frente aos diferentes usos do solo e que, de modo geral, as métricas responderam de forma previsível aos diferentes impactos decorrentes das atividades agrícolas bem como à perda da cobertura vegetal do entorno dos corpos d'água, acarretando assim a perda da biodiversidade local. Os resultados mostram que o método apresenta potencial utilização na avaliação da integridade ambiental em programas de biomonitoramento.

1 INTRODUÇÃO

Diferentes ações antrópicas como, por exemplo, a substituição das áreas de vegetação natural por outros usos do solo, a remoção da mata ciliar ou a modificação na hidrografia têm resultado no comprometimento dos ecossistemas aquáticos, o que tem levado à perda da biodiversidade (Allan & Flecker, 1993; Allan, 2004). Neste contexto, a conservação dessa biodiversidade e a restauração ambiental são dois temas complementares e fundamentais para a humanidade, os quais vêm sendo amplamente discutidos nos últimos anos.

Em geral, as avaliações de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos são realizadas exclusivamente por meio de análises de variáveis físicas e químicas. No entanto, a inclusão da biota em programas de monitoramento tem se mostrado uma ferramenta importante na busca de informações sobre a integridade dos ecossistemas e da qualidade ambiental (Karr, 1981; Rosenberg & Resh, 1993), favorecida também pelo fato de empregar processos rápidos e de baixo custo.

Dentre as diversas comunidades aquáticas, a de insetos é uma das que melhor reflete os efeitos decorrentes dos vários impactos antrópicos. Isto é possível em razão de características inerentes dessa comunidade, sendo as mais marcantes, a grande capacidade de viverem e manterem alta diversidade na maioria dos ecossistemas aquáticos e a ampla tolerância a vários graus e tipos de poluição (Rosenberg & Resh, 1993).

Várias métricas têm sido empregadas na avaliação da qualidade ambiental de sistemas aquáticos utilizando os insetos aquáticos como ferramentas, destacando-se aquelas que

avaliam a riqueza taxonômica, os índices de diversidade e a participação relativa de grupos sensíveis ou tolerantes aos impactos antrópicos (Thorne & Williams, 1997). Com isso, a diferença dos valores dessas medidas entre uma ‘área de referência’ (área não ou minimamente impactada) em relação a uma ‘área teste’ (área impactada), é o efeito das fontes de estresse no ecossistema, ou seja, traduz a medida do impacto antrópico.

Até o momento, as regiões sul e sudeste do Brasil são as que reúnem as principais experiências relacionadas ao uso de insetos aquáticos como indicadores de qualidade ambiental, tanto no aspecto da investigação científica (por exemplo, Thorne & Williams, 1997; Junqueira & Campos, 1998; Silveira *et al.*, 2005; Baptista *et al.*, 2007) como na aplicação efetiva do método por meio de programas oficiais de monitoramento da qualidade de seus recursos hídricos (por exemplo, o Instituto Ambiental do Paraná - IAP; o Centro Tecnológico de Minas Gerais - CETEC; a Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente do Rio de Janeiro - FEEMA e a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB). Particularmente no Estado de São Paulo, a rede de monitoramento ambiental da CETESB tem direcionado suas análises a ambientes de maior porte, ou seja, nos rios e reservatórios, onde se tem constatado somatórios de impactos nas microbacias. Nesse contexto, há que se ressaltar uma atenção especial aos córregos de baixa ordem (formadores principais ou primários das redes hidrográficas), os quais podem ser bastante sensíveis a problemas pontuais.

A avaliação e quantificação dos reais efeitos causados pelos impactos antrópicos são ainda grandes desafios dos estudos ecológicos, principalmente em regiões com maior ocupação humana, como é o caso do Estado de São Paulo, onde grande parte de sua superfície é ocupada por usos diversos do solo como as áreas de cultivo (por exemplo, cana-de-açúcar, laranja), pastagem e os aglomerados urbanos e industriais. Em muitas dessas áreas tem-se observado a perda da cobertura vegetal natural, que resulta na perda da heterogeneidade desses recursos hídricos, refletindo na perda de biótopos e consequente simplificação faunística. Nesta temática, o objetivo deste trabalho é avaliar a integridade ambiental dos córregos situados em diferentes usos do solo no Estado de São Paulo, empregando métricas bioindicadoras.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Locais de estudo

O Estado de São Paulo, originalmente, era recoberto por 81,8% de florestas naturais (Gusmão, 1990), observando-se um nítido declínio dessas áreas desde a época da colonização até os dias atuais, que vêm sendo substituídas pela ocupação humana através de urbanização não planejada, industrialização, monoculturas extensivas e pastagem. Um dos principais problemas enfrentados para a conservação dos remanescentes florestais do estado é sua extrema fragmentação (Myers *et al.*, 2000). Em 1990 restavam apenas 7,2% das florestas naturais, dos quais 45,8% eram formados por Unidades de Conservação (UCs). Atualmente a paisagem é marcada por um mosaico de situações, em que pequenos fragmentos florestais estão inseridos em áreas dominadas por monoculturas extensivas (especialmente cana-de-açúcar e eucalipto) e por pastagem.

Neste estudo, foram selecionados 29 córregos de 1ª e 2ª ordens, em diferentes usos do solo: 15 córregos situados em locais considerados áreas de referência, sendo cinco córregos localizados em Mata Ombrófila Mista (Parque Estadual de Campos do Jordão: C1, C2, C3,

C4 e C5); sete córregos em Mata Semidecídua (Estação Ecológica de Caetetus: C6, Parque Estadual Furnas do Bom Jesus: C7 e C8, Parque Estadual de Vassununga: C9 e Parque Estadual do Morro do Diabo: C10, C11 e C12); três córregos em Mata Ombrófila Densa (Parque Estadual de Intervalos: C13, C14 e C15) e 14 córregos localizados em áreas teste, dos quais cinco córregos localizados em monocultura extensiva de cana-de-açúcar (C16, C17, C18, C19 e C20); cinco córregos em pastagem (C21, C22, C23, C24 e C25) e quatro córregos localizados em plantações de eucalipto (C26, C27, C28 e C29) conforme ilustrado na Figura 1. Os pontos de coleta foram georreferenciados e estão apresentados na Tabela 1.

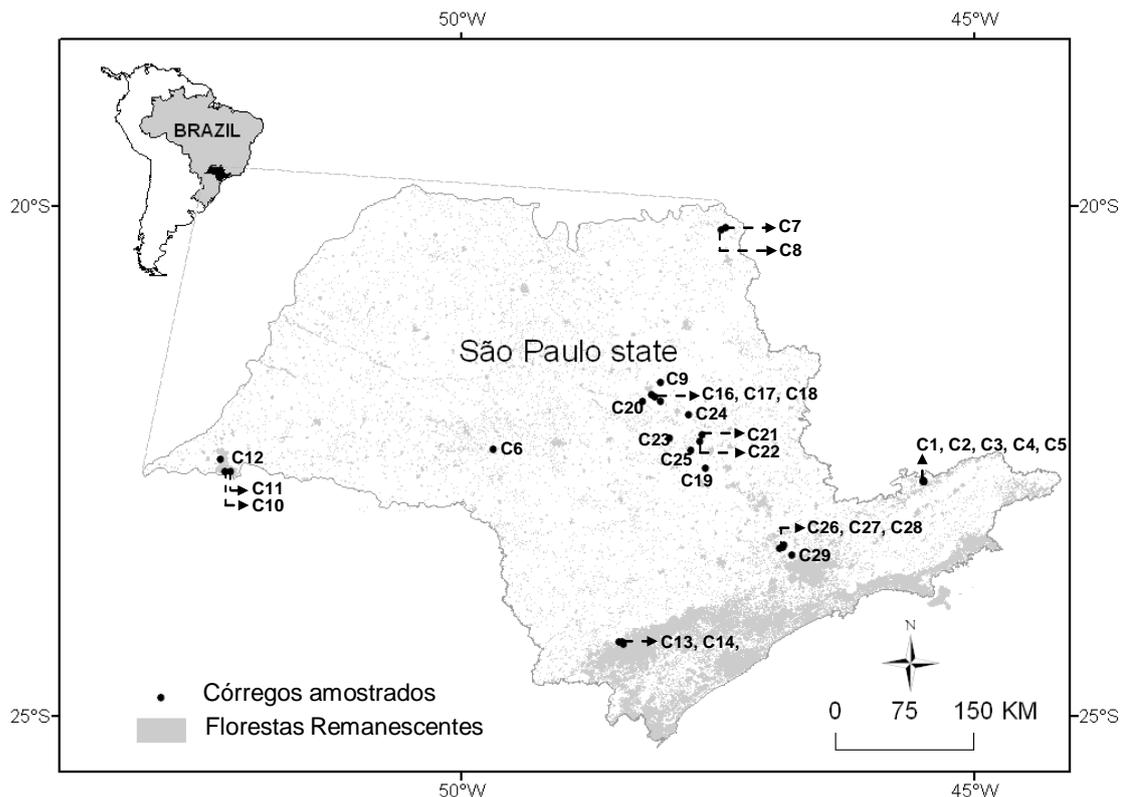


Figura 1 Mapa do Estado de São Paulo indicando os pontos amostrados situados em áreas de referência (C1 a C15) e em áreas teste (C16 a C29).

Tabela 1 Coordenadas Geográficas dos pontos amostrados no Estado de São Paulo.

Códigos e Locais de coleta	Coordenadas geográficas	Códigos e Locais de coleta	Coordenadas geográficas
C1-P.E. Campos do Jordão	22°41'33"S 45°27'55"W	C16-Araraquara	21°50'56"S 48°08'10"W
C2-P.E. Campos do Jordão	22°41'29"S 45°27'42"W	C17-Araraquara	21°54'38"S 48°02'53"W
C3-P.E. Campos do Jordão	22°41'53"S 45°29'02"W	C18-Araraquara	21°54'25"S 48°13'29"W
C4-P.E. Campos do Jordão	22°41'51"S 45°29'20"W	C19-Rio Claro	22°33'51"S 47°36'51"W
C5-P.E. Campos do Jordão	22°41'56"S 45°29'19"W	C20-Araraquara	21°52'03"S 48°06'37"W
C6-E.E. Caetetus	22°23'11"S 49°41'10"W	C21-Corumbataí	22°18'12"S 47°40'14"W
C7-P.E. Furnas do Bom Jesus	20°12'07"S 47°24'58"W	C22-Corumbataí	22°14'19"S 47°39'09"W
C8-P.E. Furnas do Bom Jesus	20°13'46"S 47°27'37"W	C23-Itirapina	22°16'28"S 47°57'45"W
C9-P.E. Vassununga	21°43'14"S 48°02'53"W	C24-Descalvado	22°02'15"S 47°46'48"W
C10-P.E. Morro do Diabo	22°36'16"S 52°18'02"W	C25-Ipeúna	22°23'26"S 47°45'10"W
C11-P.E. Morro do Diabo	22°35'55"S 52°14'47"W	C26-Cajamar	23°25'06"S 46°46'26"W
C12-P.E. Morro do Diabo	22°28'34"S 52°20'34"W	C27-Cajamar	23°20'41"S 46°51'44"W
C13-P.E. Intervalos	24°17'48"S 48°25'03"W	C28-Cajamar	23°19'27"S 46°51'01"W
C14-P.E. Intervalos	24°16'22"S 48°27'18"W	C29-Cajamar	23°21'13"S 46°53'25"W
C15-P.E. Intervalos	24°16'20"S 48°25'25"W		

2.2 Coleta da fauna

Para o desenvolvimento do trabalho, alguns critérios foram estabelecidos visando a padronização das amostragens: as coletas foram realizadas no período de estiagem ou de menor pluviosidade (maio, junho, setembro e outubro); as nascentes dos córregos amostrados estarem situadas em área de uso do solo de interesse para a análise; em cada córrego amostrado foi escolhido um trecho de 100 m e estabelecido um esforço amostral de seis unidades (em que se utilizou um amostrador tipo Surber, com área de contato de 30 cm x 30 cm e rede de abertura de malha de 250 μ m). Neste estudo os insetos aquáticos foram identificados no nível taxonômico de família, com auxílio de chaves de identificação, sendo realizadas consultas a especialistas quando necessário.

2.3 Análise dos dados

Para este estudo foram selecionadas 12 biométricas (especificadas na Tabela 2), agrupadas em 3 categorias (riqueza, participação relativa e índice de diversidade), considerando-se dois critérios de seleção: resposta previsível aos impactos ambientais e simplicidade operacional.

As biométricas aqui utilizadas tiveram como base os resultados de vários trabalhos que avaliam a eficácia de diferentes métricas na discriminação de gradientes de impactos (Barbour *et al.*, 1992; Bonada *et al.*, 2006; Feld & Hering, 2007). Já as respostas esperadas para cada métrica foram atribuídas segundo recomendado pelos seguintes autores: Rosenberg & Resh, 1993, Barbour *et al.*, 1996; Magurran, 1988.

Tabela 2 Métricas aplicadas à comunidade de insetos aquáticos e respostas esperadas frente ao impacto do uso.

Métrica	Resposta esperada	Observações
Riqueza		
Riqueza de famílias	decrece	Os valores altos de Riqueza e Índice de Diversidade estão relacionados a ambientes com boa qualidade de água e habitats preservados
Riqueza de EPT	decrece	
Riqueza Chironomidae	decrece	
Riqueza de Coleoptera	decrece	
Índice de Diversidade		
Diversidade de Shannon	decrece	
Participação relativa		
% Chironomidae	aumenta	Abundância relativa de uma família ou grupo em relação ao total da fauna EPT = Ephemeroptera + Plecoptera + Trichoptera
% Coleoptera	decrece	
% Ephemeroptera	decrece	
% Trichoptera	decrece	
% Plecoptera	decrece	
% EPT	decrece	
EPT/Chironomidae	decrece	

A Análise de Escalonamento Multidimensional (MDS) é um método de ordenação multivariado, que tem como base uma matriz de similaridade, gerando uma representação gráfica da similaridade entre os pontos amostrados. Cada evento é representado por um

ponto em um espaço multidimensional, onde os pontos são dispostos de modo que a distância entre seus pares represente uma relação de similaridade. Assim, dois eventos semelhantes são representados por dois pontos com menores distâncias entre eles (Stevers, 2001).

Neste trabalho foram realizadas análises de agrupamento utilizando-se o índice de similaridade de Bray-Curtis e Análise MDS para identificar os grupos de córregos com comunidades de insetos similares. A análise de similaridade (ANOSIM) foi utilizada para identificar as diferenças significativas ($p < 0,05$) entre os grupos de córregos e a Análise de similaridade percentual (SIMPER) para determinar a importância específica de cada táxon em cada grupo de córregos (Clarke & Warwick, 1994). Para estas análises foi utilizado o programa estatístico *Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research* v. 6,0 for Windows – PRIMER.

Nessas análises os córregos foram agrupados conforme formação vegetal do entorno: mata ombrófila mista, mata ombrófila densa, mata semidecídua, cana-de-açúcar, pastagem e eucalipto.

3 RESULTADOS

A maioria das métricas utilizadas respondeu de forma previsível (conforme mostrado na Tabela 3). Os resultados indicaram que os diferentes impactos decorrentes das atividades agrícolas, principalmente os cultivos de cana-de-açúcar e de eucalipto, bem como a perda da cobertura vegetal do entorno dos corpos d'água, acarretaram na perda da biodiversidade local.

Tabela 3 Valores das biométricas frente aos impactos do uso do solo em córregos do Estado de São Paulo. Em destaque estão os resultados não esperados.

Métricas	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8	C9	C10
Riqueza famílias	30	27	28	33	26	34	23	19	27	29
Riqueza EPT	14	15	16	15	12	15	9	10	8	12
Riqueza Chironomidae	13	12	17	13	8	19	15	10	16	19
Riqueza Coleoptera	4	2	4	4	2	5	6	3	4	6
Diversidade de Shannon	2,285	2,534	2,058	2,618	2,333	2,208	1,928	2,079	2,25	1,958
% Chironomidae	3,20	1,24	3,08	1,07	0,68	4,75	3,81	1,91	1,80	6,60
% Coleoptera	12,05	3,42	6,85	11,37	5,00	8,22	3,42	5,07	15,34	8,42
% Ephemeroptera	4,26	2,76	9,17	3,22	1,00	3,22	5,03	1,69	8,45	19,81
% Plecoptera	7,99	7,21	3,90	11,31	2,53	2,53	5,46	6,63	3,70	14,42
% Trichoptera	5,88	9,04	9,44	5,04	7,59	1,55	2,22	1,41	3,29	30,00
% EPT	5,37	6,20	8,86	4,79	4,35	2,35	3,69	1,97	5,53	24,33
EPT/Chironomidae	1,74	5,18	2,98	4,63	6,63	0,51	1,00	1,07	3,18	3,82

Métricas	C11	C12	C13	C14	C15	C16	C17	C18	C19	C20
Riqueza famílias	22	17	20	25	15	8	9	4	11	9
Riqueza EPT	10	4	7	9	8	2	0	0	4	1
Riqueza Chironomidae	22	20	5	13	9	22	14	8	7	17
Riqueza Coleoptera	3	4	4	2	2	0	5	2	0	2
Diversidade de Shannon	1,492	0,8773	2,108	2,29	1,081	0,7749	0,4066	0,5969	1,536	0,9989
% Chironomidae	8,52	10,73	0,26	1,92	2,77	6,06	5,36	0,97	2,06	2,30
% Coleoptera	3,22	2,26	5,00	4,04	0,68	0,00	1,03	0,14	0,00	0,21

% Ephemeroptera	2,69	2,73	0,27	2,80	0,61	0,08	0,00	0,00	12,05	0,04
% Plecoptera	2,14	0,19	0,97	0,78	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
% Trichoptera	6,25	0,00	3,66	1,71	0,60	0,03	0,00	0,00	3,26	0,00
% EPT	4,38	1,18	1,99	2,10	0,56	0,05	0,00	0,00	6,74	0,02
EPT/Chironomidae	0,53	0,11	8,07	1,13	0,21	0,01	0	0	3,40	0,01

Métricas	C21	C22	C23	C24	C25	C26	C27	C28	C29
Riqueza famílias	13	15	13	15	23	14	7	10	14
Riqueza EPT	2	4	4	4	8	5	1	3	5
Riqueza Chironomidae	16	17	19	26	29	13	8	12	12
Riqueza Coleoptera	4	2	2	2	4	0	1	1	0
% Chironomidae	0,80	1,34	3,03	6,26	11,60	0,43	0,77	1,29	5,39
% Coleoptera	0,96	0,34	0,21	1,44	1,03	0,00	0,07	0,21	0,00
% Ephemeroptera	1,88	5,68	0,92	2,15	4,91	3,84	0,04	0,08	0,61
% Plecoptera	0,00	0,00	0,00	0,39	1,75	0,97	0,00	15,01	12,09
% Trichoptera	0,00	3,43	0,54	0,84	0,97	0,13	0,00	0,84	2,28
% EPT	0,80	4,10	0,66	1,36	2,72	1,79	0,02	1,71	2,40
EPT/Chironomidae	1,04	3,16	0,22	0,23	0,24	4,36	0,02	1,37	0,46
Diversidade de Shannon	1,926	1,875	1,465	1,366	1,34	1,576	0,7465	1,559	1,332

Os valores de riqueza de família e riqueza do grupo EPT, considerado sensível ao impacto antrópico, foram maiores em córregos situados em áreas de referência e menores em áreas teste, exceto para riqueza de Chironomidae, cujos valores não responderam ao esperado. Outras respostas também não responderam ao esperado como a métrica ‘% Plecoptera’, que resultou mais elevada nos córregos florestados e nos córregos de áreas de eucalipto (C28 e C29), onde foram coletadas quantidades elevadas de larvas de Gripopterygidae e a métrica ‘% Ephemeroptera’, que resultou mais elevada em córregos situados em áreas de cana-de-açúcar (C19 e C22) e de pastagem (C25 e C26), devido à presença de larvas de Baetidae, família que apresenta espécies amplamente distribuídas e mais tolerantes aos impactos.

Os valores de número de indivíduos e de riqueza taxonômica são componentes para o cálculo do índice de diversidade (Magurran, 1988), ou seja, o valor desse índice aumenta à medida que a riqueza de táxons também aumenta. Nota-se, como esperado, que o índice de diversidade resultou mais elevado nos córregos em áreas de referência.

O resultado da ordenação bidimensional obtida pela Análise MDS (Figura 2) expressou um gradiente ambiental no eixo da abscissa, ou seja, uma variação entre os córregos considerados mais impactados para os mais preservados, com base na fauna analisada. Os córregos situados em mata ombrófila mista ficaram próximos entre si, ocorrendo o mesmo comportamento nos córregos em mata ombrófila densa, explicados pela semelhança faunística. Já os córregos situados em mata semidecídua, embora próximos entre si, ocupam uma posição intermediária entre os córregos da Mata Atlântica e aqueles de áreas impactadas. Já os córregos situados em áreas consideradas impactadas não formaram agrupamentos específicos por cultura.

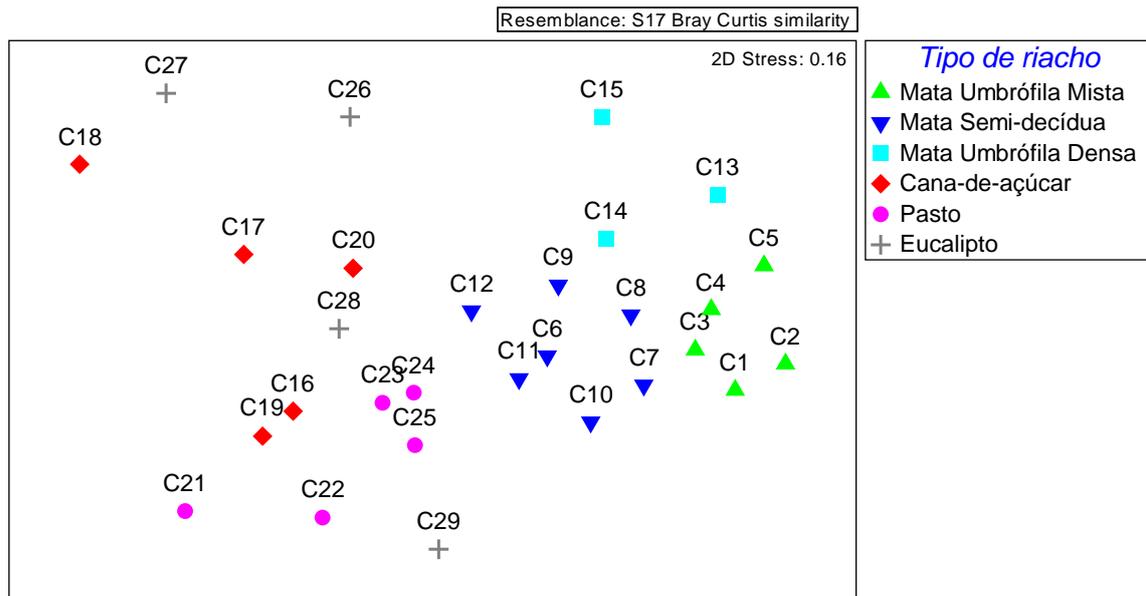


Figura 2 Ordenação bidimensional obtida pela Análise MDS resultante da abundância de insetos e representando a similaridade de Bray-Curtis entre os córregos estudados no Estado de São Paulo.

4 DISCUSSÃO

Áreas protegidas, como as Unidades de Conservação, são de fundamental importância para a preservação dos ecossistemas aquáticos continentais e, conseqüentemente, dos organismos aquáticos que neles vivem. Estas áreas podem ser utilizadas como áreas de referência, ou seja, que conservam suas características ecológicas bem preservadas, permitindo a avaliação da qualidade ambiental da bacia hidrográfica ao compará-las com as demais áreas.

Neste estudo foi possível constatar que os grupos considerados sensíveis aos impactos antrópicos (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera e Coleoptera) tiveram valores de riqueza e participação (%) maiores em áreas de referência, ou seja, ambientes menos degradados, o que indica melhor condição ambiental. Adversamente, os córregos inseridos em áreas teste apresentaram valores de riqueza de Chironimidae elevados, sendo que esta família de insetos possui representantes considerados tolerantes aos diversos impactos antrópicos, o que sugere a baixa qualidade ambiental, resultados estes que corroboram com outros trabalhos (Rosenberg & Resh, 1993; Buss et al., 2004).

A integridade ecológica dos córregos inseridos em áreas consideradas impactadas torna-se comprometida, pois muitos desses córregos se encontram em situação precária a despeito da Resolução CONAMA 303/02, a qual determina a manutenção e preservação pelo menos 50 metros de mata ciliar no entorno desses corpos d'água.

As práticas agrícolas são as principais responsáveis por grande parte dos problemas gerados aos recursos hídricos, destacando-se a destruição da mata ciliar para o plantio, bem como o uso excessivo e inadequado de agroquímicos. Como consequência destas práticas, o córrego fica desprotegido, aumentam as partículas de solo em suspensão, ocorre o assoreamento, a contaminação através dos produtos químicos e, conseqüentemente, a perda

da biodiversidade pela eliminação de espécies mais sensíveis, favorecendo a permanência das espécies tolerantes, o que pode se tornar um problema relevante pela ausência de competidores e/ou predadores. Na literatura têm sido relatados os efeitos das monoculturas de eucalipto (Bunn, 1988; Canhoto & Graça, 1995; Câmara, 2004) e de cana-de-açúcar (Corbi, 2006) na biodiversidade dos insetos aquáticos, apontando como problema a contaminação pelos fertilizantes e agrotóxicos usados no manejo dessas culturas.

A conversão de florestas nativas em pastagens é tida como um impacto menos perturbador ao ambiente aquático, uma vez que nestas áreas não são feitas adubação química ou aplicação de pesticidas. A expansão da área de gramíneas nas margens é um fator importante que acarreta mudanças na estrutura da fauna, estabelecendo novos habitats, proporcionando maior riqueza faunística quando comparado aos córregos situados em cana-de-açúcar. Esta característica também foi assinalada em trabalho realizado por Segura (2007), que estudou a distribuição, riqueza e densidade das espécies de Coleoptera nesses córregos. Ometo *et al.* (2000) também verificaram a relação entre o uso do solo (cana-de-açúcar e pastagem) com a comunidade de insetos aquáticos e obtiveram maior riqueza taxonômica associado em rio situado em pastagem.

O conjunto de fatores que inclui a ausência da mata ciliar, o aumento da temperatura da água, a sedimentação e a alteração da comunidade de insetos aquáticos pode ser preditor de integridade dos córregos. Assim, nas categorias de córregos situados em diferentes usos do solo verifica-se o declínio de sua integridade quando situados em mata ombrófila, mata semidecídua, pastagem e monoculturas de eucalipto e de cana-de-açúcar.

Os resultados demonstram que os insetos aquáticos são considerados uma potencial ferramenta para o manejo, gestão e conservação de áreas, além de serem um importante subsídio para o estabelecimento do zoneamento de áreas de cultivo, visando a manutenção ou restauração da vegetação original ao longo dos cursos d'água e, conseqüentemente, a recomposição da biodiversidade local.

5 AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Programa BIOTA/FAPESP (www.biotasp.org.br) pelo suporte técnico e financeiro e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela concessão da bolsa.

6 REFERÊNCIAS

- Allan, J.D. & Flecker, A.S. (1993). Biodiversity conservation in running waters. **BioScience**, 43, 32-43.
- Allan, J.D. (2004). Landscape and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, 35, 257-284.
- Baptista, D.F.; Buss, D.F.; Egler, M.; Giovanelli, A.; Silveira, M.P. & Nessimian, J.L. (2007). A multimetric index base on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. **Hydrobiologia**, 575, 83-94.
- Barbour, M.T.; Plafkin, J.L.; Bradley, B.P.; Graves, C.G. & Wisseman, R.W. (1992). Evaluation of EPA's rapid bioassessment benthic metrics: metric redundancy and

variability among reference stream sites. **Environmental Toxicology and Chemistry**, 11, 437-449.

Barbour, M.T.; Gerritsen, J.; Griffith, G.E.; Frydenbourg, R.; McCarron, E.; White, J. S. & Bastian, M. L. (1996). A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. **Journal of the North American Benthological Society**, (15), 185-211.

Bonada, N.; Prat, N.; Resh, V.H. & Statzner, B. (2006). Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. **Annual Review of Entomology**, 51, 495-523.

Bunn, S.E. (1988). Processing of leaf litter in two northern jarrah forest streams, western Austrália: II. The role of macroinvertebrates and the influence of soluble polyphenols and inorganic sediment. **Hydrobiologia**, 162, 211-223.

Buss, D.F.; Baptista, D.F.; Nessimian, J.L. & Egler, M. (2004). Substrate specificity, environmental degradation and disturbance structuring macroinvertebrate assemblages in neotropical streams. **Hydrobiologia**, 518, 179-188.

Câmara, C.D. (2004) **Critérios e indicadores para o monitoramento hidrológico de florestas plantadas**. Tese de Doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos/USP, São Carlos. 2004. 191p.

Canhoto, C. & Graça, M. A. S. (1995). Food value of introduced eucalyptus leaves for a Mediterranean Stream detritivore: *Tipula lateralis*. **Freshwater Biology**, 34, 209-215.

Clarke, K. R. & Warwick, R. M. (1994) **Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation**. Plymouth Marine Lab., Plymouth, UK. 1994. 144 p.

Corbi, J.J. (2006) **Influência de práticas de manejo de solo sobre os macroinvertebrados aquáticos de córregos: ênfase para o cultivo de cana-de-açúcar em áreas adjacentes**. Tese de Doutorado. PPGERN/UFSCar, São Carlos, SP. 2006. 92p.

Feld, C.K. & Hering, D. (2007). Community structure or function: effects of environmental stress on benthic macroinvertebrates at different spatial scales. **Freshwater Biology**, 52, 1380-1399.

Gusmão, R. P. (1990). **Diagnóstico Brasil: ocupação do território e o meio ambiente**. (Rio de Janeiro. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística).

Junqueira, M. V. & Campos, S. C. M. (1998). Adaptation of the "BMWP" method for water quality evaluation to Rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, 10(2), 125-135.

Karr, J.R. (1981). Assessment of biotic integrity using fish communities. **Fisheries**, 6, 21-27.



Magurran, A.E. (1988). **Ecological diversity and its measurement**. Chapman and Hall, USA.

Myers, N.; Mittermeier, R. A.; Mittermeier, C. G.; Fonseca, G. A. B. & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, 403, 853-858.

Ometo, J. P. H. B.; Martinelli, L. A.; Ballester, M.V.; Gessner, A.; Krusche, A.V.; Victoria, R. L. & Williams, M. (2000). Effects of land use on water chemistry and macroinvertebrates in two streams of the Piracicaba river basin, southeast Brazil. **Freshwater Biology**, 44, 327-337.

Rosenberg, D.M. & Resh, V.H. (1993). **Freshwater biomonitoring and benthic invertebrates**. (Chapman and Hall, Ney York).

Silveira, M. P.; Baptista, D. F.; Buss, D. F.; Nessimian, J. L. & Egler, M. (2005). Application of biological measures for stream integrity assessment in south-east Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, 101, 117-128.

Segura, M.O. (2007) **Composição e distribuição de Coleoptera aquáticos (Insecta) em córregos de baixa ordem no estado de São Paulo**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de São Carlos, 2007. 87p.

Steyvers, M. **Multidimensional scaling**. Macmillan Reference Ltd. (2001). Disponível em: <<http://forum.gfk.ru/texts/methods/mds.pdf>>

Thorne, R.ST.J & Williams, W.P. (1997). The response of benthic macroinvertebrates to pollution in developing countries: a multimetric system of bioassessment. **Freshwater Biology**, 37: 671-686.