

## ABSTRACT

**Use of benthic invertebrate in water quality assessment of Atibaia river basin (São Paulo, State).** Due to importance of the use of bioindicators to assess environmental quality and the advantages of employing benthic macroinvertebrates for this purpose, these organisms were used to assess the water quality of the Atibaia river basin (SP) in eight sites: 3 in the Atibainha river, 3 in the Cachoeira river, and 2 in the Atibaia river. Channel, depositional margin and erosional margin were sampled. Three replicates were collected in each habitat using a Hess sampler (678.9 cm<sup>2</sup>, 500µm mesh) or modified Petersen grab (325 cm<sup>2</sup>). Sediment samples were collected with a stainless steel modified Petersen grab for analysis of granulometry, humidity and total, volatile and fixed residues. This study is divided in three chapters. In the first, the fauna showed that headwater and downstream reservoir sites of Cachoeira and Atibainha rivers presented lower richness and diversity than intermediate sites. In the sampling sites of the Atibaia river, the fauna responded to the water quality decline, reflecting an environmental gradient. In the second chapter, aiming the utilization of rapid assessment techniques to facility data analysis and interpretation, twenty one biological metrics were applied. Metrics that evidence the environmental gradient of the basin, with restricted variation coefficient, were richness and diversity of families, total density, richness of EPT and ETO, percent of Diptera taxa and noninsects, BMWP “JUNQ” and IBBJ. In the third chapter, aiming to contribute to the development of a rapid assessment monitoring plan for the Atibaia river basin, according to the methodology employed, it was concluded that the erosional margin was the habitat that showed the best correspondence with the average or sum of the sites, at least during the dry season.

**Key-words:** Zoobenthos, biological assessment, rivers, biological metrics, habitat assessment.

## RESUMO

**Uso de invertebrados bentônicos na avaliação da qualidade da água da bacia do alto Atibaia (SP).** Devido à importância do uso de bioindicadores para avaliação da qualidade ambiental e às vantagens do emprego de macroinvertebrados bentônicos para este fim, estes organismos foram utilizados para avaliar a qualidade da água da bacia do alto Atibaia (SP) em oito pontos de amostragem: 3 no rio Atibainha, 3 no rio Cachoeira e 2 no rio Atibaia. Foram amostrados o canal, a margem deposicional e a margem erosional, sendo coletadas três unidades amostrais em cada ambiente de cada ponto, com auxílio do amostrador Hess (rede de 500 µm e área de 678,9 cm<sup>2</sup>) ou pegador Petersen modificado (área de pegada de 325 cm<sup>2</sup>). Foram coletadas amostras de sedimento com pegador Petersen modificado em aço inox para análise de granulometria, resíduos totais, voláteis e fixos e umidade. Este trabalho está dividido em três capítulos. No primeiro, a análise da fauna evidenciou que os pontos de cabeceira e à jusante dos reservatórios dos rios Atibainha e Cachoeira tenderam a apresentar riqueza e diversidade menores que os pontos de localização intermediária. Já nos pontos situados no rio Atibaia, a fauna respondeu à deterioração da qualidade da água, refletindo um gradiente ambiental. No segundo capítulo, visando à utilização de técnicas de avaliação rápida para facilitar a análise e interpretação de dados, foram aplicadas vinte e uma métricas biológicas. Dentre todas as métricas testadas, as que evidenciaram o gradiente ambiental presente na bacia estudada, com restrito coeficiente de variação no ponto referência foram riqueza e diversidade de famílias, densidade total, riqueza de EPT e ETO, porcentagem de Táxons de Diptera (exceto Tanytarsini) e não insetos, BMWP “JUNQ” e IBBJ. No terceiro capítulo, com a finalidade de contribuir para a elaboração de um plano de monitoramento de avaliação rápida para a bacia do Alto Atibaia (SP), concluiu-se que, com a metodologia empregada, a margem erosional seria o habitat que melhor corresponderia à média ou somatória para o ponto, pelo menos durante o período de estiagem.

**Palavras-chave:** Zoobentos, avaliação biológica, rios, métricas biológicas, avaliação de habitat.

## INTRODUÇÃO GERAL

Praticamente todas as atividades humanas são dependentes da água, seja para lazer, pesca, transporte fluvial, atividades agropastoris e abastecimento doméstico e industrial, principalmente nos grandes centros urbanos, cuja demanda é sempre crescente. Todavia, a necessidade de água para a sobrevivência e desenvolvimento da população humana vem aumentando proporcionalmente à incapacidade ou descaso com o tratamento de efluentes, de forma que a disponibilidade desse recurso está se restringindo pelos usos múltiplos excessivos aliados à degradação (TUNDISI, 2003).

Durante o século XX, problemas com saúde pública e deterioração da qualidade do ambiente, devido à grande disseminação de doenças de veiculação hídrica, crescimento populacional, industrialização e alta taxa de urbanização, denunciaram a incompetência do homem em lidar com os rejeitos gerados por suas atividades. Por isso, a situação hídrica global impõe limitações ao desenvolvimento econômico e social, ameaçando a sobrevivência de um grande número de pessoas (TUNDISI, 2003).

Como é amplamente conhecido, o Brasil possui uma grande disponibilidade hídrica, porém a distribuição deste recurso no território é desigual. Na região sudeste, a limitada disponibilidade é menos preocupante que os altos custos do tratamento da água decorrente da degradação causada pelo crescimento populacional, urbanização e inúmeras atividades econômicas (TUNDISI, 2003). Exemplo disto é a Região Metropolitana de São Paulo, que frente à poluição e superutilização de seus mananciais de abastecimento, importa água da bacia do Rio Piracicaba, encarecendo o produto (BASSOI e GUAZELLI, 2004). Esta limitação do uso por regiões metropolitanas devido à falta de qualidade deve-se principalmente aos impactos causados pela urbanização, como aumento das vazões máximas de escoamento devido à impermeabilização de superfícies, aumento da sedimentação decorrente do desmatamento e geração de resíduos sólidos e poluição dos mananciais (TUCCI, 1999). Portanto, o suprimento dessas regiões torna-se um grande desafio para o século XXI, o que pode comprometer o desenvolvimento sócio-econômico (TUNDISI, 2003).

O cenário de eutrofização dos corpos da água e contaminação de águas subterrâneas caminha para a inviabilização do uso dos recursos hídricos com elevados custos ambientais e econômicos. Assim, torna-se evidente a necessidade do monitoramento dos ecossistemas aquáticos, o qual consiste numa avaliação das características físicas, químicas e biológicas que permitem definir a qualidade das águas bem como os efeitos de atividades antrópicas potencialmente impactantes (MEYBECK et al., 1996).

Habitualmente o monitoramento de qualidade da água é fundamentado em análises das variáveis químicas e físicas em comparação com padrões pré-estabelecidos, o que é um processo caro e de pequena abrangência em relação à gama de substâncias tóxicas passíveis de contaminar o

ambiente. Assim, além da restrita significância biológica e do elevado custo, uma grande diversidade de ações antrópicas pode ser ocultada através desta abordagem, já que a mesma reflete apenas a condição ambiental no momento da coleta (BUTTERWORTH, 1995; CETESB, 2002). Desta forma, torna-se evidente que a dinâmica dos fatores físicos, químicos e biológicos que compõem e caracterizam um ecossistema não é adequadamente representada pela avaliação isolada de um destes fatores, como por exemplo, dos atributos químicos da água (LOEB, 1994).

Uma alternativa, neste caso, é o biomonitoramento, que adiciona um componente temporal ao monitoramento ambiental (CETESB, 2002). Tanto o biomonitoramento quanto a avaliação da qualidade da água através de bioindicadores foram adotados desde o início do século XX, todavia, o emprego efetivo ocorreu apenas durante a segunda metade deste mesmo século, em especial na década de 80, quando a necessidade de monitoramento rápido e acurado de rios e riachos ficou evidente devido ao crescente uso da água (ROSENBERG e RESH, 1993; CUMMINS, 1994; HAWKES, 1997). Ambas as práticas consistem numa avaliação da qualidade do ambiente a partir da coleta, identificação e análise dos organismos habitantes do meio estudado (ROSENBERG e RESH, 1993), sendo muito aplicadas em países desenvolvidos, porém ainda pouco usuais no Brasil, em parte, devido ao limitado conhecimento de espécies tropicais (JUNQUEIRA e CAMPOS, 1998; JUNQUEIRA et al., 2000).

Bioindicadores são os organismos que requerem condições particulares quanto aos fatores abióticos e bióticos para o seu estabelecimento e sobrevivência, de forma que a sua presença no biótopo denota características peculiares do ambiente que do contrário dificilmente seriam determinadas (ROSENBERG e RESH, 1993). Frente a alterações do meio, o bioindicador pode sofrer modificações em suas funções vitais e/ou composição química, permitindo inferir as condições ambientais (ARNDT et al., 1996 apud KLUMPP, 2001). Desta forma, podem-se utilizar os organismos para detectar possíveis perigos ao meio ambiente e à saúde humana, sendo que, neste último caso, o bioindicador deve consumir água ou alimento da mesma fonte que a população humana e responder de maneira análoga, porém antecipada, aos tóxicos químicos (BUTTERWORTH, 1995; KLUMPP, 2001).

Para uma espécie ser considerada uma eficiente indicadora ambiental sua biologia e ecologia devem ser conhecidas, a coleta e identificação devem ser facilmente realizadas mesmo por não especialistas, deve possuir vida relativamente longa e mobilidade restrita, além de ser abundante em seu habitat preferido por uma grande extensão geográfica, apresentando a mesma sensibilidade ao longo de toda extensão pela qual se distribui (RICHARDSON, 1928 apud HARMAN, 1974; JUNQUEIRA e CAMPOS, 1998).

A comunidade de invertebrados bentônicos apresenta, além de boa parte dessas características, um grande número de espécies e resposta rápida a estresse ambiental (CUMMINS,

1992; TOWNSEND et al., 1987; ROSENBERG e RESH, 1993; JUNQUEIRA et al., 2000; LOYOLA, 2000; BASSET et al., 2004), sendo por isso, amplamente utilizada em avaliações ambientais (BRANDIMARTE et al., 1999), sobretudo em países industrializados (RESH, 1995). Essa influência ambiental sobre o zoobentos ocorre principalmente devido à sua mobilidade restrita (ROSENBERG e RESH, 1993), de forma que os organismos ficam limitados a um microhabitat, estando sujeitos à influência de materiais autóctones e alóctones ao corpo d'água (BASSET et al., 2004). Assim, a atuação dos fatores ambientais determina a ocorrência e abundância de cada espécie, de forma que perturbações no ambiente, que durem por um período de tempo capaz de induzir alterações populacionais, desencadearão uma reestruturação da biota devido a alterações na reprodução e, até mesmo, mortalidade (EPA-OHIO, 1987; HELLAWELL, 1989; FRIEDRICK et al., 1996; LOEB, 1994; PEREIRA e DE LUCA, 2003).

Outros aspectos fazem do zoobentos um vantajoso instrumento em avaliações biológicas, como responder a substâncias presentes mesmo em baixas concentrações e possibilitar a determinação de gradientes temporais e espaciais em um corpo d'água (WIEDERHOLM, 1980; BASSET et al., 2004). Além disso, esta comunidade pode ocupar todos os habitats aquáticos, apresentando grande variedade de grupos funcionais mesmo dentro do nível taxonômico de família ou gênero (EPA-OHIO, 1987). Os invertebrados bentônicos também são peça chave na cadeia alimentar aquática, além de apresentar um tamanho reduzido que facilita a amostragem, transporte e armazenagem, mas não tão diminuto a ponto de prejudicar a identificação dos organismos (CHESSMAN, 1995; BASSET et al., 2004).

De acordo com os relatos na literatura (p. ex. HYNES, 1970; LOEB, 1994), os principais fatores abióticos atuantes na comunidade bentônica de ambientes lóticos são a velocidade de corrente, a temperatura, o substrato e substâncias dissolvidas, tais como gases, nutrientes e contaminantes. A velocidade da corrente interfere principalmente na ancoragem, alimentação e respiração dos animais, ao passo que a temperatura pode intervir na reprodução e desenvolvimento. Já o substrato, além do fator alimentação, propicia ou não abrigo e fixação, enquanto que as substâncias dissolvidas podem atuar benéfica ou prejudicialmente de acordo com sua natureza e com a biologia da espécie em questão (HYNES, 1970).

Além da importância dos fatores abióticos, cabe ressaltar a contribuição dos fatores bióticos no controle de ocorrência de espécies, tais como: presença de vegetação ripária e adjacente, predação, patógenos e competição. Salienta-se, ainda, a problemática da introdução de espécies exóticas, as quais podem competir pelo nicho espacial de espécies nativas, extinguindo-as localmente (HYNES, 1970; LOEB, 1994). Como exemplo recente, existe o caso do mexilhão dourado (*Limnoperna fortunei*), introduzido de forma involuntária no Brasil no final dos anos 90 e atualmente disperso em grande parte da bacia do rio Paraná, causando diversos danos ambientais e,

por conseqüência, econômicos também (MMA, 2004).

Apesar das vantagens do emprego da comunidade bentônica em avaliações ambientais, alguns obstáculos limitam seu uso como bioindicadores. Um exemplo é o padrão de distribuição de caráter agregado decorrente de fatores ambientais abióticos (CUMMINS, 1975; HELLAWELL, 1989; STEWART e LOAR, 1994) e bióticos (HYNES, 1970). Tal padrão de distribuição requer um elevado número de réplicas para que a amostra seja considerada significativa, o que implica em maior tempo destinado à triagem dos organismos e custos financeiros mais elevados (ROSENBERG e RESH, 1993; BUTTERWORTH, 1995; RESH, 1995). Outros entraves para o emprego de zoobentos com essa finalidade ocorrem em função dos hábitos de cada espécie, como padrão de emigração e imigração, variações sazonais da abundância e atividade dos organismos e dificuldade de identificação taxonômica adequada (CUMMINS, 1975; ROSENBERG e RESH, 1993; FRIEDRICK et al., 1996). Porém, medidas de avaliação rápida podem amenizar a problemática relacionada à identificação e amostragem como, por exemplo, identificação taxonômica até o nível de família e subamostragem (KUHLMANN et al., 2001), viabilizando o uso do zoobentos para fins de avaliação ambiental.

Em relação à utilização como bioindicadores, de uma forma geral, espera-se que numa comunidade estável e equilibrada registre-se a predominância de formas imaturas de grupos de insetos sensíveis à poluição, como Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, atestando um ambiente de boa qualidade de água e com habitat favoráveis a estes táxons. Já os grupos mais tolerantes à poluição, tais como Oligochaeta, Mollusca e vários grupos de Diptera provavelmente estariam representados por poucas espécies e em baixa densidade (EPA-OHIO, 1987).

Perante uma alteração ambiental de origem antropogênica, espera-se uma diminuição ou até mesmo eliminação dos grupos sensíveis, ao passo que os organismos tolerantes tendem a aumentar em densidade (EPA-OHIO, 1987). Existem vários exemplos desse tipo de interferência em sistemas aquáticos. Dentre aqueles que afetam diretamente o zoobentos, pode-se citar o enriquecimento orgânico, que resulta na eliminação de espécies sensíveis e aumento populacional de espécies tolerantes à diminuição de oxigênio; deposição de sedimento, que ocasiona diminuição da diversidade devido à alteração do substrato; e presença de substâncias tóxicas, que altera a composição da comunidade por interferir na reprodução e comportamento das espécies (HELLAWELL, 1989).

Em concordância às vantagens e importância da avaliação ambiental a partir de bioindicadores, o grupo de Ecologia de Águas Continentais do Departamento de Ecologia do Instituto de Biociências-USP e a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB) desenvolveram o projeto “Uso de índices biológicos no biomonitoramento de ambientes aquáticos continentais – riachos e corredeiras na bacia hidrográfica do rio Atibaia, SP”. Este projeto visa

subsidiar o programa *Entre Serras e Águas* da Secretaria do Meio Ambiente (SMA), que estabelecerá um plano de desenvolvimento sustentável para a área de influência da duplicação da rodovia Fernão Dias (SMA, 1998; CETESB, 2002).

A área em questão compreende 13 municípios: Atibaia, Bom Jesus dos Perdões, Bragança Paulista, Guarulhos, Joanópolis, Mairiporã, Nazaré Paulista, Pedra Bela, Pinhalzinho, Piracaia, São Paulo, Tuiuti e Vargem (SMA, 1998).

A região da bacia do alto Atibaia apresenta relevante importância socioeconômica devido às diversas atividades agropastoris e industriais em desenvolvimento, além dos numerosos reservatórios que propiciam atividades recreativas, abastecimento público local e para boa parte da Região Metropolitana de São Paulo (SMA, 1998).

De acordo com a Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, os principais problemas ambientais locais são as monoculturas, uso de agrotóxicos, fertilizantes, queimadas e demais preparos do solo para agricultura, extração mineral artesanal de argila para olarias, exploração de pedras ornamentais e brita (SMA, 1998). Além disso, destaca-se a presença de indústrias de papel e celulose, alimentícia, sucro-alcooleira, têxtil, curtume, metalúrgica, eletroeletrônica, química e petroquímica (CETESB, 2005).

O relevo, de forma geral, é acidentado e composto de rochas antigas. Por ser um terreno montanhoso, apresenta altitudes que variam de 800 a 1300m, sendo mais densamente povoado onde o relevo é mais ameno. O solo, do tipo latossolo, apresenta pequena espessura e baixa fertilidade, o que é agravado pela extensão da pecuária e processos de erosão (SMA, 1998).

Grande parte da área de estudo localiza-se na Área de Proteção Ambiental (APA) Piracicaba/Juqueri Mirim, estabelecida pela Lei Estadual 7.438/91 com o intuito de proteger recursos hídricos e remanescentes da Mata Atlântica. Esta unidade de conservação engloba total ou parcialmente os seguintes municípios situados na área de abrangência do programa: Joanópolis, Piracaia, Nazaré Paulista, Bragança Paulista, Vargem, Tuiuti, Pedra Bela e Pinhalzinho (SMA, 1998). Já o município de Atibaia encontra-se delimitado pela APA Represa Bairro da Usina (CETESB, 2002).

O projeto citado, do qual o presente trabalho faz parte, objetiva desenvolver um sistema de biomonitoramento múltiplo para a região da bacia do alto Atibaia (sub-bacias Atibainha e Cachoeira), a partir das informações levantadas sobre taxonomia e ecologia da mata ripária e de comunidades aquáticas (plâncton, bentos, perifiton e peixes). O enfoque principal está voltado à área de cabeceira do rio Atibaia, a qual compreende 6 dos municípios citados: Joanópolis, Piracaia, Nazaré Paulista, Bom Jesus dos Perdões, Mairiporã e Atibaia (CETESB, 2002). Tais municípios apresentam índices relativamente altos de coleta de lixo, com 58,6% a 94,2% de domicílios atendidos. Porém, os números não se repetem quanto ao esgotamento sanitário, variando entre

23,4% e 76,1% e ao tratamento da água, que oscila entre 32,9% a 81,7% de domicílios atendidos (IBGE, 2006). Além disso, boa parte dos corpos d'água desta região recebe efluentes praticamente *in natura*, como os rios Cachoeira, que recebe esgoto da cidade de Piracaia, e Atibaia, que recebe esgoto dos municípios de Atibaia e Nazaré Paulista, este último justamente o que apresentou a pior situação em relação aos três índices tratados acima (SMA, 1998).

Como se vê, apesar da importância socioeconômica da região, inclusive como manancial, seus corpos d'água vêm sendo comprometidos pelos níveis inadequados de saneamento e demais atividades antropogênicas. Tal situação justifica plenamente a execução deste projeto, tendo em vista a relevância do uso de bioindicadores na avaliação da qualidade ambiental, visando a reabilitação e a conservação dos sistemas aquáticos.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BASSET, A. et al. Monitoring with benthic macroinvertebrates: advantages e disadvantages of body size descriptors. **Aquatic conservation**, v.14, p. 43-58, 2004.

BRANDIMARTE, A.L et al. Comunidade de invertebrados bentônicos nas fases pré e pós-enchimento em reservatórios: um estudo de caso no reservatório de aproveitamento múltiplo do rio Mogi-Guaçu (SP). In: HENRY, R. (Org.). **Ecologia de reservatórios: Estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu: FUNDIBIO/FAPESP, 1999. cap. 13, p. 375-408.

BASSOI, L.J.; GUAZELLI, M.R. Controle ambiental da água. In: PHILLIPI Jr, A. et al. (Orgs.). **Curso de gestão ambiental**. Barueri: Manole, 2004 (Coleção Ambiental; 1). cap. 3, p.53-99.

BUTTERWORTH, F.M. Introduction to biomonitors and biomarkers as indicators of environmental change. In: BUTERWORTH, F.M. et al. (Orgs.). **Biomonitors and biomarkers as indicators of environmental change**. New York: Plenum Press, 1995. cap.1, p. 1-8.

CETESB. **Estudos preliminares para o uso de índices biológicos no biomonitoramento de ambientes aquáticos continentais** – Riachos e corredeiras na bacia hidrográfica do rio Atibaia. São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB), 2002. 85p.

CETESB. **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo –2004**. São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB), 2005. 268p.

CHESSMAN, B.C. Rapid assessment of rivers using macroinvertebrates: A procedure based on habitat-specific sampling, family level identification and a biotic index. **Australian Journal of Ecology**, West Ryde, v. 20, p. 122-9, 1995.

CUMMINS, K.W. Macroinvertebrates. In: WHITTON, B.A. (Org.). **River ecology** – Studies in Ecology. Berkley: University California Press, 1975. cap. 8, v. 2, p. 170-98.

CUMMINS, K.W. Invertebrates. In: CALLOW, P.; PETTS, G.E. (Orgs.). **The rivers handbook** – hydrobiological and ecological principles. Oxford: Blackwell Science, 1992. v.1, p. 234-250.

CUMMINS, K.W. Bioassessment and analysis of functional organization of running water ecosystems. In: LOEB, S.L.; SPACIE, A. (Orgs.). **Biological monitoring aquatic system**. Boca Raton: Lewis Publishers, 1994. p 3-7.

EPA-OHIO. **Biological criteria for the protection of aquatic life**: Users manual for biological field assessment of Ohio surface waters. Columbus: Division of Water Quality Monitoring and Assessment, 1987.

FRIEDRICK, G. et al. The use of biological material. In: CHAPMAN, D. (Org.). **Water quality assessments – A guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring**. Cambridge: University Press, 1996. cap. 5, p. 175-242.

HAWKES, H. A. Origin and development of the Biological Monitoring Working Party Score System. **Water Research**. v. 32, n. 3, p. 964-968, 1997.

HARMAN, W.N. Snails (Mollusca: Gastropoda). In: HART Jr., C.W.; FULLER, S.L.H. (Orgs.). **Pollution ecology of freshwater invertebrates**. New York: Academic Press, 1974. cap. 9. p. 275-312.

HELLAWELL, J.M. **Biological indicators of freshwater pollution and environmental management**. Pollution Monitoring Series. New York: Elsevier Applied Science, 1989. 546p.

HYNES, H.B.N. **The ecology of running waters**. Liverpool: Liverpool University Press, 1970. 555p.

IBGE. **Censo**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2006. Disponível em <<http://www.ibge.com.br>>. Acesso em 16 jan. 2006.

JUNQUEIRA, V.M.; CAMPOS, S.C.M. Adaptation of the “BMWP” method for water quality evaluation to Rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 10, n. 2, p.125-135. 1998.

JUNQUEIRA, M.V et al. Biomonitoramento da qualidade das águas da bacia do alto Rio das Velhas (MG/Brasil) através de macroinvertebrados. **Acta Limnologica Brasiliensia**. v. 12, p. 73-87, 2000.

KLUMPP, A. Utilização de bioindicadores de poluição em condições temperadas e tropicais. In: MAIA, N.B et al. (Org.). **Indicadores ambientais: Conceitos e aplicações**. São Paulo: EDUC, 2001. p. 77-94.

KUHLMANN, M.L et al. Invertebrados bentônicos como indicadores de impactos antrópicos sobre ecossistemas aquáticos continentais. In: MAIA, N.B et al. (Orgs.). **Indicadores ambientais: Conceitos e aplicações**. São Paulo: EDUC, 2001. p. 237-48.

LOEB, S.L. An ecological context for biological monitoring. In: LOEB, S.L; SPACIE, A. (Orgs.). **Biological monitoring aquatic system**. Boca Raton: Lewis Publishers, 1994. cap. 1, p. 3-7.

LOYOLA, R. G. N. Atual estágio do IAP no uso de índices biológicos de qualidade. In: SIMPÓSIO DE ECOSSISTEMAS BRASILEIROS, 5, 2000, Vitória. **Anais**. Vitória: ACIESP, 2000. v. 2 – Conservação e Duna, nº 109, p. 46-52.



MEYBECK, M. et al. Strategies for water quality assessment. In: CHAPMAN, D. (Org.). **Water quality assessments – A guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring**. Cambridge: University Press, 1996. cap. 2, p. 23-67.

MMA. **Força-tarefa nacional para o controle do Mexilhão-Dourado**. Relatório Final. Brasília: Ministério do Meio Ambiente – Secretaria de qualidade ambiental nos assentamentos humanos. 2004. 28p.

PEREIRA, D.; DE LUCA, S.J. Benthic macroinvertebrates and the quality of the hydric resources in Maratá Creek basin (Rio Grande do Sul, Brazil). **Acta Limnologica Basiliensia**, v. 15, n. 2, p. 57-68, 2003.

RESH, V.H. Freshwater benthic macroinvertebrates and rapid assessment procedures for water quality monitoring in developing and newly industrialized countries. In: DAVIS, W.S.; SIMON, T.P. (Orgs.). **Biological assessment and criteria – tools for water resource planning and decision making**. Boca Raton: Lewis Publishers, 1995. cap.12, p.167-177.

ROSENBERG, D. M; RESH, V. M. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D. M.; RESH, V. M (Orgs.). **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York: Chapman e Hall, 1993. cap. 1, p. 1-9.

SMA. **Entre Serras e Águas – Plano de desenvolvimento sustentável para a área de influência da duplicação da rodovia Fernão Dias**. Caderno de subsídios nº 04. Relatório de qualidade ambiental 1998. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo (SMA), 1998. 127p.

STEWART, A.J; LOAR, J.M. Spatial and temporal variation in biomonitoring data. In: LOEB, S.L; SPACIE, A. (Orgs.). **Biological monitoring aquatic system**. Boca Raton: Lewis Publishers, 1994. cap.7, p 3-7.

TOWNSEND, C. R. et al. Persistence of stream invertebrate communities in relation to environmental variability. **Journal of Animal Ecology**, v. 56, p. 597-613, 1987.

TUCCI, C.E.M. Água no meio urbano. In: REBOUÇAS, A.C. et al. (Orgs.). **Águas doces no Brasil – Capital ecológico, uso e conservação**. São Paulo: Escrituras, 1999. cap.14, p. 475-507.

TUNDISI, J.G. **Água no século XXI – Enfrentando a escassez**. São Carlos: RiMa, IIE, 2003, 248p.

WIEDERHOLM, T. Use of benthos in lake monitoring. **Journal of Water Pollution control Federation** (Journal WPCF), v. 52, n. 3, p. 537-47, 1980.

## **CAPÍTULO I**

**“USO DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS NA AVALIAÇÃO DE ALTERAÇÕES  
ANTROPOGÊNICAS NA BACIA DO ALTO ATIBAIA (SP)”**

## ABSTRACT

**Use of benthic macroinvertebrates to assess anthropogenic changes in the Atibaia river basin (São Paulo State).** Due to the importance of the use of bioindicators to assess environmental quality and the advantages of employing benthic macroinvertebrates for this purpose, these organisms were used in the present study to assess the water quality of the Atibaia river basin (SP) in eight sites: 3 in the Atibainha river, 3 in the Cachoeira river, and 2 in the Atibaia river. Channel, depositional margin and erosional margin were sampled. Three replicates were collected in each habitat using a Hess sampler (678.9 cm<sup>2</sup>, 500µm mesh) or modified Petersen grab (325 cm<sup>2</sup>). Sediment samples were collected with a stainless steel modified Petersen grab for analysis of granulometry, humidity and total, volatile and fixed residues. Organisms were identified up to the family taxonomic level. Total average density, average relative abundance, richness, dominance and diversity of families were computed. Spearman's rank correlation coefficient ( $\alpha= 0.05$ ) was used to correlate the biota and community descriptors of limnological variables. The principal components analysis was applied to the density of main *taxa* in the sampling sites. In the Atibainha and Cachoeira rivers, headwater and downstream reservoir sites presented lower richness and diversity than intermediate sites. In the sampling sites of the Atibaia river, the fauna responded to the water quality decline, reflecting an environmental gradient.

**Key-words:** benthic macroinvertebrates, water quality, biological assessment, rivers.

## RESUMO

**Uso de macroinvertebrados bentônicos na avaliação de alterações antropogênicas na bacia do alto Atibaia (SP).** Frente à importância do uso de bioindicadores para avaliação da qualidade ambiental e às vantagens do emprego de macroinvertebrados bentônicos para este fim, o presente trabalho utilizou estes organismos para avaliar a qualidade da água da bacia do alto Atibaia (SP) em oito pontos de amostragem: 3 no rio Atibainha, 3 no rio Cachoeira e 2 no rio Atibaia. Foram amostrados o canal, a margem deposicional e a margem erosional, sendo coletadas três unidades amostrais em cada ambiente de cada ponto, com auxílio do amostrador Hess (rede de 500 µm e área de 678,9 cm<sup>2</sup>) ou pegador Petersen modificado (área de pegada de 325 cm<sup>2</sup>). Foram coletadas amostras de sedimento com pegador Petersen modificado em aço inox para análise de granulometria, resíduos totais, voláteis e fixos e umidade. Os organismos foram identificados até o nível taxonômico de família, calculando-se a densidade média total, abundância relativa média, riqueza, dominância e diversidade de famílias. Realizou-se análise de correlação entre as principais variáveis limnológicas e a biota e descritores da comunidade através do teste de correlação de Spearman ( $\alpha= 0,05$ ). Efetuou-se análise de componentes principais para a densidade dos principais táxons nos pontos amostrados. Nos rios Atibainha e Cachoeira, pontos de cabeceira e à jusante de reservatórios tenderam a apresentar riqueza e diversidade menores que os pontos de localização intermediária. Já nos pontos situados no rio Atibaia, a fauna respondeu à deterioração da qualidade da água, refletindo um gradiente ambiental.

**Palavras-chave:** macroinvertebrados bentônicos, qualidade da água, avaliação biológica, rios.

## INTRODUÇÃO

Dentre a biota aquática, a comunidade de invertebrados bentônicos é uma das mais utilizadas para avaliar a qualidade da água (BRANDIMARTE et al., 2004). Isto porque, devido a sua mobilidade restrita, a estrutura dessa comunidade é fortemente determinada pelos fatores ambientais, refletindo na qualidade retrospectiva do ambiente e evidenciando alterações que nem sempre podem ser reveladas através do dispendioso monitoramento físico e químico da água (EPA-OHIO, 1987; LOYOLA, 2000; BASSET et al., 2004).

Além disso, outras características do zoobentos os habilitam como indicadores ambientais, tais como grande número de espécies, com ampla variedade de grupos funcionais mesmo dentro do nível taxonômico de família ou gênero (EPA-OHIO, 1987), ciclo vital relativamente longo, resposta rápida a estresse ambiental, ubiqüidade, além de tamanho adequado para amostragem e manipulação (TOWNSEND et al., 1987; CUMMINS, 1992; ROSENBERG e RESH, 1993; CHESSMAN, 1995; JUNQUEIRA et al., 2000; LOYOLA, 2000; KUHLMANN et al., 2001; BASSET et al., 2004).

Alguns fatores, no entanto, podem causar certa dificuldade ao uso do zoobentos como bioindicadores, tais como dificuldade de identificação taxonômica e padrão de distribuição agregado, que requer um elevado número de réplicas para que a amostra seja considerada significativa, o que implica em maior tempo destinado à triagem dos organismos e custos financeiros mais elevados (ROSENBERG e RESH, 1993; BUTTERWORTH, 1995; RESH, 1995).

Parte da problemática relacionada à amostragem e identificação poder ser amenizada com a adoção de técnicas de avaliação rápida que, em geral, são baratas e apresentam resultados confiáveis que podem subsidiar decisões de controle (KUHLMANN et al., 2001). A identificação taxonômica até o nível de família é exemplo de uma dessas técnicas. Mesmo com um certo risco de subestimar algumas métricas, como advertido por GUEROLD (2000), este nível de identificação tem sido empregado e indicado por muitos pesquisadores na avaliação da qualidade da água (CHESSMAN, 1995; THORNE e WILLIAMS, 1997; BARBOUR et al., 1999; HEWLETT, 2000; JUNQUEIRA et al., 2000; SCHMIDT-KLOIBER e NIJBOER, 2004; IMBIMBO, 2006). Essa técnica é mais simples, rápida e econômica em relação à identificação até gênero ou espécie, sendo apropriada para a aplicação de métricas confiáveis que reflitam a degradação ambiental, além de diminuir a interferência da heterogeneidade espacial e eventos estocásticos em monitoramento de rotina (THORNE e WILLIAMS, 1997).

Em suma, o uso de invertebrados bentônicos em avaliações ambientais, assim como de técnicas de avaliação rápida, tem se mostrado vantajoso, por ser barato e muito informativo, além de apropriado para aplicação em pesquisas de gestão de recursos hídricos em países em

desenvolvimento (RESH, 1995).

No que se refere à diversidade da comunidade zoobentônica, geralmente, tende a ser baixa em pequenas cabeceiras, mesmo em águas prístinas, devido à menor diversidade de habitats e chance de colonização por deriva, pobreza em nutrientes e alimento e, conseqüentemente, menor produtividade (CUMMINS, 1994; FRIEDRICK et al., 1996; MANDAVILLE, 2001). Efeito semelhante é observado em ambientes impactados, devido à eliminação dos táxons mais sensíveis e dominância de formas tolerantes (HELLAWELL, 1989). Assim, espera-se que num rio ocorra um valor menor de riqueza e diversidade de famílias nos pontos de cabeceiras, bem como nos pontos mais distantes delas que representam uma somatória de impactos. Os maiores valores obtidos são esperados nos pontos de localização intermediária, refletindo um gradiente ambiental.

A biota e, em particular, a comunidade bentônica, portanto, é um valioso instrumento na avaliação da qualidade da água em ambientes sujeitos a impactos antropogênicos e que, ao mesmo tempo, são fontes de recursos fundamentais para o desenvolvimento. Este é o caso da bacia do rio Atibaia, que apresenta relevante importância socioeconômica devido às diversas atividades agropastoris e industriais em desenvolvimento nesta região, além de possuir reservatórios que propiciam atividades recreativas, abastecimento público local e para boa parte da Região Metropolitana de São Paulo (SMA, 1998). Por isto é importante que a qualidade dessas águas seja assegurada. Neste sentido, o grupo de Ecologia de Águas Continentais do Departamento de Ecologia do Instituto de Biociências-USP e a CETESB desenvolveram o projeto “Uso de índices biológicos no biomonitoramento de ambientes aquáticos continentais – riachos e corredeiras na bacia hidrográfica do rio Atibaia, SP” (SMA, 1998; CETESB, 2002).

O projeto citado tem por finalidade o desenvolvimento de um sistema de biomonitoramento múltiplo para a região da bacia do alto Atibaia (sub-bacias Atibainha e Cachoeira), a partir das informações levantadas sobre taxonomia e ecologia da mata ripária e de comunidades aquáticas (plâncton, bentos, perifiton e peixes). O presente trabalho está inserido na segunda campanha de coletas desse projeto, privilegiando o período de seca, e tem por objetivo avaliar as alterações antropogênicas na bacia do alto Atibaia a partir da comunidade de macroinvertebrados bentônicos.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### **Descrição da Área de Estudo**

A área de cabeceira do rio Atibaia compreende 6 municípios: Joanópolis, Piracaia, Nazaré Paulista, Bom Jesus dos Perdões, Mairiporã e Atibaia (CETESB, 2002). Nela destacam-se os rios Atibainha e Cachoeira, ambos de pequeno porte, enquadrados na classe especial pela SMA. Cada

um destes rios possui um reservatório, a jusante dos quais as águas estão enquadradas na classe 2. O reservatório do rio Atibainha situa-se no município de Nazaré Paulista e o do rio Cachoeira, nas proximidades do município de Piracaia. Os dois reservatórios estão em operação desde 1974 e fazem parte do Sistema Cantareira, principal abastecedor da Região Metropolitana de São Paulo (SMA, 1998).

Em seqüência aos seus respectivos reservatórios, os rios Cachoeira e Atibainha se unem e originam o rio Atibaia. Trabalhos realizados com a comunidade bentônica, entre abril/79 e janeiro/80, evidenciaram que a cabeceira do rio Atibaia era uma área relativamente preservada, mas já com forte indicação de deterioração parcial da qualidade de suas águas (SMA, 1998).

O rio Atibaia e seus tributários integram-se à bacia do rio Piracicaba, que pertence ao 5º grupo de Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRH). De forma geral, as águas dessa bacia destinam-se ao abastecimento público e industrial, afastamento de efluentes domésticos e industriais, atividades agropastoris, geração de energia e recreação (CETESB, 2005).

O território da 5ª UGRH abrange uma região de alta densidade populacional aliada a um grande desenvolvimento industrial e uma região rural com atividades agroindustriais. O solo é do tipo latossolo, de pequena espessura e baixa fertilidade, característica acentuada pela extensão da pecuária e processos de erosão. O clima é ameno, ocorrendo um período de estiagem que compreende os meses de abril a setembro (SMA, 1998; CETESB, 2005).

### **Coleta e Análise de dados**

A amostragem das variáveis abióticas e bióticas foi realizada em setembro/2002, englobando 3 pontos no rio Atibainha (P1, P2 e P3), 3 no rio Cachoeira (P4, P5 e P6) e 2 no rio Atibaia (P7 e P8) (Fig. 1).

Amostras de sedimento para análise de granulometria e resíduos foram obtidas em triplicata para três habitats (canal, margem deposicional, margem erosional) amostrados em cada ponto com um pegador do tipo Petersen modificado em aço inox (CETESB, 2002). Em cada habitat foram determinados os valores de resíduos totais, umidade, resíduos fixos e voláteis, sendo efetuada a média para o ponto.

Amostras quantitativas de sedimento para análise da fauna associada foram obtidas em triplicata nos três habitats com coletores diferentes de acordo com a adequação. Assim, utilizou-se o amostrador Hess com rede de 500  $\mu\text{m}$  e área de 678,9  $\text{cm}^2$  nos pontos 1 e 2, devido à baixa profundidade e substrato de maior granulometria, como cascalho e areia. Para o restante dos pontos, empregou-se o pegador Petersen modificado com área de pegada de 325 $\text{cm}^2$ , apropriado para maiores profundidades, podendo o substrato ser fino ou grosso (BRANDIMARTE et al., 2004).



**Figura 1** – Mapa da área de estudo, sub-bacia da região de cabeceira do rio Atibaia (SP), com a localização dos pontos de amostragem (modificado de SMA, 1998).

As amostras de sedimento para análise de fauna associada foram lavadas em água corrente com peneira de abertura de malha de 500  $\mu\text{m}$ , sendo o material retido preservado em álcool 70°GL e corado com Rosa de Bengala. Amostras com material inorgânico grosseiro abundante, como areia e cascalho, foram submetidas à flutuação com solução supersaturada de cloreto de sódio (NaCl) como descrito em BRANDIMARTE e ANAYA (1998).

Os organismos foram triados sob estereomicroscópio e, sempre que possível, identificados até o nível taxonômico de família com o auxílio das chaves de identificação de McCAFFERTY (1998), MERRITT e CUMMINS (1996), PENNAK (1989), PÉREZ (1988), THORP e COVICH (1991) e WIGGINS (1998). Para a família Chironomidae, a identificação ocorreu até subfamília ou tribo, sendo que em Chironomini foram englobados espécimes de Pseudochironomini devido à impossibilidade de distinguir ambas as tribos sob estereomicroscópio.

### **Tratamento de Dados**

Analísaram-se os seguintes descritores da comunidade: densidade média total, abundância relativa, dominância, riqueza e diversidade de famílias.

A densidade média total resultou da média de todas as unidades amostrais coletadas em cada ponto.

A abundância relativa, em porcentagem, resultou da relação entre o número de indivíduos de cada táxon e o número total de indivíduos da amostra, sendo calculada a partir da média das abundâncias relativas de todas as unidades amostrais de cada ponto. Calculou-se a abundância relativa para os dados identificados apenas até o nível taxonômico de família, desprezando-se os valores de níveis taxonômicos maiores e agrupando os valores de níveis menores na família correspondente. A partir destes dados, selecionou-se a família de maior abundância relativa, correspondendo à dominância de famílias (PLAFKIN et al., 1989).

A riqueza total por ponto resultou da simples somatória de todas as famílias registradas. Justifica-se que, apesar da riqueza ser comumente avaliada em nível taxonômico de espécie, ela também pode ser trabalhada com um agrupamento de táxons, podendo ser aplicada ao nível de família (BARBOUR et al., 1999).

Para o cálculo da diversidade de famílias empregou-se o índice de diversidade de Shannon-Wiener (PIELOU, 1966), calculado a partir da somatória das densidades de todas unidades amostrais de cada ponto, desprezando-se os dados classificados em nível taxonômico superior e agrupando aqueles classificados em níveis menores na família correspondente.

Utilizou-se o coeficiente de correlação de Spearman (SIEGEL e CASTELLAN, 1988) para avaliar a existência de correlação entre as variáveis limnológicas para a água de fundo (pH, condutividade, temperatura da água, oxigênio dissolvido, profundidade e nitrogênio amoniacal total) e os descritores da comunidade (densidade total, riqueza e diversidade), bem como entre as variáveis limnológicas e as densidades dos principais táxons, sendo eles todos os que apresentaram abundância relativa maior que 7,5%, com exceção de Naucoridae, registrado nessa proporção em apenas um ponto. Cabe salientar que os dados relativos às variáveis limnológicas foram obtidos junto à CETESB (relatório em preparação).

Com o objetivo de se explorar padrões de abundância de organismos e suas relações com as variáveis limnológicas nos pontos de coleta, foi realizada uma análise de ordenação baseada na análise de componentes principais. A análise foi efetuada a partir de uma matriz de 8 linhas (pontos de amostragem) por 14 colunas (principais táxons – Sphaeriidae, Elmidae, Chironomini, Tanytarsini, Orthoclaadiinae, Tanypodinae, Tubificidae e Turbellaria – e variáveis ambientais para água de fundo – profundidade, temperatura e condutividade da água, nitrogênio amoniacal total, oxigênio dissolvido e pH). A matriz original foi padronizada por “ranging” (SNEATH e SOKAL, 1973 apud LEGENDRE e LEGENDRE, 1998). O procedimento foi baseado numa centralização e padronização dos dados, sendo o PCA desenvolvido sobre uma matriz de correlações. Os cálculos foram realizados através do pacote estatístico MVSP versão 3.11 (KOVACH, 2000).



## RESULTADOS

### Caracterização do Substrato

Os resultados da análise granulométrica indicam uma maior contribuição das frações silte/argila com o distanciamento dos pontos de cabeceira (P1 e P4) (Tab. I).

**Tabela I** – Composição granulométrica dos diferentes habitats amostrados da bacia do alto Atibaia (SP), onde C representa canal, MD, margem deposicional e ME, margem erosional.

	C	MD	ME
<b>P1</b>	Arenoso	Arenoso	Arenoso
<b>P2</b>	Arenoso	Arenoso	Arenoso
<b>P3</b>	Arenoso	Areia siltica	Areia siltica
<b>P4</b>	Arenoso	Arenoso	Arenoso
<b>P5</b>	Laje	Areia siltica	Areia siltica
<b>P6</b>	Arenoso	Silte arenoso	Arenoso
<b>P7</b>	Areia argilosa	Areia argilosa	Areia siltico argilosa
<b>P8</b>	Areia siltica	Areia argilosa	Arenoso

As quantidades de resíduos voláteis e umidade no sedimento aumentaram com o distanciamento da região de cabeceira no rio Atibainha, porém o padrão não se repetiu no rio Cachoeira (Tab. II).

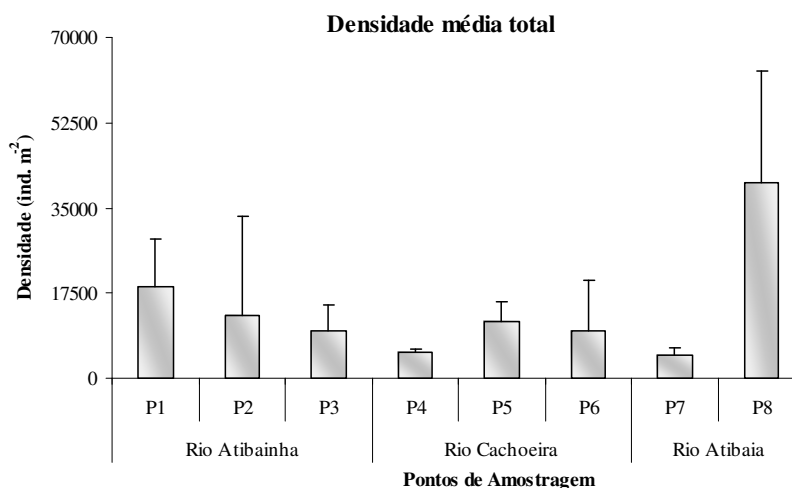
**Tabela II** – Valores, em porcentagem, de resíduos totais (RT), umidade (U), resíduos fixos (RF) e resíduos voláteis (RV) do sedimento nos pontos de amostragem da bacia do alto Atibaia (SP).

	RT	U	RF	RV
<b>P1</b>	71,8	28,2	94,8	5,2
<b>P2</b>	71,5	28,5	96,7	3,3
<b>P3</b>	44,6	55,4	32,7	7,2
<b>P4</b>	58,5	41,4	93,0	6,8
<b>P5</b>	53,8	46,1	93,7	6,4
<b>P6</b>	58,4	41,6	94,0	6,0
<b>P7</b>	58,9	41,1	93,9	6,1
<b>P8</b>	61,3	38,7	95,0	5,0

### Variáveis Biológicas

Foram identificadas 54 famílias de macroinvertebrados bentônicos. Somadas estas famílias às subfamílias Orthoclaadiinae e Tanypodinae e tribos identificadas de Chironomidae, além dos espécimes mantidos em grandes grupos, totaliza-se uma riqueza de 62 táxons para o conjunto de pontos amostrados (Anexo 1).

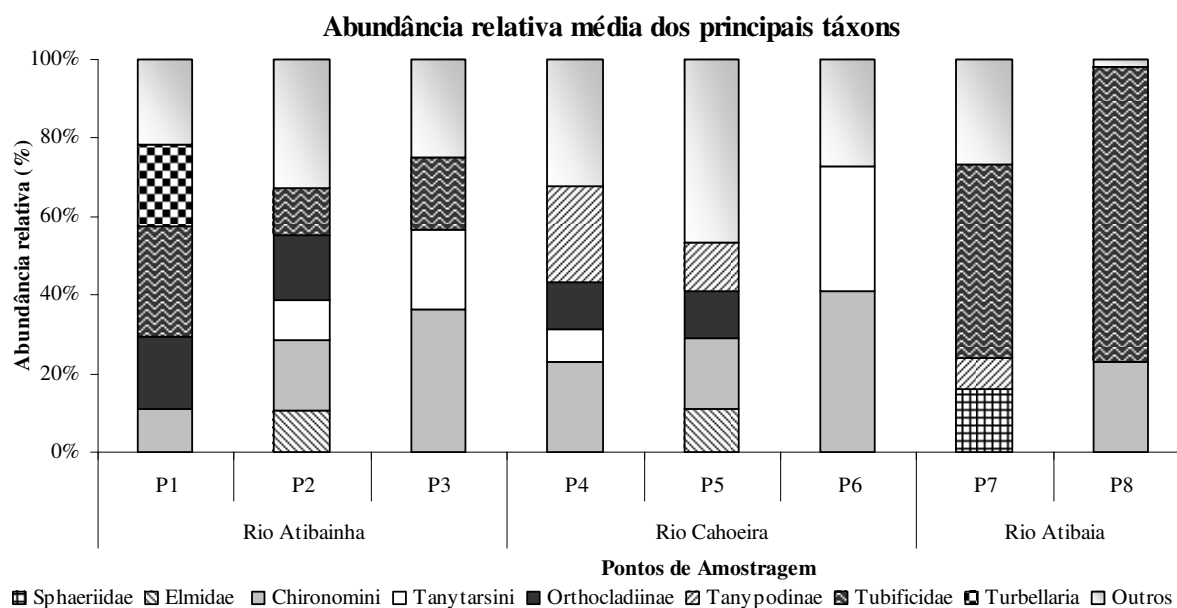
No rio Atibainha a densidade tendeu a diminuir em direção a jusante e no rio Cachoeira a tendência foi inversa. Dos pontos de amostragem situados no rio Atibaia (P7 e P8), destacam-se o maior e o menor dos valores obtidos dentre todos os pontos, sendo o menor observado no P7 e o maior no P8. No P2 e P8 foram detectadas as maiores variações dos valores de densidade entre as unidades amostrais (Fig. 2).



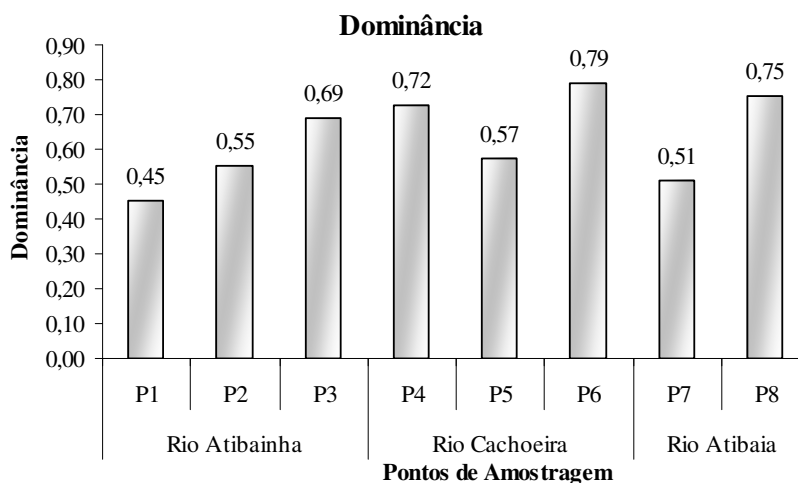
**Figura 2** – Densidade média total de macroinvertebrados bentônicos para cada ponto de amostragem da bacia do alto Atibaia (SP).

Resultados referentes à abundância relativa de todos os táxons estão apresentados no Anexo 2. Em relação à abundância relativa dos principais táxons, a família Sphaeriidae destacou-se apenas no P7; Elmidae no P2 e P5; Chironomini em todos os pontos, exceto P7; Tanytarsini no P2, P3, P4 e P6; Orthoclaadiinae no P1, P2, P4 e P5; Tanypodinae no P4, P5 e P7; Tubificidae no P1, P2, P3 e, principalmente, no P7 e P8, onde foi dominante; Turbellaria apenas no P1 (Fig. 3).

Os valores de dominância de famílias foram menores no P1, P2, P5 e P7, e maiores no P6 e P8 (Fig. 4).

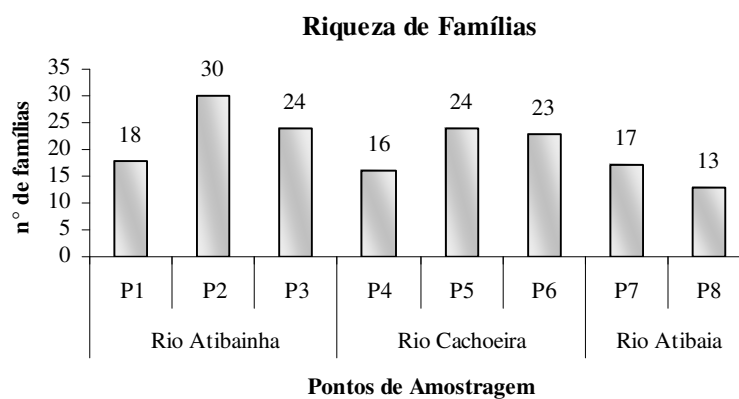


**Figura 3-** Abundância relativa média dos principais táxons de macroinvertebrados bentônicos nos pontos de amostragem da bacia do alto Atibaia (SP).



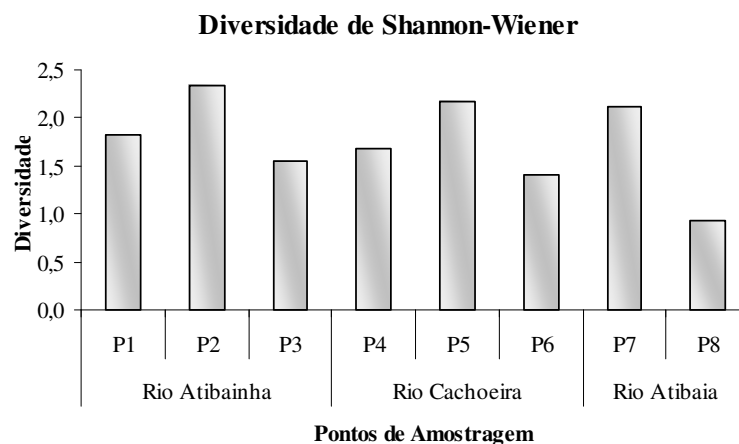
**Figura 4** – Valores de dominância da macrofauna bentônica nos pontos de amostragem da bacia do alto Atibaia (SP).

Nos pontos de cabeceira (P1 e P4) foram registrados valores menores de riqueza de famílias que nos pontos subsequentes de localização intermediária (P2 e P5). Já nos pontos mais distantes das cabeceiras, (P3, P7 e P8) observou-se novamente um decréscimo desta variável (Fig. 5).



**Figura 5** – Riqueza total de famílias de macroinvertebrados bentônicos registrada nos pontos de amostragem da bacia do alto Atibaia (SP).

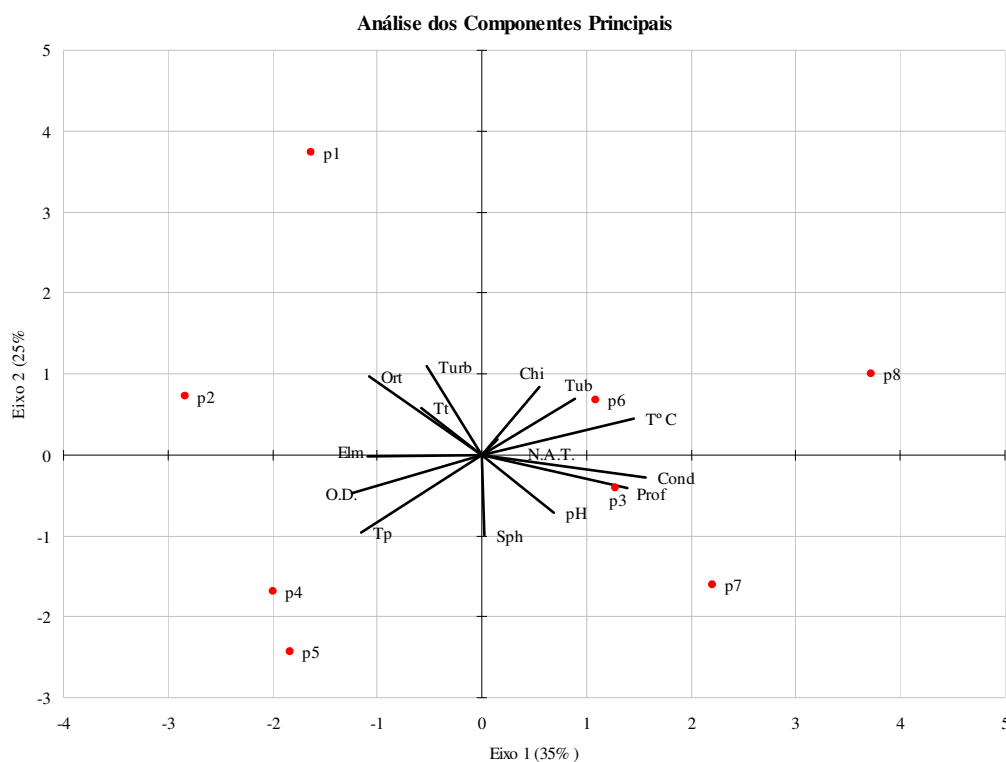
Menores valores de diversidade de famílias foram registrados nos pontos de baixo gradiente (P3, P6 e P8), com exceção do P7. Os maiores valores foram obtidos nos pontos de localização intermediária (P2 e P5) (Fig. 6).



**Figura 6** - Índice de diversidade de Shannon-Wiener para a macrofauna bentônica dos pontos de amostragem da bacia do alto Atibaia (SP).

A maioria das correlações significativas, ao nível de significância adotado ( $\alpha=0,05$ ), foram negativas, ocorrendo entre a densidade de Elmidae e condutividade; Orthoclaadiinae e profundidade, temperatura, pH e condutividade; Tanypodinae e temperatura e Turbellaria e pH. Apenas as densidades de Chironomini e Tubificidae apresentaram correlação positiva significativa com a temperatura.

Os dois primeiros eixos resultantes da análise de componentes principais (Fig. 7) contêm aproximadamente 60% da variância total da matriz, alcançando respectivamente as proporções de 35 e 25% do total, conforme os autovalores apresentados na Tabela III.



**Figura 7** – Interpolação dos dois primeiros eixos resultantes da análise de componentes principais baseada na matriz de variáveis limnológicas e densidade dos principais táxons nos pontos de amostragem da bacia do alto Atibaia (SP). As variáveis para água de fundo estão representadas por O.D = oxigênio dissolvido; Cond. = condutividade; Prof = profundidade; T°C = temperatura da água; N.A.T. = nitrogênio amoniacal total e pH = potencial hidrogeniônico. Os principais táxons estão representados por Chi= Chironomini; Elm = Elmidae; Ort = Orthocladiinae; Sph = Sphaeriidae; Tp = Tanypodinae; Tt = Tanytarsini; Tub = Tubificidae e Turb= Turbellaria.

**Tabela III** – Autovalores alcançados pela análise de componentes principais com base na matriz de correlação.

<b>Autovalores</b>	<b>Eixo 1</b>	<b>Eixo 2</b>
Valor	4,9465	3,4342
% de variabilidade	0,3533	0,2453
% Acumulada	0,3533	0,5986

A composição de fatores no primeiro eixo sintético mostra as variáveis associadas com a profundidade (temperatura, condutividade e pH) em contraposição àquela correspondente ao oxigênio dissolvido. Este arranjo identifica essencialmente a contribuição da polarização entre O.D. e profundidade como fonte geradora do principal gradiente ambiental. Desta forma, o desempenho destas variáveis nos pontos de alto gradiente (P1, P2, P4 e P5) os situam em oposição aos de baixo gradiente (P3, P6, P7 e P8) no primeiro eixo. Notou-se ainda, que pontos de alto gradiente de cada rio, Atibainha (P1 e P2) e Cachoeira (P4 e P5), apresentaram menores discordâncias na composição da fauna entre si que em relação aos do outro rio. Nesses pontos, destacaram-se principalmente a contribuição de Orthocladinae, Elmidae e Tanypodinae. Já no outro extremo, onde a profundidade e a condutividade foram maiores, observou-se proporção relativamente alta de Tubificidae, em especial no P8 (Fig. 7).

## DISCUSSÃO

A riqueza e a diversidade são componentes importantes na avaliação ambiental devido ao princípio básico que comunidades biológicas estáveis e saudáveis apresentam altos valores para estes parâmetros. Porém, sabe-se que em cabeceiras e em rios de menores ordens, estes descritores podem apresentar baixos valores devido ao baixo fluxo, baixa produtividade e diversidade de habitats (PLAFKIN et al., 1989; CUMMINS, 1994; LENAT e BARBOUR, 1994; FRIEDRICK et al., 1996). Em rios de ordens maiores esses parâmetros também tendem a diminuir, o que é explicado pelo conceito de contínuo de rios (VANNOTE et al., 1980), cujas previsões foram em grande parte comprovadas em rios de Mata Atlântica do sudeste brasileiro (BAPTISTA et al., 1998), sendo uma delas a de que há ocorrência de poucas espécies devido à variação de entrada de matéria orgânica, maior homogeneidade de habitats e degradação ambiental. Em ambientes impactados pelo enriquecimento orgânico, o zoobentos pode ser diretamente afetado. Se a poluição for leve, pode causar aumento de densidade e riqueza, principalmente devido ao acréscimo de táxons considerados facultativos e tolerantes, tais como Chironomidae e Tubificidae (THORNE e WILLIAMS, 1997), porém frente a cenários de forte poluição estes parâmetros tendem a decrescer (LENAT e BARBOUR, 1994; YUAN e NORTON, 2003). Neste último caso, organismos sensíveis, como Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera são eliminados devido à deposição de sedimento, em especial na margem deposicional, e à diminuição do nível de oxigênio, causada pela degradação da matéria orgânica por microorganismos, ao passo que as populações de táxons tolerantes aumentam, como Chironomidae e Oligochaeta. Como resultado, a diversidade diminui devido à alteração da estrutura da comunidade, principalmente quando há substâncias tóxicas que interfiram na reprodução e comportamento das espécies (HELLAWELL, 1989; PLAFKIN et al., 1989).

Com base no exposto acima, a análise de qualidade da água a partir do zoobentos em cabeceiras de rios deve ser feita com muita cautela, pois pode se chegar a um diagnóstico errôneo de águas impactadas devido às características intrínsecas como: menor chance de colonização por deriva, baixa riqueza de habitats, pobreza em nutrientes e alimento e conseqüentemente, menor produtividade. A fauna nesses ambientes costuma apresentar riqueza reduzida, com espécies sensíveis que podem ser muito abundantes (MANDAVILLE, 2001).

No presente trabalho, em função do referencial teórico, esperava-se que o P1, o ponto de cabeceira situado no rio Atibainha, apresentasse as características apontadas por MANDAVILLE (2001), o que de fato ocorre parcialmente quanto à menor riqueza em relação ao P2 e P3. Todavia, outras características do ambiente apontam para um cenário de enriquecimento orgânico do meio, como proposto por HELLAWELL (1989). Neste ponto registraram-se as maiores concentrações de fósforo total, ortofosfato e nitrogênio amoniacal para água superficial (IMBIMBO, 2006). Além, disso, o valor para resíduos voláteis, apesar de inferior a 10% do peso seco do sedimento, o que não classifica o substrato como rico em matéria orgânica (UNGEMACH, 1960 apud ESTEVES, 1998), é maior que o valor encontrado no P2, podendo até ser a causa da alta densidade total e elevadas densidades de táxons tolerantes à matéria orgânica, como Tubificidae, Turbellaria e Chironomidae (Chironomini e Orthoclaadiinae).

Segundo KENK (1974), a presença de Turbellaria pode indicar uma leve poluição orgânica, já que parte dos representantes deste táxon é favorecida sob essas condições. Porém, mediante forte poluição esses organismos estão ausentes, pois não toleram forte depleção de oxigênio e presença de produtos tóxicos intermediários e finais resultantes da decomposição de matéria orgânica.

O expressivo número de Tubificidae também reforça a suspeita de poluição orgânica, sendo considerados até mais tolerantes que Turbellaria, uma vez que resistem bem à depleção de oxigênio e à existência de sedimento de granulometria mais fina. Sob estas condições o número de espécies destes vermes tende a diminuir, mas a densidade aumenta, ao passo que outras formas bentônicas declinam (BRINKHURST e COOK, 1974).

Chironomidae abriga uma diversidade de espécies muito grande, inclusive em relação aos requisitos ambientais. A família, de forma geral, é considerada resistente à poluição orgânica, existindo algumas espécies capazes de tolerar baixíssimas concentrações de oxigênio dissolvido devido à presença de pigmentos respiratórios (CONNOLY et al., 2004), de forma que trabalhos que quantificam a sensibilidade dos macroinvertebrados bentônicos a este tipo de impacto atribuem menores valores para Chironomidae (p. ex., CHESSMAN, 1995; JUNQUEIRA et al., 2000).

É bem provável que a alteração ambiental do P1 esteja sendo causada por uma criação de trutas situada a montante do ponto de coleta, o que já foi detectado em trabalhos anteriores (CETESB, 2002; IMBIMBO, 2006). Assim, este segmento do rio Atibainha apresenta uma fauna

relativamente simples por causas naturais que ocorrem em regiões de cabeceiras, mas também por sofrer interferências do trutário.

A fauna do P2 apresentou os maiores valores de riqueza e diversidade, com mais de 32% dos seus táxons com abundância relativa abaixo de 7,5%. De acordo com a análise dos componentes principais, o P2 situou-se no extremo oposto do P8, sabidamente poluído e de pior qualidade da água (CETESB, 2002). Portanto, o rio apresenta indícios de depuração a partir do P1, uma vez que a concentração de oxigênio dissolvido é alta (CETESB, relatório em preparação) e apresenta Elmidae entre os táxons mais numerosos. Esta família é dependente de alto teor de oxigênio dissolvido na água (WHITE e BRIGHAM, 1996; CONNOLLY et al., 2004). Esta característica juntamente à mobilidade restrita torna a presença destes indivíduos significativa para estudos de qualidade da água, sendo considerada uma família pouco tolerante à poluição orgânica (ROBACK, 1974), o que de fato corrobora com o diagnóstico de boa qualidade da água para o ponto. Além dessa família, Chironomidae (aqui representada por Chironomini, Tanytarsini e Orthoclaadiinae) foi abundante e apesar de ser tolerante à poluição orgânica, a ocorrência da tribo Tanytarsini, que é considerada mais sensível (EPA-OHIO, 1987), indica boas condições ambientais.

O P3 apresentou características bem distintas dos demais pontos do rio Atibainha, conforme representado no padrão resultante da análise de componentes principais. O enriquecimento deste trecho do rio provocado pelos efluentes provindos da cidade de Nazaré Paulista (CETESB, 2002) e pela presença de estábulos e currais de um hotel situado à margem direita, pode ter promovido a riqueza relativamente alta observada nesse ponto, o que não refletiu na diversidade, que atingiu valores medianos devido às altas abundâncias de poucos táxons. Porém, já era esperada uma diminuição deste valor devido ao baixo gradiente, embora as condições da biota não pareçam ser de todo desfavoráveis devido à presença de Tanytarsini.

No rio Cachoeira, apesar da aparente preservação da mata ciliar do P4, observou-se uma baixa riqueza e mediana diversidade. Como salientado anteriormente, este é um fato possível de ocorrer em pequenas cabeceiras mesmo em águas prístinas (CUMMINS, 1994; FRIEDRICK et al., 1996). Além disso, valores relativamente altos de nitrogênio amoniacal total para água de fundo (CETESB, relatório em preparação) e de resíduos voláteis foram registrados neste ponto, indicando entrada de matéria orgânica no meio, a qual não afetou a oxigenação da água, mas pode estar reduzindo a biota, devido ao fato da amônia ser tóxica a muitos organismos (THORNE e WILLIAMS, 1997). Os principais táxons presentes no P4 pertencem à família Chironomidae, que geralmente é considerada como indicadora de águas degradadas. Porém, deve-se ser cauteloso ao utilizar esta informação, em vista do grande número de espécies que compõem esta família (MARQUES et al., 1999). No caso do P4, como uma importante parcela da comunidade é composta de Tanytarsini, sabidamente mais sensível, Chironomidae indica uma preservação pelo menos



parcial do ambiente. O substrato arenoso encontrado nos três habitats do ponto e na maioria dos habitats amostrados na bacia favorece gêneros psamófilos, inclusive de Tanytarsini, como detectado por KUHLMANN (1993) em um estudo da zona profunda da represa de Paraibuna (SP) e por HENRIQUE-OLIVEIRA et al. (2003) em um rio da Floresta da Tijuca (RJ).

De acordo com a fauna, o P5 também apresenta boa qualidade de água, pois Elmidae está entre os táxons mais abundantes e há relativamente pouca contribuição de táxons tolerantes nesta comunidade.

No P6, a densidade total e a diversidade não foram muito elevadas, porém, a riqueza foi relativamente alta. Neste ponto havia uma óbvia fonte de poluição pontual, pois uma residência à margem do rio lançava esgoto *in natura* através de uma tubulação. Todavia, alterações significativas da fauna em virtude da atividade microbiana de decomposição orgânica não ocorreram, pois se observou a presença de Tanytarsini.

No final da década de 70, um estudo realizado num trecho do rio Atibaia, visando determinar a qualidade da água a partir da comunidade bentônica, concluiu que a maioria dos pontos amostrados já apresentava sinais de impacto e desequilíbrio (JOHNSCHER et al., 1979). Atualmente, a situação não parece ser diferente. O P7 apresenta pouca mata ciliar, com residências próximas à margem esquerda, além de margear a cidade de Atibaia. O teor de resíduos voláteis do sedimento foi ligeiramente alto e o valor de nitrogênio Kjeldhal para água superficial foi o maior de todos os pontos (IMBIMBO, 2006). Esses fatores apontam para o enriquecimento orgânico da água que, aliado à granulometria mais fina do sedimento, tende a favorecer poucos organismos, como Tubificidae, dominante no ponto. No entanto, o valor de diversidade para o P7 foi um dos mais altos, pois com exceção de Tubificidae e Sphaeriidae, os outros 15 táxons presentes foram proporcionalmente semelhantes.

No P8 a interferência ambiental também é evidente, principalmente devido à baixa riqueza, alta densidade e dominância de um táxon tolerante, Tubificidae. A degradação ambiental deste ponto foi assinalada na fase preliminar deste projeto (CETESB, 2002). O despejo de esgotos industriais e domésticos da cidade de Atibaia, associado a pouca vegetação ciliar no P8, resultou em uma fauna com alta densidade, porém muito pobre. Além de Tubificidae, apenas Chironomini, com representantes do gênero *Chironomus*, foram expressivos na composição da comunidade. Ambos táxons são favorecidos em ambientes que sofrem descargas orgânicas, o primeiro se beneficia não apenas pelo alimento abundante, como também pela falta de predadores como Hirudinea (BRINKHURST, 1963 apud HELLAWELL, 1989). *Chironomus*, quando não há um quadro anóxico por tempo prolongado, também é favorecido por se alimentar de detritos orgânicos condicionados por bactérias (HELLAWELL, 1989).

Tanto o P8, quanto P7 apresentam um considerável nível de degradação ambiental, de forma que ambos situam-se relativamente próximos num dos extremos do gradiente evidenciado pela análise dos componentes principais.

Os resultados relativos à fauna e a análise de variáveis ambientais possibilitam a seleção de um ponto referência para a bacia do alto Atibaia. Entre os pontos passíveis de escolha estariam P2, P4 e P5. O P2 foi o que apresentou melhor qualidade da água de fundo dentre os pontos do rio Atibainha e os maiores valores para riqueza e diversidade. Porém, as concentrações de nutrientes na água superficial (nitrito, nitrato, nitrogênio amoniacal, ortofosfato e fósforo total, citados em IMBIMBO, 2006) indicam que, apesar dos indícios de depuração, o ponto não está livre da interferência do trutário a montante do P1 e este enriquecimento do meio pode ter favorecido ambas as métricas, já que isto é passível de ocorrer (LENAT e BARBOUR, 1994). Durante o período chuvoso, o P4 foi considerado o ponto referência (CETESB, 2002). No presente trabalho, a análise dos componentes principais demonstrou que o P5 e o P4 são bem semelhantes e por isso encontram-se próximos num dos pólos do gradiente evidenciado. Todavia, o P5 se destaca pelo menor valor de nitrogênio amoniacal na água de fundo (CETESB, relatório em preparação) e por Elmidae estar entre os táxons mais abundantes. Além disso, o P5 apresentou maior proporção de táxons sensíveis (EPT e Tanytarsini) em relação à densidade total (21,00%) que o P2 e P4 e, principalmente, apresentou menor proporção de organismos tolerantes (22,66% de Oligochaeta e Chironomini). Por estes motivos, a partir da análise metodológica empregada, elegeu-se o P5 como ponto referência, pelo menos durante o período de estiagem.

## CONCLUSÃO

A fauna bentônica indicou a deterioração da qualidade da água da bacia do alto Atibaia (SP) nos pontos de baixo gradiente, evidenciando também, a degradação parcial dos pontos de cabeceira devido à entrada de matéria orgânica. De acordo com a metodologia empregada e o período de amostragem estudado, o P5 foi eleito o ponto referência para a bacia hidrográfica.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BAPTISTA, D.F. et al. O conceito de continuidade de rios é válido para rios de Mata Atlântica no sudeste do Brasil? In: NEISSIMIAN, J.L.; CARVALHO, A.L.E. (Org.). **Ecologia de insetos aquáticos**. Rio de Janeiro: PPGE-UFRJ, 1998. v.5, p. 209-222 (Séries Oecologia Brasiliensis).
- BARBOUR, M.T. et al. **Revision to rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: peryphiton, benthic macroinvertebrates, and fish**. Washington: Environmental Protection Agency; Office of Water. 1999. EPA 841-D-97002.
- BASSET, A. et al. Monitoring with benthic macroinvertebrates: advantages e disadvantages of body size descriptors. **Aquatic Conservation**, v.14, p. 43-58, 2004.
- BRANDIMARTE, A.L.; ANAYA, M. Bottom fauna flotation using a solution of sodium chloride. **Verhandlungen für Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie**. v. 26, p. 2358-2359, 1998.
- BRANDIMARTE, A.L. et al. Amostragem de invertebrados bentônicos. In: BICUDO, C.E.M; BICUDO, D.C. (Orgs.) **Amostragem em limnologia**. Maringá: NUPELIA, 2004. p. 213-230.
- BRINKHURST, R.O.; COOK, D.G. Aquatic earthworms (Annelida: Oligochaeta). In: HART Jr. e C.W.; FULLER, S.L.H. (Org.). **Pollution ecology of freshwater invertebrates**. New York: Academic Press, 1974. cap. 5, p.143-156.
- BUTTERWORTH, F.M. Introduction to biomonitors and biomarkers as indicators of environmental change. In: BUTERWORTH, F.M. et al. (Org.). **Biomonitors and biomarkers as indicators of environmental change**. New York: Plenum Press, 1995. cap.1, p. 1-8.
- CETESB. **Estudos preliminares para o uso de índices biológicos no biomonitoramento de ambientes aquáticos continentais – Riachos e corredeiras na bacia hidrográfica do rio Atibaia**. São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB), 2002. 85p.
- CETESB. **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo –2004**. São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB), 2005. 268p.
- CHESSMAN, B.C. Rapid assessment of rivers using macroinvertebrates: A procedure based on habitat-specific sampling, family level identification and a biotic index. **Australian Journal of Ecology**, West Ryde, v. 20, p. 122-9, 1995.
- CONNOLLY, N.M. et al. Effects of low dissolved oxygen on survival, emergence and drift of tropical stream macroinvertebrate. **Journal of the North American Benthological Society**. v. 2, n. 23, p. 251-270, 2004.
- CUMMINS, K.W. Invertebrates. In: CALLOW, P.; PETTS, G.E. (Org.). **The rivers handbook – hydrobiological and ecological principles**. Oxford: Blackwell Science, 1992. v.1, p. 234-250.
- CUMMINS, K.W. Bioassessment and analysis of functional organization of running water ecosystems. In: LOEB, S.L.; SPACIE, A. (Org.). **Biological monitoring aquatic system**. Boca Raton: Lewis Publishers, 1994. p 3-7.

- EPA-OHIO. **Biological criteria for the protection of aquatic life:** Users manual for biological field assessment of Ohio surface waters. Columbus: Division of water quality monitoring and assessment, 1987.
- ESTEVEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia.** 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.
- FRIEDRICK, G. et al. The use of biological material. In: CHAPMAN, D. (Org.). **Water quality assessments – A guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring.** Cambridge: University Press, 1996. cap. 5, p. 175-242.
- GUEROLD, F. Influence of taxonomic determination level on several community indices. **Water Research**, v.34, n. 2, p.487-492, 2000.
- HELLAWELL, J.M. **Biological indicators of freshwater pollution and environmental management.** Pollution Monitoring Series. New York: Elsevier Applied Science, 1989. 546p.
- HENRIQUE-OLIVEIRA, A.L. et al. Distribution of Chironomidae larvae fauna (Insecta: Díptera) on different substrates in a stream at Floresta da Tijuca, RJ, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 15, n.2, p. 69-84, 2003.
- HEWLETT, R. Implications of taxonomic resolution and sample habitat for stream classification at a broad geographic scale. **Journal of North American Benthological Society**, v. 19, n. 2, p. 352-361, 2000.
- IMBIMBO, H.R.V. **Avaliação da qualidade ambiental, utilizando invertebrados bentônicos, nos rios Atibaia, Atibainha e Cachoeira, SP.** 75 p. Tese (Doutorado em Ecologia) – Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 2006.
- JOHNSCHER, G.L. et al. A comunidade bentônica e a caracterização da qualidade da água de um trecho do rio Atibaia. 1979. Trabalho apresentado ao 10º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e ambiental, 1979.
- JUNQUEIRA, M.V et al. Biomonitoramento da qualidade das águas da bacia do alto Rio das Velhas (MG/Brasil) através de macroinvertebrados. **Acta Limnologica Brasiliensia.** v. 12, p. 73-87, 2000.
- KENK, R. Flatworms (Platyhelminthes: Tricladida) In: HART Jr., C.W.; FULLER, S.L.H. (Org.). **Pollution ecology of freshwater invertebrates.** New York: Academic Press, 1974. cap. 3, p.67-80.
- KOVACH COMPUTING SERVICES. **MVSP versão 3.11.** Anglesey. Pacote estatístico. 2000.
- KUHLMANN, M.L. **Estudo da comunidade de invertebrados bentônicos da zona profunda da represa Paraibuna (SP).** 158 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 1993.
- KUHLMANN, M.L et al. Invertebrados bentônicos como indicadores de impactos antrópicos sobre ecossistemas aquáticos continentais. In: MAIA, N.B. et al. (Org.). **Indicadores ambientais: Conceitos e aplicações.** São Paulo: EDUC, 2001. p. 237-248.
- LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical ecology.** 2. ed. Amsterdam: Elsevier, 1998. 852p.

LENAT, D.R; BARBOUR, M. T. Using benthic macroinvertebrates community structure for rapid, cost-effective, water quality monitoring: rapid bioassessment. In: LOEB, S.L.; SPACIE, A. (Org.). **Biological monitoring aquatic system**. Boca Raton: Lewis Publishers, 1994. p. 187-215.

LOYOLA, R. G. N. Atual estágio do IAP no uso de índices biológicos de qualidade. In: SIMPÓSIO DE ECOSSISTEMAS BRASILEIROS, 5, 2000, Vitória. **Anais**. Vitória: ACIESP, 2000. v. 2 – Conservação e Duna, nº 109, p. 46-52.

MANDAVILLE, S.M. **Taxa tolerance values** – benthic macroinvertebrates in freshwaters. Halifax: Soil & Water Conservation of Metro Halifax, 2001. Disponível em <<http://www.chebucto.ns.ca/Science/SWCS/SWCS.html>>. Acesso em 29/05/2003.

MARQUES, M.M.G.S. et al. Distribuição e abundância de Chironomidae (Diptera, Insecta) em uma bacia hidrográfica impactada no sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, n. 4, p. 553-561, 1999.

McCAFFERTY, W. P. **Aquatic entomology** – the fishermen's and ecologists' illustrated guide to insects and their relatives. Boston: Jones and Bartlett, 1998. 448p.

MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W. (Org.). **An introduction to the aquatic insects of North America**. 3. ed. Dubuque: Kendall/Hunt Publishers, 1996. 862p.

PENNAK, R.W. **Fresh-water invertebrates of the United States**. 3. ed. New York: John Wiley, 1989. 628p.

PÉREZ, G.R. **Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del departamento de Antioquia**. Bogotá: Editorial Presencia, 1988. 217p.

PIELOU, E.C. Shannon's formula as a measure of specific diversity: its use and misuse. **American Naturalist**, v. 100, p. 463-465, 1966.

PLAFKIN, J.L. et al. **Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: benthic macroinvertebrates and fish**. Washington: Environmental Protection Agency; Assessment and watershed protection division. 1989.

RESH, V.H. Freshwater benthic macroinvertebrates and rapid assessment procedures for water quality monitoring in developing and newly industrialized countries. In: DAVIS, W.S.; SIMON, T.P. (Org.). **Biological assessment and criteria** – tools for water resource planning and decision making. Boca Raton: Lewis Publishers, 1995. cap.12, p.167-177.

ROBACK, S.S. Insects (Arthropoda: Insecta). In: HART Jr., C.W.; FULLER, S.L.H. (Org.). **Pollution ecology of freshwater invertebrates**. New York: Academic Press, 1974. cap.10, p. 313-389.

ROSENBERG, D. M; RESH, V. M. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D. M.; RESH, V. M (Org.). **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York: Chapman e Hall, 1993. cap. 1, p. 1-9.

SCHMIDT-KLOIBER, A; NIJBOER, R.C. The effect of taxonomic resolution on the assessment of ecological water quality classes. **Hydrobiologia**, v. 516, p. 269-283, 2004.

SMA. **Entre Serras e Águas – Plano de desenvolvimento sustentável para a área de influência da duplicação da rodovia Fernão Dias**. Caderno de subsídios nº 04. Relatório de qualidade

ambiental 1998. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo (SMA), 1998. 127p.

SIEGEL, S.; CASTELLAN Jr., N.J. **Nonparametric statistic for the behavioral sciences**. 2. ed. Boston: McGraw-Hill, 1988. 399p.

THORNE, R.S.J.; WILLIAMS, P. The response of benthic macroinvertebrates to pollution in developing countries: a multimetric system of bioassessment. **Freshwater Biology**. v. 37, p. 671-86, 1997.

THORP Jr, J.H.; COVICH, A. P. (Org.). **Ecology and classification of North American freshwater invertebrates**. San Diego: Academic Press, 1991. 911p.

TOWNSEND, C. R. et al. Persistence of stream invertebrate communities in relation to environmental variability. **Journal of Animal Ecology**, v. 56, p. 597-613. 1987.

VANNOTE, R.L. et al. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science**, v.37, p. 130-137, 1980.

WHITE, D.D; BRIGHAM, W.U. Aquatic Coleoptera. In: MERRITT, R.W.; CUMMINS, K.W. (Orgs.). An introduction to the aquatic insects of North America. 3 ed. Dubuque: Kendall/Hunt Publishers, 1996. p. 399-473.

WIGGINS, G.B. **Larvae of the North American caddis fly genera (Trichoptera)**. 2. ed. Toronto: University of Toronto Press, 1998. 457p.

YUAN, L.L.; NORTON, S.B. Comparing responses of macroinvertebrate metrics to increasing stress. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 2, n. 22, p. 308-322, 2003.

## **CAPÍTULO II**

**“ESTUDO COMPARATIVO DE MÉTRICAS UTILIZANDO MACROINVERTEBRADOS  
BENTÔNICOS VISANDO O MONITORAMENTO BIOLÓGICO DA BACIA DO ALTO ATIBAIA  
(SP)”**

## ABSTRACT

**Comparative study of metrics using benthic macroinvertebrates for the biomonitoring of the Atibaia river basin (São Paulo State).** The benthic community is widely employed in water quality assessment studies; however, its contagious distribution and difficulties with taxonomic identification are constantly quoted as obstacles to its use. These problems could be minimized by rapid assessment techniques such as identification at the family level and the use of biological indices which facilitate the analysis and data interpretation, especially for non-experts. In view of the advantages of the use of benthic macroinvertebrates to assess water quality and the relevance of the Atibaia river basin as the water source for local municipalities and the city of São Paulo, this community was studied in eight sites: 3 in the Atibainha river, 3 in the Cachoeira river, and 2 in the Atibaia river. Channel, depositional margin and erosional margin were sampled. Three replicates were collected in each habitat with a Hess sampler (678.9 cm<sup>2</sup>, 500µm mesh) or modified Petersen grab (325 cm<sup>2</sup>). Organisms were identified up to the family taxonomic level. Twenty one biological metrics were applied. Metrics that evidence the environmental gradient of the basin, with restricted variation coefficient, were richness and diversity of families, total density, richness of EPT and ETO, percent of Diptera taxa and noninsects, BMWP “JUNQ” and IBBJ. The others were rejected because they presented conflicting or redundant results and/or high variation coefficient.

**Key-words:** zoobenthos, rivers, biological metrics, biological assessment.

## RESUMO

**Estudo comparativo de métricas utilizando macroinvertebrados bentônicos visando o monitoramento biológico da bacia do alto Atibaia (SP).** A comunidade bentônica é muito utilizada em estudos de avaliação da qualidade da água, no entanto, sua distribuição de caráter agregado e as dificuldades com a identificação taxonômica são constantemente citadas como barreiras ao seu uso. Esses problemas podem ser minimizados com a utilização de técnicas de avaliação rápida como a identificação taxonômica ao nível de família e o uso de índices biológicos, que facilitam a análise e interpretação de dados, principalmente por não-especialistas. Diante das vantagens do emprego de macroinvertebrados bentônicos para a avaliação da qualidade da água e da importância da bacia do alto Atibaia (SP) como recurso hídrico local e para a Região Metropolitana de São Paulo, para onde exporta parte de suas águas, o presente estudo avaliou essa comunidade em oito pontos de amostragem da referida bacia: 3 no rio Atibainha, 3 no rio Cachoeira e 2 no rio Atibaia. Foram amostrados o canal, a margem deposicional e a margem erosional, sendo coletadas três unidades amostrais em cada habitat em cada ponto, com auxílio do amostrador Hess (rede de 500µm e área de 678,9 cm<sup>2</sup>) ou pegador de Petersen modificado (área de pegada de 325 cm<sup>2</sup>). Os organismos foram identificados até o nível taxonômico de família, sendo aplicadas vinte e uma métricas biológicas. Dentre todas as métricas testadas, as que evidenciaram o gradiente ambiental presente na bacia estudada, com restrito coeficiente de variação no ponto referência foram riqueza e diversidade de famílias, densidade total, riqueza de EPT e ETO, porcentagem de Táxons de Diptera (exceto Tanytarsini) e não insetos, BMWP “JUNQ” e IBBJ. As demais métricas foram refutadas por apresentarem resultados conflitantes, redundantes e/ou alto coeficiente de variação.

**Palavras-chave:** zoobentos, rios, métricas, avaliação biológica.



## INTRODUÇÃO

A avaliação ambiental a partir dos organismos encontrados no ambiente de estudo parece representar melhor a dinâmica dos fatores físicos, químicos e biológicos de um ecossistema que a avaliação isolada das variáveis físicas e químicas, adicionando informações temporais ao monitoramento tradicional (LOEB, 1994; CETESB, 2002).

A comunidade zoobentônica é muito utilizada para esses fins, pois supre a maioria das qualidades que os bioindicadores devem possuir, tais como mobilidade restrita, ubiquidade, grande número de espécies, ciclo vital relativamente longo, resposta rápida a estresse ambiental e fácil amostragem (TOWNSEND et al., 1987; CUMMINS, 1992; ROSENBERG e RESH, 1993; JUNQUEIRA et al., 2000; LOYOLA, 2000; BASSET et al., 2004). Embora sejam muitas as vantagens apresentadas para o uso desses organismos em avaliações ambientais, esta prática pode ser muito complexa, sobretudo em trabalhos quantitativos, em decorrência do padrão de distribuição de caráter agregado em resposta aos fatores ambientais e também pela dificuldade em identificá-los taxonomicamente (CUMMINS, 1975; HELLAWELL, 1989; ROSENBERG e RESH, 1993; STEWART e LOAR, 1994; BUTTERWORTH, 1995; RESH, 1995; FRIEDRICK et al., 1996). Técnicas de avaliação rápida solucionam boa parte destes entraves, pois são de baixo custo e geralmente confiáveis, tendo como exemplos a identificação taxonômica até o nível de família e o uso de índices biológicos (CHESSMAN, 1995; BARBOUR et al., 1999; THORNE e WILLIAMS, 1997; JUNQUEIRA et al., 2000; LOYOLA, 2000; KUHLMANN et al., 2001; SCHMIDT-KLOIBER e NIJBOER, 2004). Vários são os relatos de trabalhos que utilizaram tais técnicas (p. ex., HAWKES, 1997; JUNQUEIRA et al., 2000; LENAT e BARBOUR, 1994; THORNE e WILLIAMS, 1997) bem como trabalhos que comparam a eficiência de métricas na avaliação biológica com macroinvertebrados bentônicos (p. ex., LYDY et al., 2000; MENEZES, 2003; YUAN e NORTON, 2003).

Apesar da grande disponibilidade hídrica brasileira, a distribuição desigual das águas no território, aliada à degradação dos mananciais devido à crescente urbanização, vem restringindo o uso desse recurso (TUNDISI, 2003). Dessa forma, o monitoramento dos ambientes aquáticos se faz necessário a fim de definir e preservar a qualidade, avaliar efeitos antropogênicos e guiar o gerenciamento dos recursos hídricos.

A bacia do alto Atibaia (SP) é um importante recurso não só para região onde se encontra, como para a Região Metropolitana de São Paulo (SP), para onde exporta parte de suas águas, a fim de atender o abastecimento público. Apesar de sua relevância, esta bacia hidrográfica não está isenta da degradação ambiental causada pelo recebimento de efluentes domésticos, industriais e agropastoris (SMA, 1998; CETESB, 2005). Em virtude da necessidade de se assegurar a qualidade

dessas águas, o departamento da Ecologia do Instituto de Biociências-USP e a CETESB desenvolveram o projeto “Uso de índices biológicos no biomonitoramento de ambientes aquáticos e continentais – riachos e corredeiras na bacia hidrográfica do rio Atibaia, SP”. Este projeto subsidiará o programa *Entre Serras e Águas* da Secretaria do Meio Ambiente (SMA), o qual pretende estabelecer um plano de desenvolvimento sustentável para a área de influência da duplicação da rodovia Fernão Dias (SMA, 1998; CETESB, 2002). O presente trabalho está inserido numa segunda campanha de amostragem do referido projeto e tem por objetivo comparar a resposta obtida por vinte e uma métricas baseadas na comunidade bentônica para avaliação de impactos antropogênicos na bacia do alto Atibaia. As métricas selecionadas subsidiarão a elaboração de um protocolo de biomonitoramento da região pelo órgão ambiental responsável, no caso, a própria CETESB.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Descrição da área de estudo

O rio Atibaia e seus tributários integram a bacia do rio Piracicaba, que pertence ao 5º grupo de Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRH) (CETESB, 2002). As águas dessa bacia destinam-se, principalmente, ao abastecimento público e industrial, recepção de efluentes domésticos e industriais, atividades agropastoris, geração de energia e recreação (CETESB, 2005). A região apresenta alta densidade populacional aliada a um grande desenvolvimento industrial e uma zona rural com atividades agroindustriais. O solo é do tipo latossolo, de pequena espessura e baixa fertilidade, característica acentuada pela extensão da pecuária e processos de erosão. O clima é ameno, ocorrendo um período de estiagem que compreende os meses de abril a setembro (SMA, 1998; CETESB, 2005).

A área de cabeceira do rio Atibaia engloba os municípios de Joanópolis, Piracaia, Nazaré Paulista, Bom Jesus dos Perdões, Mairiporã e Atibaia. Esta área é considerada como relativamente preservada, porém com indicação de deterioração parcial da qualidade da água. Nela destacam-se os rios Atibainha e Cachoeira como formadores do rio Atibaia, ambos rios de pequeno porte, cujas águas são destinadas ao abastecimento público. Cada um destes rios possui um reservatório, em operação desde 1974, que integram o Sistema Cantareira, principal abastecedor da Região Metropolitana de São Paulo. Em seqüência aos respectivos reservatórios, os rios Cachoeira e Atibainha se unem para formar o rio Atibaia (SMA, 1998; CETESB, 2002).

### Coleta e análise de dados

A amostragem das variáveis bióticas foi realizada em setembro/2002, englobando 3 pontos no rio Atibainha (P1, P2 e P3), 3 no rio Cachoeira (P4, P5 e P6) e 2 no rio Atibaia (P7 e P8) (Fig. 1).



**Figura 1** – Mapa da área de estudo, sub-bacia da região de cabeceira do rio Atibaia (SP), com a localização dos pontos de amostragem (modificado de SMA, 1998).

A fim de obter uma amostragem da fauna bentônica o mais completa possível, amostras quantitativas de sedimento foram obtidas em triplicata em três habitats – canal, margem deposicional e margem erosional. Foram utilizados amostrador Hess com rede de 500 $\mu$ m e área de 678,9 cm<sup>2</sup> nos pontos 1 e 2, devido à baixa profundidade e substrato de maior granulometria, como cascalho e areia, e para o restante dos pontos, pegador Petersen modificado com área de pegada de 325cm<sup>2</sup>, pois é apropriado para maiores profundidades, podendo o substrato ser fino ou grosso (BRANDIMARTE et al., 2004).

As amostras de sedimento para análise de fauna associada foram lavadas em água corrente com peneira de abertura de malha de 500  $\mu$ m, sendo o material retido preservado em álcool 70°GL e corado com Rosa de Bengala. Amostras com material inorgânico grosseiro abundante, como areia e cascalho, foram submetidas à flutuação com solução supersaturada de cloreto de sódio (NaCl) como descrito em BRANDIMARTE e ANAYA (1998).

Os organismos foram triados sob estereomicroscópio e, sempre que possível, identificados até o nível taxonômico de família com o auxílio das chaves de identificação de McCAFFERTY (1998), MERRITT e CUMMINS (1996), PENNAK (1989), PÉREZ (1988), THORP e COVICH (1991) e WIGGINS (1998). Para a família Chironomidae, a identificação ocorreu até subfamília ou

tribo, porém, no caso da tribo Chironomini, houve englobamento de espécimes da tribo Pseudochironomini devido à impossibilidade de distinguí-las sob estereomicroscópio.

### Tratamento de dados

Calculou-se a densidade total e a densidade e a abundância relativa de cada táxon (Anexos 1 e 2). A densidade total foi calculada a partir da média de todas unidades amostrais de cada ponto de amostragem. A partir destes dados foram aplicadas vinte e uma métricas, listadas na tabela I.

**Tabela I** – Métricas empregadas para a comunidade de macroinvertebrados bentônicos da bacia do alto Atibaia (SP). Tp= Tanypodinae; EPT = Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera; ETO = Ephemeroptera, Trichoptera e Odonata; BMWP = “Biological Monitoring Working Party Score System”; IBBJ = Índice Biótico Baseado nos escores de JUNQUEIRA et al. (2000).

Métricas	Referencial teórico	Referência bibliográfica
Riqueza de Famílias	Ambas as métricas apresentam altos valores em ambientes saudáveis, todavia são favorecidas frente à leve poluição orgânica. Já rios de ordens menores, mesmo com águas pristinas, podem apresentar baixos valores (LENAT e BARBOUR, 1994; THORNE e WILLIAMS, 1997, YUAN e NORTON, 2003) Apesar de ter sido criado para dados identificados em nível de espécie, o índice de diversidade de Shannon-Wiener pode ser aplicado em níveis taxonômicos maiores, como família (HUGHES, 1978 apud KUHLMANN, 1993).	(RESH e JACKSON, 1993)
Diversidade de Shannon-Wiener para Famílias		
Densidade Total	Sob poluição orgânica é esperado um elevado número de indivíduos resultante da rápida proliferação de organismos tolerantes a este impacto (HELLAWELL, 1989).	(HELLAWELL, 1989; PLAFKIN et al., 1989; RESH e JACKSON, 1993)
Abundância relativa	Com o enriquecimento orgânico é esperado um incremento populacional de alguns organismos tolerantes (HELLAWELL, 1989), o qual seria constatado por um aumento na fração destes indivíduos na composição da comunidade.	(HELLAWELL, 1989)
Dominância de Famílias	Expressa pela proporção da família mais numerosa em relação ao número total de indivíduos, indica que uma comunidade dominada por poucos táxons reflete um ambiente em desequilíbrio.	(PLAFKIN et al., 1989; BARBOUR et al., 1999)
Densidade de Oligochaeta/ Densidade de Chironomidae (-Tp)	A abundância relativa de algumas espécies de Oligochaeta aumenta em relação à de Chironomidae sob condições eutróficas.	(WIEDERHOLM, 1980)
Densidade de EPT		(BARBOUR et al., 1999)
Riqueza de EPT	Devido à maioria dos organismos destas ordens serem sensíveis à poluição, quanto maior o valor, melhor a qualidade ambiental.	(EPA-OHIO, 1987; PLAFKIN et al., 1989)
Riqueza de ETO		(GERRITSEN et al., 1999)
Densidade de Oligochaeta	Para esta métrica se esperam altos valores em locais com alta sedimentação e entrada de matéria orgânica, fatores que beneficiam estes organismos (BRINKHURST e COOK, 1974)	(WIEDERHOLM, 1980)

Densidade de EPT/ Densidade de Chironomidae	Como Chironomidae é considerada tolerante à poluição e EPT sensível, um ambiente estressado apresentará um desequilíbrio entre estes grupos (PLAFKIN et al., 1989; BARBOUR et al., 1992; RESH e JACKSON, 1993).	(PLAFKIN et al., 1989)
Densidade de Hydropsychidae/ Densidade de Trichoptera	Esta métrica é baseada no fato de que a ordem Trichoptera é considerada indicadora de águas correntes, limpas e oxigenadas, todavia a família Hydropsychidae pode tolerar um certo grau de contaminação da água (PÉREZ, 1988).	(BARBOUR et al., 1992; BARBOUR et al., 1999)
Densidade de Baetidae/ Densidade de Ephemeroptera	A presença de Ephemeroptera indica boa qualidade da água, porém Baetidae possui gêneros ligeiramente tolerantes à poluição.	(BARBOUR et al., 1999)
Densidade de Leptohyphidae/ Densidade de Ephemeroptera	O desenvolvimento desta métrica baseou-se no fato de que a família Leptohyphidae é considerada indicadora de águas ligeira ou medianamente contaminadas (PÉREZ, 1988), apesar de pertencer à ordem Ephemeroptera, indicadora de águas de boa qualidade.	Presente trabalho
Densidade de Baetidae e Leptohyphidae / Densidade de Ephemeroptera	O desenvolvimento desta métrica baseou-se no fato de que apesar de Ephemeroptera ser uma ordem considerada indicadora de boa qualidade da água, as famílias Baetidae e Leptohyphidae são menos sensíveis à poluição. (PÉREZ, 1988; MANDAVILLE, 1999)	Presente trabalho
Porcentagem de Ephemeroptera		
Porcentagem de Trichoptera	Os três táxons são considerados indicadores de boa qualidade da água, de forma que quanto maiores as porcentagens, melhor a qualidade ambiental.	(EPA-OHIO, 1987; BARBOUR et al., 1999)
Porcentagem de Tanytarsini/ Porcentagem de Chironomidae		
Porcentagem de Oligochaeta	Devido ao fato de Oligochaeta ser beneficiada pela entrada de matéria orgânica, quanto maior sua porcentagem, pior a qualidade do ambiente.	(GERRITSEN et al., 1999)
Porcentagem de Diptera (exceto Tanytarsini) e não insetos	Táxons de Diptera e não insetos estão presentes em rios saudáveis, porém, sob estresse tendem a predominar na comunidade. Justifica-se a exclusão de Tanytarsini devido ao fato desta tribo apresentar táxons mais sensíveis que a maioria daqueles encontrados na ordem Diptera (EPA-OHIO, 1987).	(EPA-OHIO, 1987)
BMWP “JUNQ”	A partir da média de tolerância de todas as espécies de cada família, são atribuídos escores inversamente proporcionais. Assim, quanto maior o total de pontos obtidos, melhor a qualidade do ambiente (HAWKES, 1997).	(JUNQUEIRA et al., 2000)
IBBJ	Índices como o BMWP e BMWP “JUNQ” levam em conta as famílias presentes. Outros, porém, consideram a contribuição de cada família na comunidade (p. ex., HILSENHOFF, 1988). Como a equitatividade também é um fator importante na avaliação do equilíbrio de uma comunidade, multiplicaram-se os escores atribuídos às famílias por JUNQUEIRA et al. (2000) por pesos designados de acordo com a abundância relativa, originando o Índice Biótico Baseado no escores de JUNQUEIRA et al. (2000) (IBBJ).	Presente trabalho

Ressalva-se que para a aplicação do índice BMWP “JUNQ” e IBBJ foram excluídos os dados cuja identificação não ocorreu em nível de família, bem como os das famílias que não são contempladas no trabalho de JUNQUEIRA et al. (2000): Hyriidae, Mycetopodidae, Fredericellidae, Plumatellidae, Curculionidae, Dryopidae, Limnichidae, Histeridae, Dolichopodidae, Phoridae, Ephemeridae, Notonectidae, Pleidae, Potamocoridae e Protoneuridae, Calamoceratidae. Para Turbellaria atribuiu-se o valor da família Dugesiidae.

No IBBJ, as famílias que atingiram menos de 2,00% de abundância relativa receberam peso 1, pois as mesmas podem ser fruto da deriva e não de favorecimento do ambiente para seu estabelecimento. Receberam peso 4 todas as famílias que atingiram entre 2,00 e 25,00% de abundância relativa; peso 3 aquelas entre 25,01 a 50,00%, peso 2 aquelas entre 50,01 a 75,00% e peso 1 aquelas que atingiram abundância relativa igual ou superior a 75,01%, uma vez que altas dominâncias indicam desequilíbrio da comunidade.

A seleção das métricas foi baseada na capacidade das mesmas em refletir o gradiente ambiental da bacia do alto Atibaia (SP), que apresenta parcial deterioração da qualidade de água no P1, P7 e P8, sendo o P5 considerado o de melhor qualidade da água no período de estiagem (Capítulo I). Para o ponto referência (P5), calculou-se o coeficiente de variação para cada métrica, usando a porcentagem do desvio padrão sobre a média. Selecionaram-se, então, as métricas que, além de refletir o gradiente ambiental esperado, apresentaram coeficientes de variação inferiores a 50%.

Ressalta-se que a caracterização dos pontos baseada na análise das variáveis físicas e químicas foi feita a partir de dados obtidos junto à CETESB (relatório em preparação).

## **RESULTADOS**

Os resultados para as vinte e uma métricas testadas estão apresentados na tabela II.

A riqueza e a diversidade de famílias apresentaram menores valores nos pontos de cabeceira (P1 e P4) que nos pontos subsequentes (P2 e P5), ocorrendo um decréscimo deste parâmetro nos pontos de menor gradiente, com exceção da diversidade no P7.

A densidade total de organismos tendeu a diminuir da cabeceira ao ponto mais distante dela no rio Atibainha; no rio Cachoeira a tendência foi inversa. Dos pontos de amostragem situados no rio Atibaia, destacam-se o menor (P7) e o maior (P8) dos valores obtidos dentre todos os pontos.

Não foi detectado nenhum padrão para os valores de dominância, ocorrendo os maiores valores no P6 e P8.

O índice densidade de Oligochaeta/ densidade de Chironomidae atingiu maiores valores, em ordem decrescente, para o P7, P8 e P1. Os pontos localizados no rio Cachoeira foram os que apresentaram os valores mais baixos.

**Tabela II** – Valores das métricas aplicadas à fauna bentônica da bacia do alto Atibaia (SP). Tp= Tanytopodinae, EPT = Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, ETO = Ephemeroptera, Trichoptera e Odonata, Bae= Baetidae, Lep= Leptohiphidae, Tt = Tanytarsini, BMWP = “Biological Monitoring Working Party Score System”; IBBJ = Índice Biótico Baseado nos escores de JUNQUEIRA et al. (2000).

Métricas	Rio Atibainha			Rio Cahoeira			Rio Atibaia	
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8
Riqueza de Famílias	18	30	24	16	24	23	17	13
Índice de Diversidade de Shannon para Famílias	1,97	2,37	1,55	1,83	2,28	1,41	2,02	0,93
Densidade Total	18955	12787	9655	5231	11498	10291	4752	40086
Dominância de Famílias	0,45	0,55	0,69	0,70	0,57	0,79	0,52	0,75
Densidade de Oligochaeta/ Densidade Chironomidae (-Tp)	0,83	0,36	0,31	0,13	0,06	0,09	4,08	3,27
Densidade de EPT	890	872	44	164	1697	147	51	24
Riqueza de EPT	5	9	5	2	7	3	4	2
Riqueza de ETO	7	11	7	4	9	4	6	2
Densidade de Oligochaeta	5389	2278	1785	294	287	718	2410	30100
Densidade de EPT/Densidade de Chironomidae	0,12	0,13	0,01	0,05	0,27	0,02	0,05	~ 0
Densidade de Hydropsychidae/Densidade de Trichoptera	0,97	0,07	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00
Densidade de Baetidae/Densidade de Ephemeroptera	1,00	0,26	0,75	0,00	0,02	0,00	0,00	1,00
Densidade de Leptohiphidae/Densidade de Ephemeroptera	0,00	0,71	0,25	1,00	0,91	1,00	0,50	0,00
Densidade de Bae e Lep/ Densidade de Ephemeroptera	1,00	0,97	1,00	1,00	0,93	1,00	0,50	1,00
Porcentagem de Ephemeroptera	0,14	2,89	0,14	1,11	8,12	0,40	0,29	0,01
Porcentagem de Trichoptera	3,95	4,03	0,32	2,03	6,65	1,03	0,79	0,05
Porcentagem de Tanytarsini/Porcentagem de Chironomidae	12,79	22,03	31,32	12,35	11,61	41,02	18,02	0,04
Porcentagem de Oligochaeta	28,43	17,82	18,48	5,63	2,50	6,98	50,72	75,09
Porcentagem Diptera (-Tt) e não insetos	89,85	67,72	73,76	81,47	61,78	63,95	92,95	99,86
BMWP “JUNQ”	79	146	86	69	100	77	60	43
IBBJ	142	238	126	131	179	79	95	48,5

As densidades de EPT foram maiores nos pontos P1, P2 e P5 e menores no P8, P3 e P7.

A riqueza de EPT, sendo considerada como a riqueza de famílias destas três ordens, atingiu os maiores valores no P2 e P5, enquanto no P4 e P8 registraram-se menores valores.

A riqueza de ETO foi maior nos pontos de localização intermediária (P2 e P5) e menor no P8.

A densidade de Oligochaeta foi maior no P8 e P1 e menor no P5 e P4, de forma que a tendência no rio Atibainha foi de diminuição da métrica da cabeceira à foz, enquanto que a tendência no rio Cachoeira foi inversa.

A relação densidade de EPT/ densidade de Chironomidae foi maior no P5, sendo praticamente nula no P8 e muito baixa no P3 e P6.

A relação densidade de Hydropsychidae/ densidade de Trichoptera só pode ser calculada para P1, P2 e P5, pois a família Hydropsychidae não foi registrada nos demais pontos. Destes três pontos, P5 apresentou o menor valor e P1, o maior.

A razão densidade de Baetidae/ densidade de Ephemeroptera atingiu o valor máximo no P1 e P8, uma vez que apenas esta família foi registrada em ambos os pontos. P2 e P5 apresentaram os menores valores para este índice. No P4, P6 e P7 não houve registro para a família Baetidae.

A razão densidade de Leptohyphidae/ densidade de Ephemeroptera foi nula no P1 e P8 por ausência de registro desta família. Em todos os outros pontos a métrica atingiu altos valores, com exceção do P3.

A relação densidade de Baetidae e Leptohyphidae/ densidade de Ephemeroptera foi alta em todos os pontos. Apenas o P7, P2 e P5 não atingiram o valor máximo.

Tanto a porcentagem de Ephemeroptera quanto de Trichoptera foram maiores no P5 e P2 e menores no P8.

A porcentagem de Tanytarsini/ porcentagem de Chironomidae foi maior no P6 e P3 e o menor valor foi registrado para o P8, onde foi praticamente nulo.

A porcentagem de Oligochaeta foi extremamente elevada no P7 e P8, ao contrário do que foi registrado nos pontos do rio Cachoeira (P4, P5 e P6).

A maior porcentagem de Diptera (exceto Tanytarsini) e não insetos foi atingida no P8. O P7 e P1 também apresentaram valores elevados, ao passo que P2 e P5 apresentaram os menores valores.

O BMWP “JUNQ” revelou que as cabeceiras e, principalmente, os pontos mais distantes delas apresentam menores valores e nos pontos de localização intermediária (P2 e P5) registraram-se as pontuações mais altas. Além de corroborar com estes dados, o IBBJ salientou as diferenças entre os pontos que já haviam apresentado menores escores com a métrica anterior, distinguindo as regiões de cabeceira (P1 e P4) dos seus respectivos pontos de baixo gradiente (P3 e P6), que apresentaram menores valores.

As métricas cujos coeficientes de variação (C.V.) foram inferiores a 50% foram: Riqueza, Diversidade e Dominância de famílias, Densidade total, Riqueza de EPT e ETO, Porcentagem de Diptera (-Tt) e não insetos, BMWP “JUNQ” e IBBJ (Tab. III).



**Tabela III** – Valores do coeficiente de variação (C.V.) calculado a partir das unidades amostrais do ponto referência (P5) da bacia do alto Atibaia (SP). Tp = Tanyodinae, EPT = Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, ETO = Ephemeroptera, Trichoptera e Odonata, Bae= Baetidae, Lep= Leptohiphidae, Tt = Tanytarsini, BMWP = “Biological Monitoring Working Party Score System”; IBBJ = Índice Biótico baseado nos escores de JUNQUEIRA et al. (2000).

Métricas	C.V.
Riqueza de Famílias	26,77*
Índice de Diversidade de Shannon	28,77*
Densidade Total	46,79*
Dominância de Famílias	24,97*
Densidade de Oligochaeta/ Densidade de Chironomidae (-Tp)	70,25
Densidade de Tanytarsini/ Densidade de Chironomidae	88,57
Densidade de EPT	126,40
Riqueza de EPT	47,14*
Riqueza de ETO	47,76*
Densidade de Oligochaeta	90,07
Densidade de EPT/Densidade de Chironomidae	103,83
Densidade de Hydropsychidae/Densidade de Trichoptera	244,95
Densidade de Baetidae/Densidade de Ephemeroptera	234,03
Densidade de Leptohiphidae/Densidade de Ephemeroptera	82,26
Densidade de Bae e Lep/ Densidade de Ephemeroptera	54,55
Porcentagem de Ephemeroptera	94,64
Porcentagem de Trichoptera	103,56
Porcentagem de Tanytarsini/ Porcentagem de Chironomidae	88,57
Porcentagem de Oligochaeta	58,29
Porcentagem Diptera (-Tt) e não insetos	25,56*
BMWP “JUNQ”	20,12*
IBBJ	48,12*

(\*) Coeficiente de variação abaixo de 50%

## DISCUSSÃO

A seleção das métricas para a bacia do rio Atibaia foi feita a partir de dois quesitos. O primeiro era que a métrica deveria evidenciar os pontos de melhor qualidade ambiental (P2 e P5), indicar a deterioração parcial do P1 e dar uma resposta mais acentuada à poluição orgânica no P8 (Capítulo I). O segundo quesito era o de que o coeficiente de variação da métrica para as amostras do ponto referência (P5) não deveria ultrapassar 50%.

De uma forma geral, espera-se que ambientes saudáveis apresentem comunidades biológicas com alta riqueza e diversidade de espécies. Porém, nem sempre as perturbações ambientais apresentam efeito negativo sobre a biota. Dependendo da frequência, intensidade e adaptação ao distúrbio causado, pode haver um acréscimo de táxons na comunidade, o que é traduzido por um aumento de riqueza e diversidade de espécies devido à diversificação de nichos ou ao beneficiamento de competidores mais fracos com a mortalidade das espécies dominantes (CONNELL, 1978).

Em função da hipótese de distúrbio intermediário (CONNELL, 1978), mediante um enriquecimento orgânico moderado do ecossistema, são esperados valores relativamente altos de riqueza decorrentes do acréscimo de táxons tolerantes a este tipo de impacto. Mas, se a poluição for intensa, há uma forte diminuição desse valor (LENAT e BARBOUR, 1994; THORNE e WILLIAMS, 1997; YUAN e NORTON, 2003). Em rios de menores ordens, mesmo livres de poluição, diversidade e riqueza podem apresentar baixos valores devido ao regime de fluxo, baixa produtividade e pequena diversidade de habitats (CUMMINS, 1994; LENAT e BARBOUR, 1994; FRIEDRICK et al., 1996). Em rios de ordens maiores, segundo o conceito de contínuo de rios (VANNOTE et al., 1980; BAPTISTA et al., 1998), esses descritores da comunidade também tendem a ser baixos por causa da entrada de matéria orgânica, maior homogeneidade de habitats e degradação ambiental.

De acordo com o exposto acima, os valores de riqueza e diversidade de famílias e densidade total dos pontos da bacia do alto Atibaia (SP) apresentaram um padrão esperado, corroborando com os pressupostos de menores valores para as primeiras métricas nos pontos de cabeceira e mais a jusante desta e maiores valores nos pontos de localização intermediária, com padrão inverso para a densidade. Tanto com a indicação por estas três métricas, quanto pela análise global da biota (vide Capítulo I) concluiu-se que o P1, considerado de cabeceira, está sofrendo efeitos de poluição orgânica leve, possivelmente causada pela criação de trutas a montante, cujo impacto já foi apontado na primeira fase deste projeto (CETESB, 2002). O P4, apresentou o padrão previsto para um ponto de cabeceira, com valores relativamente baixos para estes parâmetros. Os pontos de localização intermediária (P2 e P5) apresentaram as maiores riqueza e diversidade, sendo considerados os pontos de melhor qualidade de água de cada um dos seus respectivos rios (Atibainha e Cachoeira). O único resultado dúbio ocorreu em relação à diversidade relativamente alta do P7, onde se esperava que a degradação ambiental e homogeneidade de habitats restringissem este parâmetro. Esse resultado foi obtido apenas pelo fato de que 15 dos 17 táxons encontrados apresentaram proporções muito semelhantes. O P8 apresentou pior qualidade dentre os pontos analisados, com elevadas dominância e densidade total acompanhadas de baixas riqueza e diversidade.

Apesar de apresentar uma faixa de variação restrita no ponto referência, a métrica dominância foi descartada por não evidenciar claramente o gradiente ambiental existente.

A densidade de EPT também não foi considerada uma métrica interessante para a região, pois o P1 apresentou um valor relativamente alto para o índice (872 indivíduos/m<sup>2</sup>). Neste ponto, por ser considerado de cabeceira, esperava-se uma fauna limitada devido às características deste tipo de ambiente. Todavia a influência de uma criação de trutas a montante sob a biota deste local, beneficiou a família Hydropsychidae, elevando o valor da métrica. LOCH et al. (1996) realizaram

um estudo sobre o impacto de trutários em rios, no qual também foi registrado um favorecimento desta família, que é coletora e aproveita os sólidos orgânicos provenientes dessa atividade. Assim, a aplicação dessa métrica, como com qualquer outra, deve ser cautelosa e deve estar atrelada a uma análise global da comunidade bentônica, pois mesmo entre as famílias da ordem Trichoptera, considerada como indicadora de águas correntes, limpas e oxigenadas, existem famílias com tolerância maior à entrada de efluentes orgânicos, como é o caso da Hydropsychidae (PÉREZ, 1988; BARBOUR et al., 1992).

O índice densidade de Hydropsychidae / densidade de Trichoptera, como era de se esperar, atingiu quase o valor máximo no P1, reafirmando a hipótese de favorecimento da família neste ponto devido ao aporte de sólidos orgânicos do trutário. Todavia, a ausência de Hydropsychidae em 5 dos pontos amostrados, bem como sua baixa prevalência nos outros pontos detectados e elevado coeficiente de variação desabilitam esta métrica como um bom índice para a região, ao menos neste estudo preliminar, já que não foi capaz de distinguir pontos impactados (P7 e P8) de pontos com melhores condições ambientais (P2 e P5).

A ordem Ephemeroptera, em geral, indica boa qualidade da água; porém, algumas famílias, como Baetidae e Leptohiphidae, são capazes de resistir à contaminação (PÉREZ, 1988). As métricas densidade de Baetidae/ densidade de Ephemeroptera e densidade de Leptohiphidae/ densidade de Ephemeroptera não foram muito esclarecedoras para a bacia hidrográfica. A primeira métrica ainda evidenciou o estresse ambiental ocorrente no P1 e P8, mas a ausência de registro das duas famílias quando analisadas individualmente em vários pontos compromete o uso destes índices. No intuito de minimizar esses problemas, optou-se por desenvolver o índice densidade de Baetidae e Leptohiphidae/ densidade de Ephemeroptera, porém este não demonstrou resultado satisfatório para este conjunto de dados, uma vez que destacou o P7, sabidamente poluído (CETESB, 2002), com o menor valor, além de apresentar um coeficiente de variação relativamente alto.

A porcentagem de Trichoptera apresentou a tendência esperada de maiores valores nos pontos intermediários (P2 e P5) e menores valores nos pontos mais distantes das cabeceiras (P3, P6, P7 e P8). Mesmo assim, seu uso não é indicado porque não foi sensível à variação ambiental do P1 em relação ao P2, justamente pela grande contribuição da família Hydropsychidae.

Os impactos antropogênicos sobre a fauna bentônica geralmente se traduzem em ausência de táxons sensíveis à poluição, dominância de poucos táxons e baixa riqueza total, de forma que os componentes estruturais e funcionais da comunidade permitem avaliar sua resposta frente às alterações de habitat e qualidade da água (PLAFKIN et al., 1989). Os componentes estruturais podem ser analisados através de inúmeras métricas que respondem às diversas categorias de impactos de forma diferenciada. Como exemplo dessas métricas tem-se a Porcentagem de

Tanytarsini/ Porcentagem de Chironomidae, pouco informativas para a bacia do alto Atibaia. Os maiores valores ocorreram nos pontos de baixo gradiente do rio Atibainha (P3) e Cachoeira (P6), cujos substratos arenosos devem ter favorecido o estabelecimento de uma fauna psamófila, a qual incluiu gêneros de Tanytarsini. O favorecimento desta tribo em ambientes de substrato arenoso não é raro, sendo relatado em estudos realizados tanto em ambientes lóticos, como em um rio da Floresta da Tijuca (RJ) (HENRIQUE-OLIVEIRA et al., 2003), quanto em ambientes lênticos, como na represa de Paraibuna (SP) (KUHLMANN, 1993). Apesar dos pontos do rio Atibaia (P7 e P8) também serem de baixo gradiente, não apresentaram valores tão altos, sendo praticamente nulo no P8. É bem provável que isto tenha ocorrido devido à sensibilidade de Tanytarsini à poluição (EPA-OHIO, 1987), sabidamente existente nesses pontos e à alteração da granulometria do substrato, que se tornou mais fina (vide Capítulo I). Portanto, apesar de evidenciar a degradação ambiental no P7 e P8, as métricas não foram sensíveis para demonstrar um gradiente ambiental entre os pontos de cabeceira (P1 e P4) e os de localização intermediária (P2 e P5), além de apresentar altos coeficientes de variação.

A métrica densidade de Oligochaeta/ densidade de Chironomidae se mostrou eficiente em revelar o gradiente ambiental da bacia, apresentando elevados valores nos pontos do rio Atibaia (P7 e P8), pois se trata de um rio de ordem maior e, portanto, de substrato mais fino (vide Capítulo I), além de já ter sido assinalado como um rio comprometido por estudos realizados na região (SMA, 1998). Estes fatores evidenciaram a sedimentação e aporte de matéria orgânica existentes no rio, o que favorece esses vermes (BRINKHURST e COOK, 1974). Os resultados de densidade e porcentagem de Oligochaeta também refletiram satisfatoriamente a qualidade da água ao longo dos pontos, uma vez que confirmaram o favorecimento desses vermes em locais de alta sedimentação, como o P8, e aporte de matéria orgânica, como o P1 e P8. Porém, as métricas apresentaram altos coeficientes de variação, inviabilizando sua aplicação para o monitoramento da região.

As riquezas de EPT e de ETO seguiram o padrão esperado, pois apresentaram valores maiores nos pontos de localização intermediária (P2 e P5) e menores na região de cabeceira (P4) e áreas degradadas (P1, P7 e P8). Além disso, ambas as métricas apresentaram baixos coeficientes de variação, o que as habilitam ao uso para a região.

De uma forma geral, as métricas baseadas no percentual de contribuição de alguns grupos tolerantes ou intolerantes à comunidade de invertebrados bentônicos, como densidade de EPT/ densidade de Chironomidae, devem ser usadas com cautela, pois há grandes variações entre ecoregiões, rios de tamanhos diferentes, condições específicas de habitat (fluxo, substrato, temperatura), sazonalidade e tamanho da abertura da malha utilizada (RESH e JACKSON, 1993; LENAT e BARBOUR, 1994). Em períodos de baixo fluxo, como o qual foi realizado o presente trabalho, a densidade de Chironomidae tende a aumentar, ao passo que reduz durante períodos de

fluxo maior, mesmo em ambientes degradados (LENAT e BARBOUR, 1994; BRANDIMARTE et al., 1999; BRANDIMARTE et al., 2005). Assim, as altas densidades de Chironomidae em todos os pontos resultaram em baixos valores para o índice. Os pontos com melhores resultados foram os de localização intermediária (P5 e P2), que possivelmente têm maior heterogeneidade de habitats em relação aos outros pontos. Todavia, o expressivo valor do P1 foi influenciado pela proporção de Hydropsychidae na comunidade, favorecida neste ambiente pelos motivos já relatados anteriormente. Apesar de ter sido capaz de diferenciar os pontos de amostragem, esta métrica foi desabilitada pelo alto coeficiente de variação.

Algo semelhante ocorreu com a porcentagem de Ephemeroptera, que apresentou a tendência esperada de maiores valores nos pontos intermediários (P2 e P5) e menores valores nos pontos mais distantes das cabeceiras (P3, P6, P7 e P8), corroborando com a previsão de uma fauna mais simplificada em rios de maiores ordens (VANNOTE et al., 1980; BAPTISTA et al., 1999), porém, apresentou alto coeficiente de variação.

A fração da comunidade que corresponde aos táxons de Diptera e não-insetos foi elevada em todos os pontos. Entretanto, destacaram-se os valores do P1, P7 e principalmente, P8, os quais possuem piores condições ambientais, o que habilita a métrica para o uso na bacia hidrográfica, também pelo seu coeficiente de variação relativamente baixo.

O “Biological Monitoring Working Party Score System” (BMWP) atribui um escore a cada família de invertebrado bentônico de valor inversamente proporcional à sua tolerância à presença de matéria orgânica (HAWKES, 1997). Cabe ressaltar que o uso desse nível taxonômico implica numa média de tolerância à matéria orgânica de todas as espécies que a mesma engloba, o que restringe a aplicação do índice apenas à localidade a partir da qual foi desenvolvido (JUNQUEIRA et al., 2000). A maioria dos métodos biológicos elaborados para avaliação da qualidade da água tem aplicação restrita às regiões temperadas. Portanto, o emprego de tais métodos em um país tropical como o Brasil exige adaptações, uma vez que as espécies em questão geralmente não são cosmopolitas ou apresentam valências ecológicas distintas (LENAT e BARBOUR, 1994; JUNQUEIRA e CAMPOS, 1998). Por isso, optou-se por empregar o BMWP “JUNQ” ao BMWP original. O BMWP “JUNQ” foi adaptado às bacias hidrográficas do estado de Minas Gerais, as quais seriam relativamente mais semelhantes à bacia do alto Atibaia. Apesar da proximidade geográfica entre Minas Gerais e São Paulo, se comparada com a distância entre o continente americano e o europeu, onde o BMWP foi concebido, assumiu-se o risco da biota não responder de forma semelhante ao sugerido pelo índice, apresentando resultados conflitantes como ocorrido em um estudo feito por MENEZES (2003) no rio Embu Mirim (SP). Para o presente trabalho, apesar da necessidade de exclusão de algumas famílias e de grupos identificados em níveis superiores, o BMWP “JUNQ” apresentou resultados coerentes ao padrão de qualidade da água,

destacando boas condições ambientais no P2 e P5 e piores condições no P7 e P8, além de apresentar um coeficiente de variação relativamente baixo.

A partir dos valores de tolerância atribuídos às famílias pelo trabalho de JUNQUEIRA et al. (2000), elaborou-se o IBBJ (Índice Biótico Baseado em JUNQUEIRA et al., 2000), que apresentou coeficiente de variação restrito e um resultado até certo ponto semelhante ao BMWP “JUNQ”, porém, mais eficiente na distinção das regiões de cabeceira (P1 e P4) em relação aos seus respectivos pontos de baixo gradiente (P3 e P6). Ressalta-se que os valores do P1 em ambos os casos foram relativamente altos para um ponto de cabeceira, o que evidenciou o favorecimento da riqueza e diversidade de famílias sob condições de enriquecimento orgânico leve (LENAT e BARBOUR, 1994; THORNE e WILLIAMS, 1997; YUAN e NORTON, 2003). Da mesma forma que o índice anterior, o IBBJ é indicado para o uso na região por apresentar coeficiente de variação relativamente baixo.

## CONCLUSÃO

Sugere-se que, para a construção efetiva de um índice multimétrico para a referida bacia sejam realizados novos trabalhos a fim de aperfeiçoar as informações obtidas e, se possível, reduzir o esforço amostral empregado. Era esperado que as métricas refletissem o gradiente ambiental presente na bacia do rio Atibaia com um baixo coeficiente de variação nas amostras do ponto referência (P5). Até o momento, as únicas métricas que satisfizeram ambas exigências foram Riqueza e Diversidade de famílias, Densidade total, Riqueza de EPT e ETO, Porcentagem de Táxons de Diptera (exceto Tanytarsini) e não insetos, BMWP “JUNQ” e IBBJ.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BAPTISTA, D.F. et al. O conceito de continuidade de rios é válido para rios de Mata Atlântica no sudeste do Brasil? In: NEISSIMIAN, J.L. e CARVALHO, A.L.E. (Org.). **Ecologia de insetos aquáticos**. Rio de Janeiro: PPGE-UFRJ, 1998. v.5, p. 209-222 (Séries Oecologia Brasiliensis).

BARBOUR, M.T. et al. Evaluation of EPA's rapid bioassessment benthic metrics: metric redundancy and variability among reference stream sites. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 11, p. 437-499, 1992.

BARBOUR, M.T. et al. **Revision to rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: peryphiton, benthic macroinvertebrates, and fish**. Washington: Environmental Protection Agency; Office of Water. 1999. EPA 841-D-97002.

- BASSET, A. et al. Monitoring with benthic macroinvertebrates: advantages e desadvantages of body size descriptors. **Aquatic Conservation**, v.14, p. 43-58, 2004.
- BRANDIMARTE, A.L.; ANAYA, M. Bottom fauna flotation using a solution of sodium chloride. **Verhandlungen für Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie**. v. 26, p. 2358-2359, 1998.
- BRANDIMARTE, A.L et al. Comunidade de invertebrados bentônicos nas fases pré e pós-enchimento em reservatórios: um estudo de caso no reservatório de aproveitamento múltiplo do rio Mogi-Guaçu (SP). In: HENRY, R. (Org.). **Ecologia de reservatórios: Estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu: FUNDIBIO/FAPESP, 1999. cap. 13, p. 375-408.
- BRANDIMARTE, A.L. et al. Amostragem de invertebrados bentônicos. In: BICUDO, C.E.M; BICUDO, D.C. (Orgs.). **Amostragem em limnologia**. Maringá: NUPELIA, 2004. p. 213-230.
- BRANDIMARTE, A.L. et al. Dowstream impact of Mogi-guaçu river damming on the benthic invertebrates (São Paulo, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v 17, n.1, p.27-36, 2005.
- BRINKHURST, R.O.; COOK, D.G. Aquatic Earthworms (Annelida: Oligochaeta). In: HART Jr. e C.W.; FULLER, S.L.H. (Org.). **Pollution Ecology of Freshwater Invertebrates**. New York: Academic Press, 1974. cap. 5, p.143-156.
- BUTTERWORTH, F.M. Introduction to biomonitors and biomarkers as indicators of environmental change. In: BUTERWORTH, F.M. et al. (Org.). **Biomonitors and biomarkers as indicators of environmental change**. New York: Plenum Press, 1995. cap.1, p. 1-8.
- CETESB. **Estudos preliminares para o uso de índices biológicos no biomonitoramento de ambientes aquáticos continentais** – Riachos e corredeiras na bacia hidrográfica do rio Atibaia. São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB), 2002. 85p.
- CETESB. **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo –2004**. São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB), 2005. 268p.
- CHESSMAN, B.C. Rapid assessment of rivers using macroinvertebrates: A procedure based on habitat-specific sampling, family level identification and a biotic index. **Australian Journal of Ecology**, West Ryde, v. 20, p. 122-9, 1995.
- CONNELL, J.H. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. **Science**, v. 199, p. 1302-1310, 1978.
- CUMMINS, K.W. Macroinvertebrates. In: WHITTON, B.A. (Org.). **River ecology** – Studies in Ecology. Berkley: University California Press, 1975. cap. 8, v. 2, p. 170-98.
- CUMMINS, K.W. Invertebrates. In: CALLOW, P.; PETTS, G.E. (Org.). **The rivers handbook** – hydrobiological and ecological principles. Oxford: Blackwell Science, 1992. v.1, p. 234-250.
- CUMMINS, K.W. Bioassessment and analysis of functional organization of running water ecosystems. In: LOEB, S.L.; SPACIE, A. (Org.). **Biological monitoring aquatic system**. Boca Raton: Lewis Publishers, 1994. p 3-7.
- EPA-OHIO. **Biological criteria for the protection of aquatic life**: Users manual for biological field assessment of Ohio surface waters. Columbus: Division of water quality monitoring and assessment, 1987.

FRIEDRICK, G. et al. The use of biological material. In: CHAPMAN, D. (Org.). **Water quality assessments** – A guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring. Cambridge: University Press, 1996. cap. 5, p. 175-242.

GERRITSEN, J. et al. **Lake and reservoir bioassessment and biocriteria** – technical guidance document. Washington: U.S.E.P.A. Office of Water. EPA 841-b-98-007, 1999. Disponível em: <<http://www.epa.gov/owow/monitoring/tech/lakes.html>>. Acesso em: 27 fev. 2006.

HAWKES, H. A. Origin and development of the Biological Monitoring Working Party Score System. **Water Research**. v. 32, n. 3, p. 964-968, 1997.

HELLAWELL, J.M. **Biological indicators of freshwater pollution and environmental management**. Pollution Monitoring Series. New York: Elsevier Applied Science, 1989. 546p.

HENRIQUE-OLIVEIRA, A.L. et al. Distribution of Chironomidae larvae fauna (Insecta: Díptera) on different substrates in a stream at Floresta da Tijuca, RJ, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 15, n.2, p. 69-84. 2003.

HILSENHOFF, W.L. Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. **Journal of North American Benthological Society**, v. 7, n. 1, p. 65-68. 1988.

JUNQUEIRA, V.M.; CAMPOS, S.C.M. Adaptation of the “BMWP” method for water quality evaluation to Rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 10, n. 2, p.125-135. 1998.

JUNQUEIRA, M.V et al. Biomonitoramento da qualidade das águas da bacia do alto Rio das Velhas (MG/Brasil) através de macroinvertebrados. **Acta Limnologica Brasiliensia**. v. 12, p. 73-87, 2000.

KUHLMANN, M.L. **Estudo da comunidade de invertebrados bentônicos da zona profunda da represa Paraibuna (SP)**. 158 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 1993.

KUHLMANN, M.L et al. Invertebrados bentônicos como indicadores de impactos antrópicos sobre ecossistemas aquáticos continentais. In: MAIA, N.B. et al. (Orgs.). **Indicadores ambientais: Conceitos e aplicações**. São Paulo: EDUC, 2001. p. 237-48.

LENAT, D.R; BARBOUR, M. T. Using benthic macroinvertebrates community structure for rapid, cost-effective, water quality monitoring: rapid bioassessment. In: LOEB, S.L.; SPACIE, A. (Orgs.). **Biological monitoring aquatic system**. Boca Raton: Lewis Publishers, 1994. p. 187-215.

LOCH, D.D. et al. The effect of trout farm effluent on the taxa richness of benthic macroinvertebrates. **Aquaculture**, v. 147, p. 37-55, 1996.

LOEB, S.L. An ecological context for biological monitoring. In: LOEB, S.L; SPACIE, A. (Orgs.). **Biological monitoring aquatic system**. Boca Raton: Lewis Publishers, 1994. cap. 1, p. 3-7.

LOYOLA, R. G. N. Atual estágio do IAP no uso de índices biológicos de qualidade. In: SIMPÓSIO DE ECOSSISTEMAS BRASILEIROS, 5., 2000, Vitória. **Anais**. Vitória: ACIESP, 2000. v. 2 – Conservação e Duna, nº 109, p. 46-52.



LYDY, M.J. et al. A comparison of selected diversity, similarity and biotic indices for detecting changes in benthic-invertebrate community structure and stream quality. **Archives of environmental contamination and toxicology**, v.39, p. 469-479, 2000.

MANDAVILLE, S.M. **Bioassessment of freshwaters using benthic macroinvertebrates – a primer**. Halifax: Soil & Water Conservation of Metro Halifax, 1999. Disponível em <<http://www.chebucto.ns.ca/Science/SWCS/SWCS.html>>. Acesso em 30/08/2004.

McCAFFERTY, W. P. **Aquatic entomology – the fishermen's and ecologists' illustrated guide to insects and their relatives**. Boston: Jones and Bartlett, 1998. 448p.

MENEZES, L.C.B. **Estudo ecológico-sanitário do rio Embu-Mirim (SP): utilização de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores**. 2003. 75p. Tese (Doutorado em Saúde Pública) – Faculdade de Saúde Pública de São Paulo – Departamento de Saúde Ambiental, São Paulo, 2003.

MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W. (Orgs.). **An introduction to the aquatic insects of North America**. 3. ed. Dubuque: Kendall/Hunt Publishers, 1996. 862p.

PENNAK, R.W. **Fresh-water invertebrates of the United States**. 3. ed. New York: John Wiley, 1989. 628p.

PÉREZ, G.R. **Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del departamento de Antioquia**. Bogotá: Editorial Presencia, 1988. 217p.

PLAFKIN, J.L. et al. **Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: benthic macroinvertebrates and fish**. Washington: Environmental Protection Agency; Assessment and watershed protection division. 1989.

RESH, V.H. Freshwater benthic macroinvertebrates and rapid assessment procedures for water quality monitoring in developing and newly industrialized countries. In: DAVIS, W.S.; SIMON, T.P. (Orgs.). **Biological assessment and criteria – tools for water resource planning and decision making**. Boca Raton: Lewis Publishers, 1995. cap.12, p.167-177.

RESH, V.H.; JACKSON, J.K. Rapid assessment approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D. M.; RESH, V. M (Orgs.). **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York: Champman e Hall, 1993. cap. 6, p. 195-233.

ROSENBERG, D. M; RESH, V. M. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D. M.; RESH, V. M (Orgs.). **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York: Champman e Hall, 1993. cap. 1, p. 1-9.

SCHMIDT-KLOIBER, A; NIJBOER, R.C. The effect of taxonomic resolution on the assessment of ecological water quality classes. **Hydrobiologia**, v. 516, p. 269-283, 2004.

SMA. **Entre Serras e Águas – Plano de desenvolvimento sustentável para a área de influência da duplicação da rodovia Fernão Dias**. Caderno de subsídios nº 04. Relatório de qualidade ambiental 1998. São Paulo: Secretaria do Meio ambiente do Estado São Paulo (SMA), 1998. 127p.

STEWART, A.J; LOAR, J.M. Spatial and temporal variation in biomonitoring data. In: LOEB, S.L; SPACIE, A. (Orgs.). **Biological monitoring aquatic system**. Boca Raton: Lewis Publishers, 1994. cap.7, p 3-7.

THORNE, R.S.J.; WILLIAMS, P. The response of benthic macroinvertebrates to pollution in developing countries: a multimetric system of bioassessment. **Freshwater Biology**, v. 37, p. 671-86, 1997.

THORP Jr, J.H.; COVICH, A. P. (Orgs.). **Ecology and classification of North American freshwater invertebrates**. San Diego: Academic Press, 1991. 911p.

TOWNSEND, C. R. et al. Persistence of stream invertebrate communities in relation to environmental variability. **Journal of Animal Ecology**, v. 56, p. 597-613, 1987.

TUNDISI, J.G. **Água no século XXI – Enfrentando a escassez**. São Carlos: RiMa, IIE, 2003, 248p.

VANNOTE, R.L. et al. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science**, v.37, p. 130-137, 1980.

WIEDERHOLM, T. Use of benthos in lake monitoring. **Journal of Water Pollution Control Federation**, v. 52, n. 3, p. 537-47, 1980.

WIGGINS, G.B. **Larvae of the North American caddis fly genera (Trichoptera)**. 2. ed. Toronto: University of Toronto Press, 1998. 457p.

YUAN, L.L.; NORTON, S.B. Comparing responses of macroinvertebrate metrics to increasing stress. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 2, n. 22, p. 308-322, 2003.

### **CAPÍTULO III**

“AVALIAÇÃO DA AMOSTRAGEM DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS PARA O BIOMONITORAMENTO: HABITAT ÚNICO *VERSUS* HABITATS MÚLTIPLOS (BACIA DO ALTO ATIBAIA, SP)”

## ABSTRACT

**Assessment of benthic macroinvertebrate sampling for biomonitoring: single habitat versus multiple habitat (Atibaia river basin, São Paulo State).** Habitat heterogeneity must be contemplated in environmental studies to discriminate impacts on the biota due to changes in water quality from effects provoked by predominant habitat conditions. However, the quantitative sampling of multiple habitats can be unviable due to the amount of time needed to sort the organisms, which results in high financial cost. To contribute to the development of a rapid assessment monitoring plan for the Atibaia river basin (São Paulo state), in which a single habitat would represent the same trend as the average or sum of habitats at that site, the benthic fauna was sampled in eight sites: 3 in the Atibainha river, 3 in the Cachoeira river, and 2 in the Atibaia river. Channel (C), depositional margin (MD) and erosional margin (ME) were sampled. Three replicates were collected in each habitat with a Hess sampler (678.9 cm<sup>2</sup>, 500µm mesh) or modified Petersen grab (325 cm<sup>2</sup>). Organisms were identified up to the family taxonomic level. Total density, relative abundance, dominance, richness and diversity of families, richness of EPT and ETO, percent of diptera taxa and noninsects, BMWP “JUNQ” and IBBJ were calculated. To determine whether or not MD or ME showed the same trends as the average or sum at each site, except for relative abundance, the Spearman’s rank-correlation coefficient ( $\alpha= 0,05$ ) was used. According to the methodology employed, it was concluded that the ME was the habitat that showed the best correspondence with the average or sum of the sites, at least during the dry season.

**Key-words:** biomonitoring, zoobenthos, single habitat, multiple habitats.

## RESUMO

**Avaliação da amostragem de macroinvertebrados bentônicos para o biomonitoramento: habitat único versus habitats múltiplos (bacia do alto Atibaia, SP).** A heterogeneidade de habitats deve ser contemplada no planejamento de estudos ambientais para que impactos sobre a biota devido às alterações na qualidade da água sejam discriminados dos efeitos provocados pelas condições predominantes em diferentes habitats. No entanto, a amostragem quantitativa de múltiplos habitats pode tornar-se inviável devido ao tempo destinado à triagem dos organismos, refletindo num maior custo financeiro. Visando contribuir para a elaboração de um plano de monitoramento de avaliação rápida para a bacia do alto Atibaia (SP), no qual a análise de um habitat apresentaria as mesmas tendências que a média ou somatória para o ponto, amostrou-se a fauna bentônica em oito pontos: 3 no rio Atibainha, 3 no rio Cachoeira e 2 no rio Atibaia. Foram amostrados, em triplicata, o canal (C), a margem deposicional (MD) e a margem erosional (ME), com auxílio do amostrador Hess (rede de 500 µm e área de 678,9 cm<sup>2</sup>) ou pegador de Petersen modificado (área de pegada de 325 cm<sup>2</sup>). Sempre que possível, os organismos foram identificados até o nível taxonômico de família, calculando-se a densidade total, abundância relativa, dominância, riqueza e diversidade de famílias, riqueza de EPT, riqueza de ETO, porcentagem de táxons de Diptera (-Tt) e não insetos, BMWP “JUNQ” e IBBJ. A fim de determinar se o habitat MD e/ou ME apresentaram as mesmas tendências que a média de cada ponto para cada uma das métricas aplicadas, com exceção da abundância relativa, aplicou-se o coeficiente de correlação de Spearman ( $\alpha= 0,05$ ). De acordo com a metodologia empregada, concluiu-se que a margem erosional seria o habitat que melhor corresponderia à média ou somatória para o ponto, pelo menos durante o período de estiagem.

**Palavras-chave:** biomonitoramento, zoobentos, habitat único, habitats múltiplos.

## INTRODUÇÃO

Dentro de um ecossistema aquático lótico, a distribuição dos organismos é determinada por fatores abióticos e bióticos (KIKUCHI e UIEDA, 1998), que podem diferir ao longo da extensão horizontal do rio, formando unidades de habitats, como poções e corredeiras; ou que atuam longitudinalmente, de forma que as alterações dos fatores abióticos impõem uma estruturação da biota visando à perda mínima de energia no sistema (VANNOTE et al., 1980). Além desses fatores naturais, os antropogênicos também afetam a comunidade aquática, como por exemplo, a devastação da mata ripária e a entrada de nutrientes em decorrência de esgoto industrial e doméstico, geralmente promovidos pela urbanização (BUSS et al., 2002).

A influência dos fatores ambientais na determinação da biota em rios pode ser estudada sob a ótica de uma variedade de escalas espaciais. Em grandes escalas, vários pesquisadores concluíram que a estrutura da comunidade bentônica é determinada por fatores geográficos e pela química da água (DEATH, 1995). Focalizando-se em um escala espacial menor, a heterogeneidade de habitats parece ter grande influência sobre o zoobentos, uma vez que provê refúgio aos efeitos de distúrbios físicos e químicos e altera o resultado das interações entre espécies (RUTT et al., 1989). Assim, as espécies bentônicas apresentam preferências quanto à composição de substrato, condições hidráulicas e presença de nutrientes (BUSS et al., 2002). Portanto, a heterogeneidade de habitats deve ser considerada em avaliações ambientais, para que impactos sobre a biota devido às alterações na qualidade da água sejam discriminados dos efeitos provocados pelas condições predominantes em cada habitat, objetivando focar medidas de controle nas fontes mais importantes de impacto (PLAFKIN et al., 1989).

Sob esse aspecto, a metodologia de amostragem torna-se um importante fator a ser considerado em um diagnóstico ambiental. Há várias décadas o zoobentos é utilizado como indicador da qualidade de rios, mas a preocupação com a padronização da amostragem é recente, o que pode gerar conflitos durante a interpretação e comparação de dados (DAVIES, 2001). Esta é uma questão difícil de se solucionar, uma vez que os objetivos das pesquisas e as características do ambiente tendem a determinar quais métodos serão utilizados.

No caso de um estudo quantitativo, há que se considerar um maior esforço amostral, já que os macroinvertebrados bentônicos apresentam distribuição agregada (ROSENBERG e RESH, 1993; RESH, 1995; FRIEDERICK, 1996). Além disso, a escolha do local amostrado pode ou não favorecer a distinção entre os efeitos do habitat e da qualidade da água sobre a comunidade (PARSONS e NORRIS, 1996). Dessa forma, os pesquisadores optam por minimizar as diferenças de habitat entre lugares distintos, para que as alterações na qualidade da água sejam salientadas (LENAT e BARBOUR, 1994). O período de amostragem também é um fator significativo para o

diagnóstico ambiental. Durante a estiagem, por exemplo, é esperado um menor fluxo d'água, o que possibilitaria maior acúmulo de matéria orgânica no substrato e redução de perda de organismos por arraste. Como consequência, com a maior estabilidade do biótopo, a alta riqueza pode acabar refletindo maior disponibilidade de alimento e correnteza mais amena (BRANDIMARTE et al., 2005).

Tomadas as devidas precauções com a amostragem, a comunidade bentônica é um valioso instrumento na avaliação da qualidade de recursos hídricos, atualmente tão escassos e degradados por ações antropogênicas. No entanto, se faz necessária a elaboração de protocolos de avaliação rápida, os quais visam à redução de custos e tempo com a amostragem e manipulação, para implantar o biomonitoramento numa região (BARBOUR et al., 1999). Para isso, podem-se usar técnicas de avaliação rápida, como a identificação taxonômica até o nível de família, que geralmente é tão confiável quanto dados mais refinados (HEWLETT, 2000; SCHMIDT-KLOIBER e NIJBOER, 2004). Outro exemplo é a amostragem de apenas um habitat que seja representativo do ambiente como um todo. Tal abordagem é preferida por muitos pesquisadores uma vez que a análise de habitats múltiplos pode mascarar distúrbios ambientais devido às variações naturais entre os habitats, além de ser considerada redundante (PLAFKIN et al., 1989; PARSONS e NORRIS, 1996; HEWLETT, 2000). Além dessas vantagens, protocolos de avaliação rápida costumam ser preferidos por serem mais robustos que índices biológicos isolados. Porém, para sua aplicação é necessário o conhecimento da estrutura e funcionamento do ecossistema, o que geralmente não ocorre com as bacias hidrográficas brasileiras. Algumas agências ambientais vêm sugerindo técnicas e metodologias voltadas para o biomonitoramento, mas a falta de padronização dos métodos, falta de recursos e de pessoal restringem este tipo de trabalho (BUSS et al., 2003).

Com vista à necessidade de se assegurar a qualidade dos recursos hídricos e aos limitados estudos dessa natureza, o departamento de Ecologia do Instituto de Biociências-USP desenvolveu, em parceria com a CETESB, o projeto “Uso de índices biológicos no biomonitoramento de ambientes aquáticos e continentais – riachos e corredeiras na bacia hidrográfica do rio Atibaia, SP”. Este projeto subsidiará o programa *Entre Serras e Águas* da Secretaria do Meio Ambiente (SMA), o qual pretende estabelecer um plano de desenvolvimento sustentável para a área de influência da duplicação da rodovia Fernão Dias (SMA, 1998; CETESB, 2002). O presente trabalho está inserido numa segunda campanha de coletas desse projeto, privilegiando o período de estiagem.

A bacia do rio Atibaia apresenta grande importância socioeconômica devido às diversas atividades agropastoris e industriais em desenvolvimento nesta região, além de possuir reservatórios que propiciam atividades recreativas, abastecimento público local e para boa parte da Região Metropolitana de São Paulo (SMA, 1998). Em virtude da relevância desta bacia hidrográfica, do uso de invertebrados bentônicos em avaliações ambientais e da heterogeneidade de habitats em

ambientes aquáticos, buscou-se avaliar possíveis variações no diagnóstico da qualidade da água da referida bacia de acordo com a fauna de dois habitats distintos de cada ponto de amostragem: margem deposicional e margem erosional. Assim, objetivou-se contribuir para a elaboração de um plano de monitoramento para a região que requisitasse menor esforço amostral e tempo destinado à triagem dos organismos, a partir da simplificação da identificação taxonômica e determinação da amostragem de apenas um habitat.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### **Descrição da área de estudo**

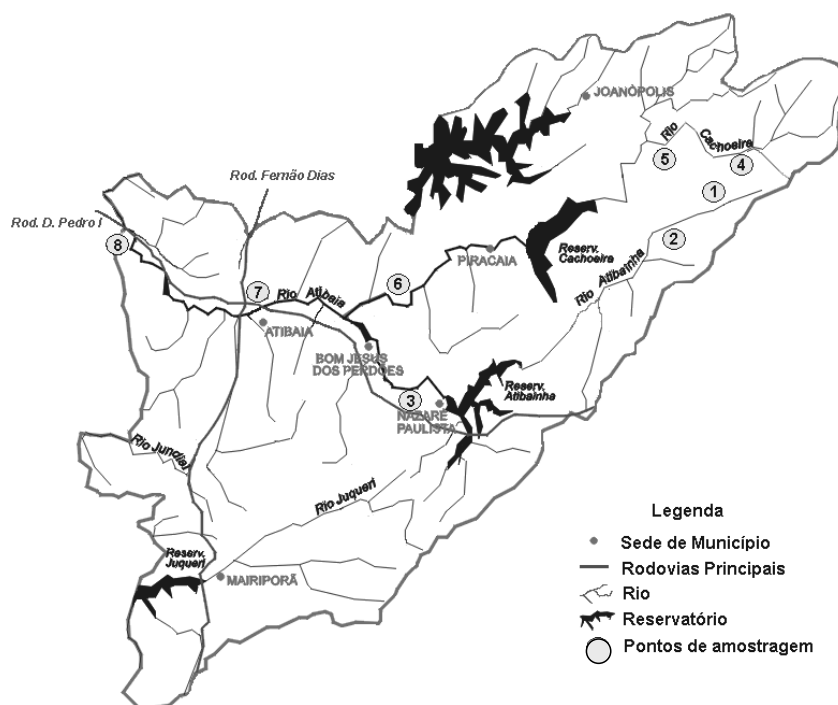
O rio Atibaia e seus tributários integram a bacia do rio Piracicaba, que pertence ao 5º grupo de Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRH) (CETESB, 2002). Na área de cabeceira do rio Atibaia destacam-se os rios Atibainha e Cachoeira, considerados rios de pequeno porte e enquadrados na classe especial pela SMA. Cada um destes rios possui um reservatório, que faz parte do Sistema Cantareira, principal abastecedor da Região Metropolitana de São Paulo (SMA, 1998). A jusante dos reservatórios as águas estão enquadradas na classe 2.

As águas dessa bacia destinam-se, principalmente, ao abastecimento público e industrial, recepção de efluentes domésticos e industriais, atividades agropastoris, geração de energia e recreação (CETESB, 2005). A região apresenta alta densidade populacional aliada a um grande desenvolvimento industrial e uma zona rural com atividades agroindustriais. O solo é do tipo latossolo, de pequena espessura e baixa fertilidade, característica acentuada pela extensão da pecuária e processos de erosão. O clima é ameno, ocorrendo um período de estiagem que compreende os meses de abril a setembro (SMA, 1998; CETESB, 2005).

### **Coleta e análise de dados**

A amostragem do sedimento para análise da fauna associada foi realizada em setembro/2002, englobando 3 pontos no rio Atibainha (P1, P2 e P3), 3 no rio Cachoeira (P4, P5 e P6) e 2 no rio Atibaia (P7 e P8) (Fig. 1).

Amostras foram obtidas em triplicata e, sempre que possível, em três habitats: canal (C), margem deposicional (MD) e margem erosional (ME). Utilizaram-se coletores diferentes de acordo com a adequação. Assim, o amostrador Hess com rede de 500µm e área de 678,9 cm<sup>2</sup> foi empregado nos pontos 1 e 2, devido à baixa profundidade e substrato de maior granulometria, como cascalho e areia. Para o restante dos pontos, empregou-se o pegador Petersen modificado com área de pegada de 325cm<sup>2</sup>, apropriado para maiores profundidades, podendo o substrato ser fino ou grosso (BRANDIMARTE et al., 2004).



**Figura 1** – Mapa da área de estudo, sub-bacia da região de cabeceira do rio Atibaia (SP), com a localização dos pontos de amostragem (modificado de SMA, 1998).

As amostras foram lavadas em água corrente com peneira de abertura de malha de 500  $\mu\text{m}$ , sendo o material retido preservado em álcool 70°GL e corado com Rosa de Bengala. Amostras com abundante material inorgânico de maior granulometria, como areia e cascalho, foram submetidas à flutuação com solução supersaturada de cloreto de sódio (NaCl) como descrito em BRANDIMARTE e ANAYA (1998).

Os organismos foram triados sob estereomicroscópio e, sempre que possível, identificados até o nível taxonômico de família com o auxílio das chaves de identificação de McCAFFERTY (1998), MERRITT e CUMMINS (1996), PENNAK (1989), PÉREZ (1988), THORP e COVICH (1991) e WIGGINS (1998). Para a família Chironomidae, a identificação ocorreu até subfamília ou tribo, sendo que em Chironomini foram englobados espécimes de Pseudochironomini devido à impossibilidade de distinguir ambas as tribos sob estereomicroscópio.

### Tratamento de dados

As métricas analisadas encontram-se listadas na Tabela I. O valor para cada habitat foi gerado a partir da média das três unidades amostrais tomadas, exceto no caso de riqueza, diversidade e dominância de famílias e riqueza de EPT e ETO, para as quais optou-se por realizar a somatória das triplicatas. Em todos os casos, calculou-se a média geral do ponto a partir da média dos habitats.



**Tabela I** – Métricas empregadas para a comunidade de macroinvertebrados bentônicos da bacia do alto Atibaia (SP). EPT =Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera; ETO = Ephemeroptera, Trichoptera e Odonata; Tt = Tanytarsini; BMWP “JUNQ” = “Biological Monitoring Working Party Score System” adaptado por JUNQUEIRA et al. (2000); IBBJ = Índice Biótico Baseado nos valores de tolerância de famílias determinados em JUNQUEIRA et al. (2000).

Métricas	Referencial Teórico	Referência bibliográfica
Densidade Total	Sob poluição orgânica é esperado um elevado valor de indivíduos resultante da rápida proliferação de organismos tolerantes a este impacto.	(HELLAWELL, 1989; PLAFKIN et al., 1989; RESH e JACKSON, 1993)
Abundância relativa	Com o enriquecimento orgânico é esperado um incremento populacional de alguns organismos tolerantes (HELLAWELL, 1989), o qual seria constatado por um aumento na fração destes indivíduos na composição da comunidade.	(HELLAWELL, 1989)
Dominância de Famílias	Expressa pela proporção da família mais numerosa em relação ao número total de indivíduos, indica que uma comunidade dominada por poucos táxons reflete um ambiente comprometido.	(PLAFKIN et al., 1989; BARBOUR et al., 1999)
Riqueza de Famílias	Ambas as métricas apresentam altos valores em ambientes saudáveis, todavia são favorecidas frente à leve poluição orgânica. Já rios de ordens menores, mesmo com águas pristinas, podem apresentar baixos valores (LENAT e BARBOUR, 1994; THORNE e WILLIAMS, 1997, YUAN e NORTON, 2003). Apesar de ter sido criado para dados identificados em nível de espécie, o índice de diversidade de Shannon-Wiener pode ser aplicado em níveis taxonômicos maiores, como família (HUGHES, 1978 apud KUHLMANN, 1993).	(RESH e JACKSON, 1993)
Diversidade de Shannon-Wiener para Famílias		
Riqueza de EPT	Devido à sensibilidade da maioria dos organismos das ordens EPT ou ETO, quanto maior o valor, melhor a qualidade ambiental.	(EPA-OHIO, 1987; PLAFKIN et al., 1989)
Riqueza de ETO		(GERRITSEN et al., 1999)
Porcentagem de táxons de Díptera (-Tt) e não insetos	Táxons de Díptera e não insetos estão presentes em rios saudáveis, porém, sob estresse tendem a predominar na comunidade. Justifica-se a exclusão de Tanytarsini devido ao fato desta tribo apresentar táxons mais sensíveis que a maioria da ordem Díptera (EPA-OHIO, 1987).	(EPA-OHIO, 1987)
BMWP “JUNQ”	A partir da média de tolerância de todas as espécies de cada família, são atribuídos escores inversamente proporcionais. Assim, quanto maior o total de pontos obtidos, melhor a qualidade do ambiente.	(JUNQUEIRA et al., 2000)
IBBJ	Índices como o BMWP e suas adaptações (p. ex. BMWP “JUNQ”), levam em conta basicamente as famílias presentes. Outros, porém, consideram a contribuição de cada família na comunidade (p. ex., HILSENHOFF, 1988). Como a equitatividade também é um fator importante na avaliação do equilíbrio de uma comunidade, multiplicaram-se os escores atribuídos às famílias por JUNQUEIRA et al. (2000) por pesos designados de acordo com a abundância relativa, originando, então, o Índice Biótico Baseado em JUNQUEIRA et al. (2000) (IBBJ).	Presente trabalho

Para a aplicação do BMWP “JUNQ” e IBBJ foram excluídos os dados cuja identificação não ocorreu em nível de família, bem como os das famílias que não são contempladas no primeiro índice: Hyriidae, Mycetopodidae, Fredericellidae, Plumatellidae, Curculionidae, Dryopidae,

Limnichidae, Histeridae, Dolichopodidae, Phoridae, Epheméridae, Notonectidae, Pleidae, Potamocoridae e Protoneuridae, Calamoceratidae. Para Turbellaria atribuiu-se o valor da família Dugesiidae.

No IBBJ, as famílias que atingiram menos de 2,00% de abundância relativa receberam peso 1, pois as mesmas podem ser fruto da deriva e não de favorecimento do ambiente para seu estabelecimento. Receberam peso 4 todas as famílias que atingiram entre 2,00 e 25,00% de abundância relativa; peso 3 aquelas entre 25,01 a 50,00%, peso 2 aquelas entre 50,01 a 75,00% e peso 1 aquelas que atingiram abundância relativa igual ou superior a 75,01%, uma vez que altas dominâncias indicam desequilíbrio da comunidade.

A fim de determinar qual dos habitats analisados apresentou as mesmas tendências que a média ou somatória de cada ponto para cada uma das métricas aplicadas, com exceção da abundância relativa, aplicou-se o coeficiente de correlação de Spearman (SIEGEL e CASTELLAN, 1988), com nível de significância de 0,05. Somente os habitats presentes em todos os pontos foram testados (MD e ME), já que não foi possível a amostragem do canal do P5 devido à ocorrência de laje neste habitat, sendo os dados do canal dos outros pontos computados apenas na média (MÉD).

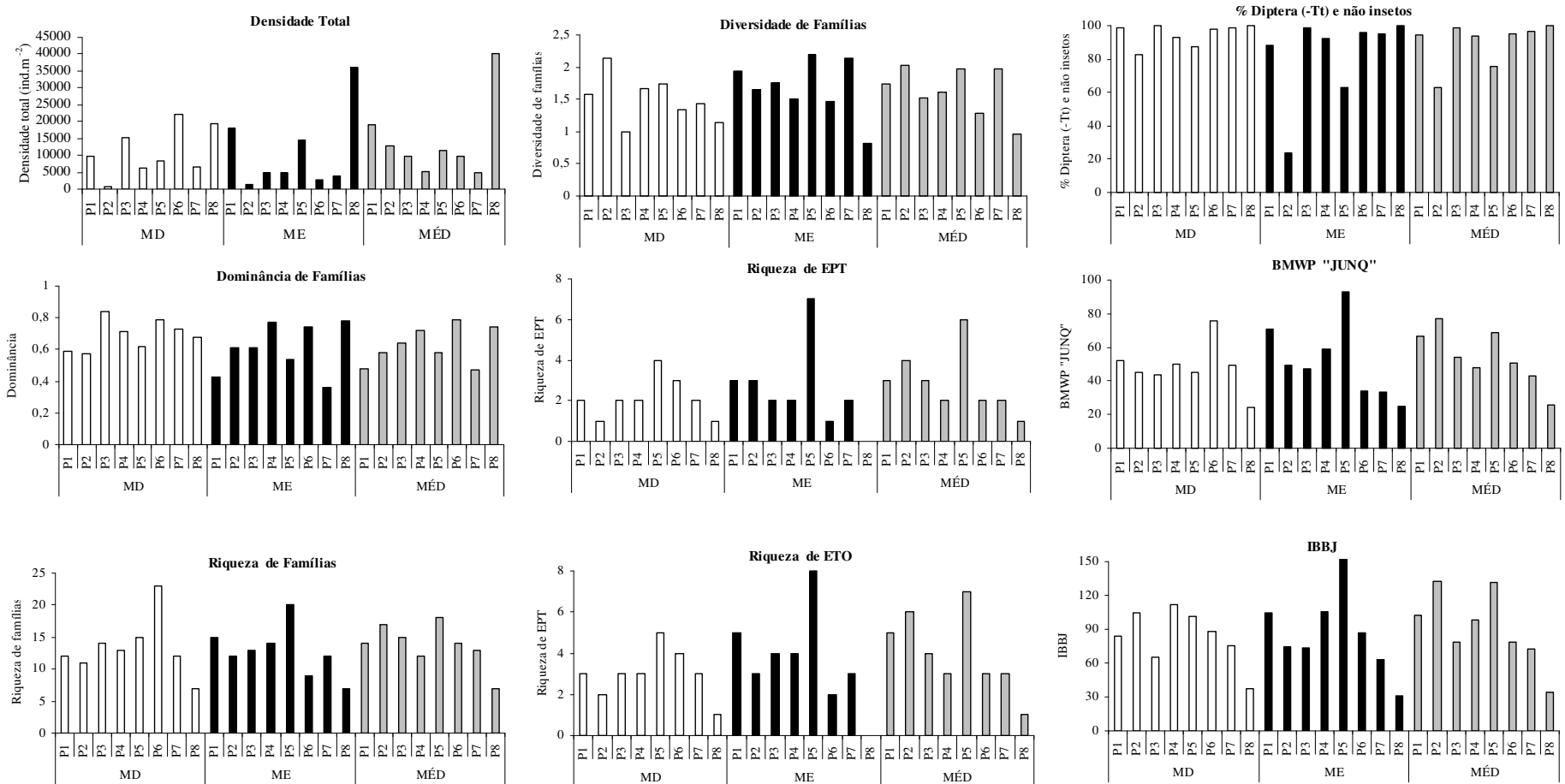
Ressalta-se que a caracterização dos pontos a partir da análise das variáveis físicas e químicas foi feita a partir de dados obtidos junto à CETESB (relatório em preparação).

## RESULTADOS

No total, foram registrados 62 táxons de macroinvertebrados bentônicos (Anexo1).

Nenhum dos habitats analisados apresentou a mesma tendência que a MÉD para a densidade total e riqueza de famílias, ao passo que em ambos, MD e ME, registrou-se semelhança à MÉD para % Díptera (-Tt) e não insetos e IBBJ. A tendência da diversidade de famílias da MD foi bem semelhante à MÉD. Para a ME, a dominância de famílias e BMWP “JUNQ”, com exceção de P2, foram os mais parecidos com a MÉD. A riqueza de EPT e riqueza de ETO da ME, apesar de menos perceptíveis, também apresentaram tendências semelhantes à MÉD (Fig. 2 e Tab. II).

Ao comparar a correlação dos dados dos habitats com a MÉD de cada métrica, a ME apresentou melhor desempenho. Das 9 métricas testadas, 7 apresentaram correlação positiva entre os dados da ME e a MÉD e 3 entre a MD e a MÉD (Tab. II).



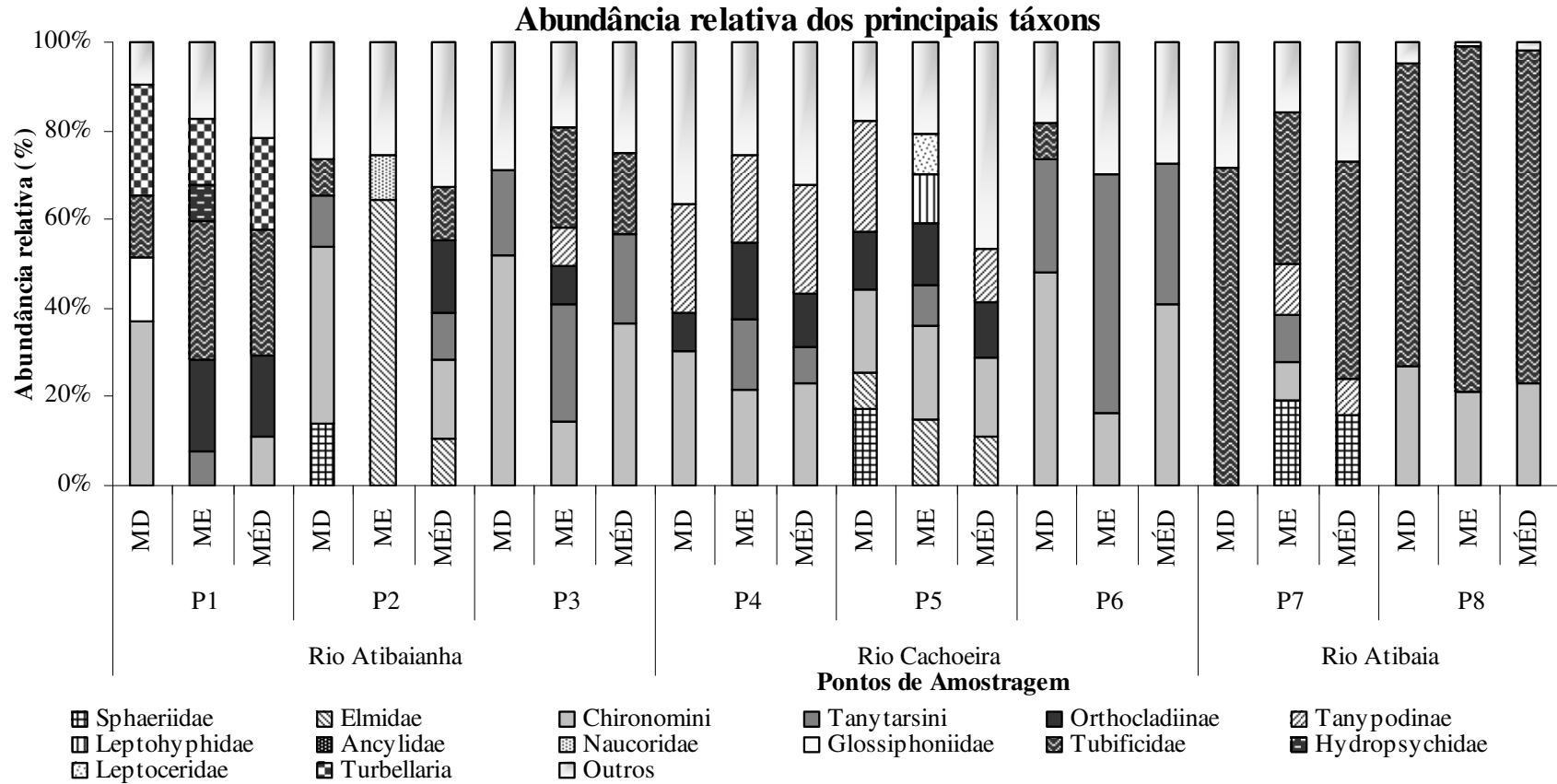
**Figura 2** – Resultado das métricas empregadas para a comunidade de macroinvertebrados bentônicos da bacia do alto Atibaia (SP). MD = margem deposicional; ME = margem erosional; MÉD = média; EPT =Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera; ETO = Ephemeroptera, Trichoptera e Odonata; Tt = Tanytasini; BMWP “JUNQ” = “Biological Monitoring Working Party Score System” adaptado por JUNQUEIRA et al. (2000); IBBJ = Índice Biótico Baseado nos valores de tolerância de famílias determinados em JUNQUEIRA et al. (2000).

**Tabela II** – Coeficiente de correlação de Spearman aplicado para os resultados dos habitats e da média de cada ponto para as métricas da macrofauna bentônica da bacia do alto Atibaia (SP). MD= margem deposicional; ME = margem erosional; MÉD = média; EPT =Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera; ETO = Ephemeroptera, Trichoptera e Odonata; BMWP “JUNQ” = “Biological Monitoring Working Party Score System” adaptado por JUNQUEIRA et al. (2000); IBBJ = Índice Biótico Baseado nos valores de tolerância de famílias determinados em JUNQUEIRA et al.(2000).

	MD x MÉD	ME x MÉD
Densidade Total	0,286	0,476
Dominância de famílias	0,387	0,911*
Riqueza de famílias	0,423	0,500
Diversidade de famílias	0,762*	0,690*
Riqueza de EPT	0,369	0,923*
Riqueza de ETO	0,429	0,750*
% Diptera (-Tt) e não insetos	0,929*	0,952*
BMWP "JUNQ"	0,089	0,738*
IBBJ	0,768*	0,815*

\* Correlação significativa

Em relação à abundância relativa dos principais táxons, a MÉD do P1 não foi semelhante a nenhum dos habitats, sendo apenas ligeiramente parecida com a ME em relação às proporções de Turbellaria, Tubificidae e Orthocladinae. No P2, P3, P5 e P7 novamente os habitats apresentaram constituições bem distintas em relação à MÉD. No P4 e no P8, a MÉD e os habitats foram parecidos, exceto pela ausência de Tanytarsini na MD para o P4. No P6, a MÉD foi semelhante à ME, porém apenas na ME houve dominância de Tanytarsini (Fig. 3).



**Figura 3** – Abundância relativa dos principais macroinvertebrados bentônicos nos três habitats amostrados na bacia do alto Atibaia (SP), além da respectiva média (MÉD).

Consideraram-se como táxons principais, todos aqueles que atingiram abundância relativa igual ou superior a 7,5%.

## DISCUSSÃO

Muitas são as vantagens de se utilizar o zoobentos como indicador ambiental, porém, seu padrão de distribuição agregado demanda um elevado número de réplicas para que a amostra seja considerada significativa, o que requer recursos financeiros e maior tempo destinado à triagem (ROSENBERG e RESH, 1993; CHESSMAN, 1995; BASSET et al., 2004). Dessa forma, é preferível que países em desenvolvimento adotem medidas de avaliação rápida. Considerando o baixo grau de informação dos recursos hídricos brasileiros, optou-se por não adotar técnicas qualitativas e, visando reduzir os esforços amostrais e de manipulação de técnicas quantitativas, buscou-se determinar um habitat que fosse o mais representativo possível do ambiente. Esse tipo de estudo já foi realizado em outros países e muitos pesquisadores chegaram à conclusão de que apenas um habitat é o suficiente para a avaliação ambiental e a informação de múltiplos-habitats seria redundante, necessitando de mais tempo e recursos financeiros e atrasando tomadas de decisões (PLAFKIN et al., 1989; PARSONS e NORRIS, 1996; HEWLETT, 2000). Todavia, o habitat selecionado geralmente é a corredeira, ambiente inviável de ser avaliado comparativamente ao longo dos pontos de amostragem da bacia do alto Atibaia, uma vez que nem todos os pontos possuem habitats com tal característica.

Considerando a análise de correlação entre cada um dos habitats e a média ou somatória para o ponto, conclui-se que o habitat margem erosional (ME) seria o melhor correspondente para a média geral do ponto.

## CONCLUSÃO

Visando contribuir com a metodologia para um futuro biomonitoramento da área, com redução de custos e tempo de manipulação das amostras, mas com informações confiáveis, aconselha-se à amostragem apenas do habitat ME para avaliação ambiental da bacia do alto Atibaia (SP) durante o período de estiagem a partir das métricas: abundância relativa, diversidade de famílias, riqueza de EPT e de ETO, porcentagem de táxons de Diptera (exceto Tanytarsini) e não insetos, BMWP “JUNQ” e IBBJ.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BARBOUR, M.T. et al. **Revision to rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: peryphiton, benthic macroinvertebrates, and fish.** Washington: Environmental Protection Agency; Office of Water. 1999. EPA 841-D-97002.
- BASSET, A. et al. Monitoring with benthic macroinvertebrates: advantages e desvantagens of body size descriptors. **Aquatic Conservation**, v.14, p. 43-58, 2004.
- BRANDIMARTE, A.L.; ANAYA, M. Bottom fauna flotation using a solution of sodium chloride. **Verhandlungen für Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie**, v. 26, p. 2358-2359, 1998.
- BRANDIMARTE, A.L. et al. Amostragem de invertebrados bentônicos. In: BICUDO, C.E.M; BICUDO, D.C. (Orgs.). **Amostragem em limnologia**. Maringá: NUPELIA, 2004. p. 213-230.
- BRANDIMARTE, A.L. et al. Downstream impact of Mogi-guaçu river damming on the benthic invertebrates (São Paulo, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v 17, n.1, p.27-36, 2005.
- BUSS, D.F. et al. Influence of water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrate assemblage in a river basin in south-east Brasil. **Hydrobiologia**, n. 481, p. 125-136, 2002.
- BUSS, D.F. et al. Bases cocneituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade de água de rios. **Caderno de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 19, n. 2, p. 465-473, mar-abr, 2003.
- CHESSMAN, B.C. Rapid assessment of rivers using macroinvertebrates: A procedure based on habitat-specific sampling, family level identification and a biotic index. **Australian Journal of Ecology**, West Ryde, v. 20, p. 122-9, 1995.
- CETESB. **Estudos preliminares para o uso de índices biológicos no biomonitoramento de ambientes aquáticos continentais – Riachos e corredeiras na bacia hidrográfica do rio Atibaia.** São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB), 2002. 85p.
- CETESB. **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo –2004.** São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB), 2005. 268p.
- DAVIES, A. The use and limits of various methods of sampling and interpretation of benthic macroinvertebrates. In: RAVERA, O. Scientific and legal aspects of biological monitoring in freshwater. **Journal of Limnology** (suppl I), p. 1-6, 2001.
- DEATH, R.G. Spatial patterns in benthic invertebrate community structure: products of habitat stability or are they habitat specific. **Freshwater Biology**, v. 33, p. 455-467, 1995.
- EPA-OHIO. **Biological criteria for the protection of aquatic life:** Users manual for biological field assessment of Ohio surface waters. Columbus: Division of water quality monitoring and assessment, 1987.

FRIEDRICK, G. et al. The use of biological material. In: CHAPMAN, D. (Org.). **Water quality assessments – A guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring.** Cambridge: University Press, 1996. cap. 5, p. 175-242.

KIKUCHI, R.M.; UIEDA, V.S. Composição da comunidade de invertebrados bentônicos de um ambiente lótico tropical e sua variação espacial e temporal. In: NEISSIMIAN, J.L.; CARVALHO, A.L. (Orgs.). **Ecologia de Insetos Aquáticos.** Rio de Janeiro: PPGE-UFRJ, 1998. Series Oecologia Brasiliensis, v. V, p.157-173.

GERRITSEN, J. et al. **Lake and reservoir bioassessment and biocriteria – technical guidance document.** Washington: U.S.E.P.A. Office of Water. EPA 841-b-98-007, 1999. Disponível em: <<http://www.epa.gov/owow/monitoring/tech/lakes.html>>. Acesso em: 27 fev. 2006.

HELLAWELL, J.M. **Biological indicators of freshwater pollution and environmental management.** Pollution Monitoring Series. New York: Elsevier Applied Science, 1989. 546p.

HEWLETT, R. Implications of taxonomic resolution and sample habitat for stream classification at a broad geographic scale. **Journal of North American Benthological Society**, v. 19, n. 2, p. 352-361, 2000.

HILSENHOFF, W.L. Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. **Journal of North American Benthological Society**, v. 7, n. 1, p. 65-68. 1988.

JUNQUEIRA, M.V et al. Biomonitoramento da qualidade das águas da bacia do alto Rio das Velhas (MG/Brasil) através de macroinvertebrados. **Acta Limnologica Brasiliensia.** v. 12, p. 73-87, 2000.

KUHLMANN, M.L. **Estudo da comunidade de invertebrados bentônicos da zona profunda da represa Paraibuna (SP).** 158 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 1993.

LENAT, D.R; BARBOUR, M. T. Using benthic macroinvertebrates community structure for rapid, cost-effective, water quality monitoring: rapid bioassessment. In: LOEB, S.L.; SPACIE, A. (Orgs.). **Biological monitoring aquatic system.** Boca Raton: Lewis Publishers, 1994. p. 187-215.

McCAFFERTY, W. P. **Aquatic entomology – the fishermen's and ecologists' illustrated guide to insects and their relatives.** Boston: Jones and Bartlett, 1998. 448p.

MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W. (Orgs.). **An introduction to the aquatic insects of North America.** 3. ed. Dubuque: Kendall/Hunt Publishers, 1996. 862p.

PARSONS, M.; NORRIS, R.H. The effect of habitat-specific sampling on biological assessment of water quality using a predictive model. **Freshwater Biology**, v. 36, p. 419-434, 1996.

PENNAK, R.W. **Fresh-water invertebrates of the United States.** 3. ed. New York: John Wiley, 1989. 628p.

PÉREZ, G.R. **Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del departamento de Antioquia.** Bogotá: Editorial Presencia, 1988. 217p.



PLAFKIN, J.L. et al. **Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: benthic macroinvertebrates and fish.** Washington: Environmental Protection Agency; Assessment and watershed protection division. 1989.

RESH, V.H. Freshwater benthic macroinvertebrates and rapid assessment procedures for water quality monitoring in developing and newly industrialized countries. In: DAVIS, W.S.; SIMON, T.P. (Orgs.). **Biological assessment and criteria – tools for water resource planning and decision making.** Boca Raton: Lewis Publishers, 1995. cap.12, p.167-177.

RESH, V.H.; JACKSON, J.K. Rapid assessment approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D. M.; RESH, V. M (Orgs.). **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates.** New York: Chapman e Hall, 1993. cap. 6, p. 195-233.

ROSENBERG, D. M; RESH, V. M. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D. M.; RESH, V. M (Orgs.). **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates.** New York: Chapman e Hall, 1993. cap. 1, p. 1-9.

RUTT, G.P. et al. Microhabitat availability in welsh moorland and Forest as a determinant of macrinvertebrate distribution. **Freshwater Biology**, v. 22, p. 247-261, 1989.

SCHMIDT-KLOIBER, A; NIJBOER, R.C. The effect of taxonomic resolution on the assessment of ecological water quality classes. **Hydrobiologia**, v. 516, p. 269-283, 2004.

SMA. **Entre Serras e Águas – Plano de desenvolvimento sustentável para a área de influência da duplicação da rodovia Fernão Dias.** Caderno de subsídios nº 04. Relatório de qualidade ambiental 1998. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, 1998. 127p.

SIEGEL, S.; CASTELLAN Jr., N.J. **Nonparametric statistic for the behavioral sciences.** 2. ed. Boston: McGraw-Hill, 1988. 399p.

THORNE, R.S.J.; WILLIAMS, P. The response of bentic macroinvertebrates to pollution in developing countries: a multimetric system of bioassessment. **Freshwater Biology**. v. 37, p. 671-86, 1997.

THORP Jr, J.H.; COVICH, A. P. (Orgs.). **Ecology and classification of North American freshwater invertebrates.** San Diego: Academic Press, 1991. 911p.

VANNOTE, R.L. et al. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science**, v.37, p. 130-137, 1980.

WIGGINS, G.B. **Larvae of the North American caddis fly genera (Trichoptera).** 2. ed. Toronto: University of Toronto Press, 1998. 457p.

YUAN, L.L.; NORTON, S.B. Comparing responses of macroinvertebrate metrics to increasing stress. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 2, n. 22, p. 308-322, 2003.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

A bacia do alto Atibaia (SP) já demonstra efeitos de impacto antropogênico, requerendo um plano de biomonitoramento que contemple suas particularidades quanto ao gradiente ambiental que ela apresenta.

Apesar da metodologia do capítulo I resultar num estudo ecológico mais aprofundado, é válido ressaltar que em análises de rotina torna-se inviável a manipulação do número de amostras gerado. Portanto, visando reduzir custos e esforço amostral, o diagnóstico ambiental pode ser realizado, pelo menos durante o período de estiagem, a partir da amostragem do habitat margem erosional, sem que haja perdas significativas de informação. Entre as métricas a serem aplicadas recomenda-se: abundância relativa, diversidade de famílias, riqueza de EPT e de ETO, porcentagem de Diptera (exceto Tanytarsini) e não insetos, BMWP “JUNQ” e IBBJ.

**ANEXOS**

**Anexo 1** – Densidade média dos táxons de macroinvertebrados bentônicos na bacia do alto Atibaia (SP). N.I. = não identificado; l = forma larval; a= forma adulta.

	Rio Atibainha			Rio Cachoeira			Rio Atibaia	
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8
<b>BIVALVE</b>								
Hyriidae			14		5		48	3
Mycetopodidae			3					
Sphaeriidae		257	274	243	862	103	776	400
<b>BRYOZOA</b>								
<b>BRYOZOA N.I.</b>								
Fredericellidae	23		89	188		427	24	
Plumatellidae		21				79		
<b>COLEOPTERA</b>								
<b>COLEOPTERA N.I.</b>								
Curculionidae (l+a)					5			
Dryopidae			3			21		7
Elmidae (l+a)	164	1504	7	133	1436	185	68	3
Gyrinidae (l)						3		
Limnichidae (l)					10			
Psephenidae (l)					5			
Histeridae (a)						3		
Hydrophilidae (a)		2		10		3		
<b>DIPTERA</b>								
Brachycera n.i.	2			3		41	7	
Nematocera n.i.						3		
Athericidae		2	41			48		
Ceratopogonidae	183	67	256	287	128	123	75	
Chironomidae-Chironomini	2141	2556	3511	1238	2318	4298	328	9200
Chironomidae-Tanytarsini	843	1498	1973	448	718	3313	174	3
Chironomidae-Orthoclaadiinae	3504	2327	232	626	1564	274	89	3
Chironomidae-Tanytopodinae	100	417	581	1316	1585	191	376	17
Dolichopodidae			3	10				
Empididae	188	11	10		108	44		
Phoridae						10		
Simuliidae	543	249		21		7		
Tabanidae			3					
Tipulidae	21			3	15			
<b>EPHEMEROPTERA</b>								
Baetidae	526	97	10		15			3
Ephemeridae					67		7	
Leptohyphidae		262	3	58	851	41	7	
Leptophlebiidae		11						
<b>GASTROPODA</b>								
Ancylidae	31	74	236	10	15	44	185	3
Planorbidae						3	7	3
<b>HETEROPTERA</b>								
Belostomatidae				3				
Corixidae			3					3
Naucoridae		77						
Notonectidae					10			
Pleidae					10			
Potamocoridae		2						
<b>HIRUDINEA</b>								
Glossiphoniidae	658	3	58			161	38	287
<b>HYDRACARINA</b>								
	124	51	479	191	456	21	24	17

*(Continuação)*

LEPIDOPTERA								
Pyrilidae		15						
MEGALOPTERA								
Corydalidae		3						
NEMERTINEA	327	119	24	14	56	7	41	3
ODONATA								
ANISOPTERA N. I.	2	2	3					
Gomphidae	7	18	10	14	21	14	14	
Libellulidae	11	47		3				
ZYGOPTERA N.I.		2			5			
Calopterygidae		18						
Coenagrionidae			10		21			
Protoneuridae							3	
OLIGOCHAETA								
OLIGOCHAETA N.I.				3				
Enchytraeidae		532	14		77	3	34	
LUMBRICINA		15	3		26	3		
Lumbriculidae								3
Narapidae					5			
Opistocistidae	2	3						
Tubificidae	5386	1728	1768	291	179	711	2376	30096
PLECOPTERA								
Gripopterygidae		7						
TRICHOPTERA								
TRICHOPTERA N.I.		2			5		7	
Calamoceratidae	2	3						
Helicopsychidae					5			
Hydropsychidae	728	34			5			
Hydroptilidae	7	277	10		5	24		
Leptoceridae	11	198	14	106	744	82	21	21
Polycentropodidae		2	7				10	
TURBELLARIA	3920	275			51		14	7
<b>TOTAL</b>	<b>18955</b>	<b>12787</b>	<b>9655</b>	<b>5221</b>	<b>11498</b>	<b>9785</b>	<b>4752</b>	<b>40086</b>

**Anexo 2** – Abundância relativa média dos táxons de macroinvertebrados bentônicos na bacia do alto Atibaia

(SP). N.I. = não identificado; l = forma larval; a= forma adulta.

	Rio Atibainha			Rio Cachoeira			Rio Atibaia	
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8
<b>BIVALVE</b>								
Hyriidae			0,14		0,04		1,01	0,01
Mycetopodidae			0,04					
Sphaeriidae		2,01	2,83	4,65	7,49	1,00	16,33	1,00
<b>BRYOZOA</b>								
<b>BRYOZOA N.I.</b>								
Fredericellidae	0,12		0,92	3,60		4,15	0,50	
Plumatellidae		0,17				0,76		
<b>COLEOPTERA</b>								
<b>COLEOPTERA N.I.</b>								
Curculionidae (l+a)						0,20		0,02
Dryopidae			0,04					
Elmidae (l+a)	0,86	11,75	0,07	2,55	12,49	1,79	1,44	0,01
Gyrinidae (l)						0,03		
Limnichidae (l)					0,09			
Psephenidae (l)					0,04			
Histeridae (a)						0,03		
Hydrophilidae (a)		0,01		0,20		0,03		
<b>DIPTERA</b>								
Brachycera n.i.	0,01			0,07		0,40	0,14	
Nematocera n.i.						0,03		
Athericidae		0,01	0,42			0,47		
Ceratopogonidae	0,97	0,52	2,66	5,50	1,12	1,20	1,58	
Chironomidae-Chironomini	11,29	19,99	36,37	23,71	20,16	41,76	6,91	22,95
Chironomidae-Tanytarsini	4,45	11,71	20,43	8,58	6,24	32,19	3,67	0,01
Chironomidae-Orthocladiinae	18,49	18,20	2,41	11,98	13,60	2,66	1,87	0,01
Chironomidae-Tanyptodinae	0,53	3,26	6,02	25,21	13,78	1,86	7,91	0,04
Dolichopodidae			0,04	0,20				
Empididae	0,99	0,09	0,11		0,94	0,43		
Phoridae						0,10		
Simuliidae	2,87	1,95		0,39		0,07		
Tabanidae			0,04					
Tipulidae	0,11			0,07	0,13			
<b>EPHEMEROPTERA</b>								
Baetidae	0,14	0,76	0,11		0,13			0,01
Ephemeridae					0,58		0,14	
Leptohyphidae		2,05	0,04	1,11	7,40	0,40	0,14	
Leptophlebiidae		0,09						
<b>GASTROPODA</b>								
Ancylidae	0,16	0,58	2,44	0,20	0,13	0,43	3,88	0,01
Planorbidae						0,03	0,14	0,01
<b>HETEROPTERA</b>								
Belostomatidae				0,07				
Corixidae			0,04					0,01
Naucoridae		0,60						
Notonectidae					0,09			
Pleidae					0,09			
Potamocoridae		0,01						
<b>HIRUDINEA</b>								
Glossiphoniidae	3,47	0,03	0,60			1,56	0,79	0,72
<b>HYDRACARINA</b>								
	0,66	0,40	4,96	3,67	3,97	0,20	0,50	0,04

