

AVALIAÇÃO DO USO DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS COMO FERRAMENTA PARA GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS

Carla Cristina Bem^{1}; Luana J. Oliveira Marcante², Rodrigo Arimura Osawa³, Mauricius Marques dos Santos⁴, Naiara M. F. Monteiro Sampaio⁵, Fabiano Ramiro Serpe⁶ e Clarice Adloff Serpe⁷ Júlio César Rodrigues de Azevedo⁸, Janet Higuti⁹*

RESUMO --- As alterações da qualidade água são usualmente mensuradas por parâmetros físicos e químicos, os quais representam os valores do instante da coleta, uma alternativa, aliada ao monitoramento tradicional é o biomonitoramento com macroinvertebrados bentônicos, o qual possibilita a avaliação temporal. O presente estudo teve como objetivo avaliar a qualidade da água e a comunidade de macroinvertebrados bentônicos em um gradiente longitudinal no rio Iguçu. Os resultados indicaram que a qualidade da água apresentou valores que refletem impactos diferentes em cada ponto amostrado, em relação a comunidade bentônica, houve baixa diversidade de táxons mesmo em pontos que apresentam boa qualidade, havendo predomínio do táxon Chironomidae. Apesar da baixa diversidade, a análise bentônica pode ser utilizada com instrumento de gestão para recursos hídricos, entretanto é necessário observar que a avaliação deve ser realizada a um nível taxonômico baixo e a utilização de índices como BMWP deve ser realizada com parcimônia em bacias que apresentam inúmeros interferentes da qualidade como a bacia do rio Iguçu.

Palavras-chave: Gestão de recursos hídricos, Qualidade da água, Biomonitoramento.

EVALUATION OF THE USE OF MACROINVERTEBRATES AS A TOOL FOR WATER RESOURCES MANAGEMENT

ABSTRACT --- This paper analyses the response of benthic macroinvertebrates from Iguçu watershed, based upon the monitoring data from 3 different points. The results indicate that the water quality had values that reflect different impacts on each sampled point in relation to the benthic community, there was low diversity of taxa, being observed even in spots that have good water quality, with a prevalence of Chironomidae taxa. Despite the low diversity benthic analysis can be used with a management tool for water resources, however it should be noted that the assessment should be carried out at a low taxonomic level.

Keywords: Water resources management, Water Quality, Biomonitoring.

¹ Aluna de doutorado do Programa de Pós-graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental pela Universidade Federal do Paraná (UFPR), e-mail: carla.dhs@ufpr.br

² Aluna de mestrado do Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), e-mail: luana_tgambiental@yahoo.com.br

³ Aluno de mestrado do Programa de Pós-graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental pela Universidade Federal do Paraná (UFPR), e-mail: rodrigo.osawa@gmail.com

⁴ Aluno de graduação em Bacharelado em Química Tecnológica pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), e-mail: mauriciusms@gmail.com

⁵ Aluna de graduação em Bacharelado em Química Tecnológica pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), e-mail: naiarafiori@hotmail.com

⁶ Aluno de doutorado do Programa de Pós-graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental pela Universidade Federal do Paraná (UFPR), e-mail: fabiano.ramiro.serpe@gmail.com

⁷ Aluna de mestrado do Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), e-mail: clarisse.adloff.serpe@gmail.com

⁸ Professor Associado do Programa de Pós-graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental pela Universidade Federal do Paraná (UFPR), e-mail: jcrazevedo@utfpr.edu.br

⁹ Pesquisadora do Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aqüicultura e do Programa de Pós-graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos pela Universidade Estadual de Maringá (UEM), e-mail: higuti@nupelia.uem.br

1 INTRODUÇÃO

O crescimento populacional e a escolha da população por grandes centros urbanos originaram impactos ambientais nas últimas décadas, principalmente sobre os recursos hídricos. As alterações da qualidade da água são originadas a partir da poluição por fontes pontuais e difusas. Estas fontes lançam vários poluentes que interagem de maneira específica no meio ambiente. O olhar holístico sobre o ambiente permite compreender sua complexidade, as interações que existem entre os compartimentos e os organismos são várias, sendo necessário contemplar além da fotografia. Para essa contemplação faz-se necessário que o monitoramento da qualidade da água seja realizado também por meio de organismos, pois esta resposta fornece informações temporais sobre a qualidade da água e pode inferir relações entre as fontes de poluentes e os impactos sobre a fauna, forma de avaliação denominada de biomonitoramento.

A base do biomonitoramento consiste em avaliar a resposta de parâmetros biológicos aos impactos no meio em que a espécie se encontra. O biomonitoramento no contexto da gestão de recursos hídricos busca além de fornecer informações, auxiliar na construção de ferramentas para a melhoria da qualidade ambiental, sendo que a qualidade ambiental deve considerar que no caso das comunidades biológicas, o objetivo não deve ser de retornar as condições de referência, mas sim reabilitar a capacidade de um ambiente perturbado aproximar-se da trajetória anterior (HARRIS *et al.*, 2006), isto é próximo de seu estado original.

No biomonitoramento são avaliadas espécies indicadoras, conhecido como indicadores biológicos, que são espécies que tem a capacidade de refletir mudanças a partir de determinadas alterações. Estas espécies são empregadas pelo fato de apresentarem baixa tolerância a mudanças no ecossistema, são seres sensíveis. Sua principal vantagem, além do baixo custo, é ser uma resposta temporal, pois a presença do organismo reflete a qualidade da água em uma escala de tempo que vai de horas a meses dependendo do indicador escolhido. Enquanto avaliando-se somente parâmetros físicos e químicos a resposta é somente do instante da coleta, não representando a integridade ecológica do ecossistema (BARBOUR *et al.*, 1999).

Dentre os organismos utilizados em programas de biomonitoramento, os macroinvertebrados bentônicos apresentam características interessantes como temporalidade, devido ao seu ciclo de vida na água, e interações entre a qualidade da água e do sedimento. A ocorrência e distribuição de macroinvertebrados bentônicos em ecossistemas aquáticos depende de vários fatores como: características hidrológicas (BRACCIA e VOSHELL, 2006), tipo de substrato, complexidade do hábitat (STEWART *et al.*, 2000), características físicas e químicas da água (SILVEIRA *et al.*, 2006), nutrientes (NIYOGI *et al.*, 2007), concentrações de metais (RHEA *et al.*, 2006), vegetação ripária (ROY *et al.*, 2003), represamento de rios (CAMARGO e VOELZ, 1998) e interações biológicas (TOMANOVA *et al.*, 2006).

A escolha de macroinvertebrados bentônicos em monitoramentos biológicos deve-se por serem: amplamente distribuídos, abundantes e de fácil coleta; possuem tamanhos relativamente grandes, a maioria dos macroinvertebrados possui características ecológicas conhecidas; podem ser utilizados em estudos laboratoriais como testes ecotoxicológicos ou experimentos de bioperturbação; possuem mobilidade restrita ou são sedentários, permitem avaliar processos de bioacumulação e biomagnificação; participam das cadeias alimentares e cadeia de detritos, podendo atuar como agentes vitais de entrada de metais ou de outros contaminantes na cadeia alimentar (ROSENBERG e WIENS, 1976; MYSLINSKI e GINSBURG, 1977; LYNCH *et al.*, 1988; HARE, 1992; HARE e CAMPBELL, 1992, YSEBAERT *et al.*, 2003).

Entretanto, para o uso do biomonitoramento em uma bacia hidrográfica, como ferramenta de gestão, é necessário saber utilizar o biomonitoramento em bacias com grande dinâmica de uso e ocupação do solo e interferências no regime de vazões, conhecer os indicadores biológicos recomendados e saber avaliar os resultados obtidos. O desafio da gestão do recurso hídrico é possuir ferramentas consolidadas para avaliação da qualidade ambiental, eficiência de medidas com intuito de diminuir o aporte de poluentes aos corpos hídricos e a interação dos poluentes com a fauna aquática. Dessa forma este trabalho tem como objetivo avaliar a qualidade da água considerando parâmetros físico-químicos e comunidade de macroinvertebrados bentônicos.

2 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO E MÉTODOS

Descrição da área de estudo

O rio Iguaçu é um dos afluentes do rio Paraná, sendo o maior rio do estado do Paraná, a Bacia do rio Iguaçu devido ao seu tamanho foi dividida em 3 sub-bacias a saber: Alto Iguaçu, Médio Iguaçu e Baixo Iguaçu. O rio Iguaçu corre em sentido leste a oeste, tendo sua nascente localizada próximo ao município de Curitiba e sua foz na cidade de Foz do Iguaçu, é formado pelo encontro dos rios Iraí e Atuba. Percorre cerca de 1.100 km, no sentido geral leste/oeste com alguns trechos demarcando a divisa entre os estados de Santa Catarina e Paraná.

A Bacia do Alto Iguaçu encontra-se inserida na Região Metropolitana de Curitiba (RMC), região com pequeno desnível do rio e grande sinuosidade, com uma área de drenagem de aproximadamente 3.000 km² (até a seção fluviométrica da Estação Balsa Nova, localizado no município de Balsa Nova). A população total da bacia do Alto Iguaçu é de aproximadamente três milhões de habitantes, da qual 92% caracteriza-se como população urbana. A RMC está passando por um processo de ocupação irregular de várzeas e áreas de mananciais, em especial na margem direita do Rio Iguaçu, ocasionando problemas acerca dos sistemas de abastecimento de água, do tratamento de esgotos sanitários e dos sistemas de drenagem urbana, os quais não acompanham o crescimento das cidades. Tanto a bacia do Iguaçu Médio como o Baixo apresentam menor impacto de fontes pontuais, embora nestas duas sub-bacias o impacto difuso seja predominante, devido as características agrícolas da economia dos municípios localizados nesta área. Os pontos amostrados na bacia do rio Iguaçu representam usos e ocupações do solo distintas conforme apresentado na Tabela 1.

Tabela 1 – Localização geográfica dos pontos amostrados no rio Iguaçu

PONTO	COORDENADA		LOCAL	SUB-BACIA	OCUPAÇÃO PREDOMINANTE
IG-1	S 25° 29' 3.3"	O 49° 11' 25.1"	BR 277	Alto Iguaçu	Urbana
IG-2	S 25° 3' 2 59.4"	O 49° 53' 20.0"	Porto Amazonas	Alto Iguaçu	Agrícola
IG-3	S 25° 39' 10.1"	O 54° 27' 21.8"	PNI	Baixo Iguaçu	Parque Nacional do Iguaçu (PNI)

Metodologia

Foram coletadas amostras em duas campanhas de qualidade realizadas em julho e novembro/2013 respectivamente, com coleta da água e de macroinvertebrados bentônicos. O monitoramento da qualidade da água contemplou parâmetros físico-químicos a fim de fornecer dados que contribuam para compreender os impactos dos diferentes usos e ocupações do solo da bacia do rio Iguaçu. Todas as metodologias adotadas para qualidade da água foram realizadas conforme os procedimentos de análise apresentados no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998) exceto os medidos por sensor e o carbono orgânico total o

que foi analisado através de combustão da matéria orgânica no equipamento de marca Thermo Electron Corporation, modelo HiperTOC de acordo com metodologia especificada pelo fabricante (THERMO ELECTRON CORPORATION, 2005).

A amostragem de macroinvertebrados bentônicos foi realizada em triplicata com o auxílio de uma draga do tipo Petersen modificada. O material foi acondicionado em frascos para a pré triagem do material em malhas de 2,0, 1,0 e 0,2 mm de abertura. O material retido na peneira de 0,2 mm foi armazenado em um pote, identificado e fixado em álcool 70% para posterior triagem dos táxons em microscópio estereoscópico. Para tratamento dos dados biológicos foi empregado o índice biológico de Riqueza, o qual descreve a integridade da comunidade a partir do número de táxons encontrados na amostra (ROSENBERG e RESH, 1993). Foi calculada a relação Oligochaeta/Oligochaeta + Chironomidae que relaciona pontos impactados, de acordo com esta relação valores próximos de 1 indicam ponto com impacto sobre a qualidade da água e próximos a 0 pontos em que a qualidade da água é boa (HERGENRADER e LESSIG, 1980). Também foi aplicado índice *Biological Monitoring Working Party-score* (BMWP), adaptado por Junqueira e Campos (1998), de acordo com índice as famílias são ordenadas em 10 grupos sendo conferindo para cada grupo um valor número que representa a sua tolerância a poluição, famílias tolerantes recebem valores mais baixos, enquanto que as sensíveis recebem pontuações altas.

3 RESULTADO E DISCUSSÃO

QUALIDADE DA ÁGUA

As concentrações médias observadas e seu atendimento a classe constam na Tabela 2. Os dados de qualidade entre os pontos representam a influência da introdução de esgotos domésticos na degradação da qualidade da água, o processo de autodepuração natural e boa qualidade da água em áreas de preservação ambiental. De acordo com a Tabela 2 pode-se distinguir três comportamentos, o primeiro localizado no IG1, ponto de intensa ocupação urbana onde o rio apresenta maior degradação da sua qualidade principalmente relacionada à falta de esgotamento sanitário. No IG2 houve uma redução da concentração de sólidos totais dissolvidos e no IG3 a concentração foi de 5,0 mg/L, estes valores representem de forma clara o grau de impacto da qualidade da água em regiões densamente ocupadas e com baixa cobertura de rede e tratamento de esgotos, apesar do alto valor no IG1, a concentração de STD está abaixo do limite estabelecido pela resolução CONAMA 357/05 (BRASIL, 2006), o qual é de 500 mg/L.

Os valores obtidos de turbidez apresentaram-se valores próximos nos IG1 e IG2 enquanto que no IG3 a turbidez foi baixa. Os resultados de turbidez assim como de STD encontra-se dentro do limite estabelecido pela classe conforme estipulado pelo CONAMA 357/05. A condutividade esteve relacionada com a capacidade de transmissão de corrente elétrica, tem relação com a geologia da bacia hidrográfica, regime de chuvas e fontes antropogênicas como efluentes industriais ou esgotos tratados ou *in natura*. Sendo assim, em áreas ocupadas densamente por habitantes e indústrias pode ser encontrado, provavelmente, valores elevados de condutividade. Os dados obtidos nesta pesquisa demonstram de forma clara como o nível de ocupação urbana e industrial aliado a baixa cobertura de rede de esgotos e seu tratamento elevam o valor da condutividade, ao passo que em regiões preservadas os valores de condutividade sejam próximos a zero. A condutividade possui relação com a concentração de sólidos totais dissolvidos, podendo-se observar que os resultados de condutividade e sólidos totais dissolvidos apresentaram comportamentos similares.

Os valores de pH além de representarem se um ambiente aquático encontra-se mais básico ou ácido, possui grande importância na regulação e favorecimento de reações químicas, na distribuição de espécies como o sistema carbonato e em reações biológicas, colaborando para que organismos desempenhem suas funções fisiológicas. De acordo com a resolução CONAMA 357/2005, os valores de pH entre 6,0 9,0 para rios classe 2. Nas duas coletas realizadas os valores de pH respeitaram esta faixa de valores estabelecida pela resolução.

Tabela 2 - Resumo dos parâmetros analisados

PARÂMETRO	INFERÊNCIA	IG1	IG2	IG3
STD (mg/L)	Média	173,50	83,00	5,00
	Desvio Padrão	21,92	39,60	5,66
Turbidez (NTU)	Média	48,75	45,15	9,44
	Desvio Padrão	0,49	21,28	6,31
Condutividade* (µs/cm ²)	Média	305,50	153,00	9,50
	Desvio Padrão	68,59	91,92	10,61
pH	Média	7,15	7,90	6,95
	Desvio Padrão	0,51	0,28	0,16
OD (mg/L)	Média	3,00	5,41	8,28
	Desvio Padrão	0,71	4,11	0,18
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	Média	9,37	2,48	0,00
	Desvio Padrão	0,19	0,50	0,00
Nitrito (mg/L)	Média	0,05	0,39	0,00
	Desvio Padrão	0,04	0,43	0,00
Nitrato (mg/L)	Média	0,91	4,31	0,26
	Desvio Padrão	0,47	4,31	0,08
Nitrogênio Orgânico (mg/L)	Média	35,13	30,45	5,11
	Desvio Padrão	42,65	0,00	6,06
Ortofosfato* (mg/L)	Média	0,32	0,20	ND
	Desvio Padrão	0,02	0,13	
PT (mg/L)	Média	1,14	ND	0,25
	Desvio Padrão	1,12		0,27
COD* (mg/L)	Média	31,37	9,01	1,84
	Desvio Padrão	4,48	0,01	0,82
Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4	

* valores não estipulados pela resolução CONAMA 375/05

ND – não determinado

Os resultados das concentrações de oxigênio dissolvido ao longo do rio Iguazu demonstram de forma clara o impacto na qualidade da água causado pela introdução de esgotos *in natura* na RMC e da baixa cobertura de rede coletoras esgoto e estações de tratamento. No IG1 a concentração média do OD foi de 3,00 mg/L. Já nos pontos IG2 e IG3 foi atendida a resolução. Estes dois últimos pontos estão localizados em área com ocupação agrícola e em um parque nacional respectivamente.

As formas de nitrogênio analisadas foram nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato e o nitrogênio orgânico. Estas frações possuem funções, impactos e interpretações distintas no ambiente aquático. Conforme apresentado na Tabela 2, pode-se perceber a alta concentração de nitrogênio na forma amoniacal do ponto IG1, e a redução significativa no IG2, chegando a 0,0 mg/L no IG3. A concentração elevada no IG1 está relacionada com a introdução de esgotos sem tratamento. Assim como o nitrogênio na forma amoniacal, nitrogênio na forma orgânica em elevadas concentrações também é um indicativo da presença de esgotos *in natura*. O nitrogênio na forma de nitrato foram baixas nos três pontos, no IG1. A alta concentração de amônia e a baixa concentração de oxigênio

no IG1 torna mais lenta a oxidação para a forma de nitrato, e as concentrações de nitrito, forma instável foram próximas de 0,0 mg/L.

As concentrações de fósforo no ambiente aquático estão presentes especialmente por introdução de esgotos domésticos tratados ou não, efluentes industriais e pela formação geológica. Os resultados obtidos apresentam valores elevados de fósforo na forma de ortofosfato nos pontos IG1 e IG2, possivelmente sua fonte foi devida a introdução de esgotos domésticos sem tratamento. A concentração de fósforo total foi superior IG1 e o IG3 apresentou o valor mais baixo, possivelmente pela baixa contribuição desta forma a montante do Parque Nacional do Iguaçu.

Em termos de carbono orgânico foi observado que entre o IG1 ao IG3 ocorre diferença em termos de degradação da qualidade da água pela introdução de matéria orgânica no rio Iguaçu e, assim, como o nitrogênio na forma amoniacal, podem ser utilizados como parâmetros indicadores de contaminação por esgotos domésticos.

FAUNA BENTÔNICA

Durante o período do estudo foram triados no total 310 organismos bentônicos representados por Chironomidae, Oligochaeta, Nematoda, Hydracarina, Bivalve, Ceratopogonidae e Coleoptera. A Tabela 3 apresenta o número de indivíduos amostrados nos pontos monitorados de cada táxon e o valor da Riqueza nos pontos monitorados.

Tabela 3 – Organismos bentônicos encontrados ao longo do rio Iguaçu

PONTOS	TAXONS						
	Nematoda	Oligochaeta	Bivalve	Hydracarina	Ceratopogonidae	Chironomidae	Coleoptera
IG-1	15	6		17		1	
IG-2	27	5				135	
IG-3		4	4		7	84	1

Os resultados dos pontos monitorados apresentam uma baixa diversidade de táxons, sendo observada mesmo em pontos que apresentam boa qualidade da água, havendo predomínio do táxon Chironomidae. Deve ser salientado que é comum em rios com baixa ou nenhuma influência antrópica apresentarem valores elevados de riqueza, entretanto mesmo no IG3 foram encontrados apenas 5 táxons. Embora o ponto IG-1 tenha apresentado resultado de riqueza próximo ao ponto IG-3 que se encontra no Parque Nacional do Iguaçu e que apresentou boa qualidade da água, provavelmente as espécies Oligochaeta e Chironomidae encontrados no IG-1 foram tolerantes a poluição, enquanto que no IG-3 não. Outro aspecto relevante é o fato da presença de Nematoda ser um indicador de poluição por esgotos domésticos por sobreviver em locais com elevada concentração de matéria orgânica. É interessante observar que espécies que são sensíveis a poluição e tradicionalmente utilizadas no biomonitoramento como indicadoras de alterações na qualidade água não foram encontradas nos pontos monitorados no rio.

A relação Oligochaetas/Oligochaetas + Chironomidae (O/O+C) permitiu observar que no IG1 a resposta correspondeu com os valores de qualidade da água, o mesmo ocorreu em no IG2 e IG3 em que a relação foi próxima de 0, classificando o ambiente com boa qualidade da água (Figura 1). Embora esta relação forneça um indicativo sobre o impacto da qualidade do ponto, além dos parâmetros de qualidade da água os organismos também foram influenciados pela composição granulométrica do sedimento e da presença de espécies que sejam tolerantes, dessa forma os resultados devem ser analisados com base no conhecimento da área de estudo e dos dados de qualidade da água e do sedimento para verificação da proximidade da resposta com a degradação do ponto, pois tanto no grupo de Chironomidae como de Oligochaeta há espécies tolerantes a poluição.

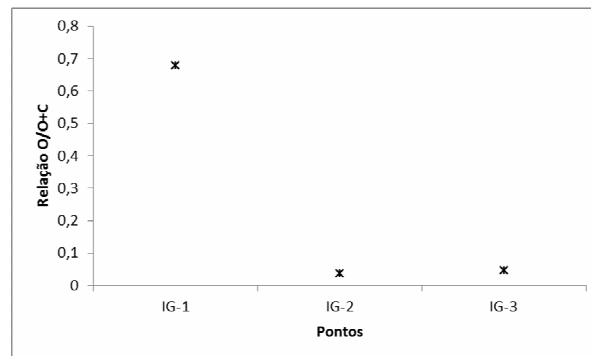


Figura 1 – Valores da relação O/O+C nos pontos amostrados

A aplicação do índice BMWP modificado por Junqueira e Campos (1996), classificou os pontos do Iguazu conforme apresentado na Figura 2. Foi possível observar que a classificação da qualidade da água nos pontos amostrados resultaram em valores de classe em que a qualidade da água é péssima. Entretanto este resultado não foi condizente com os obtidos pelos parâmetros qualidade da água como mencionado nos itens anteriores, exceto no IG1.

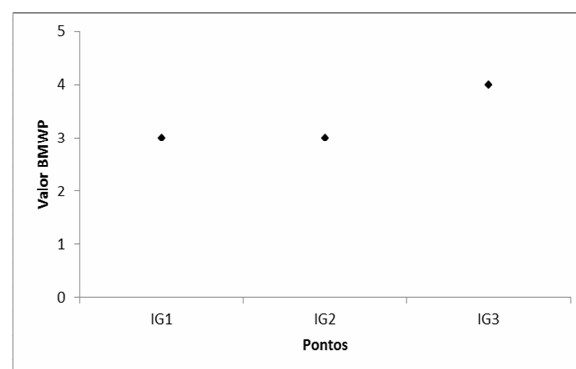


Figura 2 – Valor do BMWP nos pontos amostrados

CONCLUSÃO

As análises dos resultados de organismos bentônicos com base nos grupos encontrados demonstraram a baixa diversidade de táxons com abundância de Oligochaeta e Chironomidae. Apesar de em pontos em que a qualidade da água é boa os valores de diversidade de táxons foram baixos, não sendo possível inferir padrões de qualidade pelo seu valor nos pontos amostrados. Os resultados da relação O/O+C apresentaram coerência com os dados de qualidade, apresentando sensibilidade para os pontos analisados no rio Iguazu. A classificação foi coerente da qualidade da água de acordo com o índice BMWP para todos os pontos. Estes resultados possibilitam observar que é necessário avaliar a composição com maior refinamento quando os grupos predominantes são os chironomídeos e as oligochaetas para avaliação da qualidade da água e que a utilização de índices como BMWP deve ser realizada com parcimônia em bacias que apresentam inúmeros interferentes da qualidade como a bacia do rio Iguazu.

AGRADECIMENTOS

Ao CNPQ, à CAPES, à Secretaria de Ciência e Tecnologia e Ensino Superior e Fundação Araucária pelo apoio financeiro e por bolsas de estudo.

REFERÊNCIAS

- APHA; AWWA; WPC – American Public Health Association, American Water Works Association and Water Pollution Control. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20th Ed., 1998.
- BARBOUR, M. T., GERRITSEN, L., SNYDER, B. D., STRIBLING, J. B. **Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish**. Washington:USEPA, 2 ed., 1999.
- BRACCIA, A., e VOSHELL-JR, J. R. (2006). *Environmental factors accounting for benthic macroinvertebrate assemblage structure at the sample scale in streams subjected to a gradient of cattle grazing*. *Hydrobiologia*, 573, 55–73.
- BRASIL. **Resolução CONAMA 357, 17 de março de 2005**. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 2006. Disponível em [Http://www.mma.gov.br/conama](http://www.mma.gov.br/conama). Acesso em 12 de fev. de 2006.
- CAMARGO, J. A., E VOELZ, N. J. (1998). *Biotic and abiotic changes along the recovery gradient of two impounded rivers with different impoundment use*. *Environmental Monitoring and Assessment*, 50, 143–158.
- HARE, L. (1992). *Aquatic insects and trace metals: bioavailability, bioaccumulation and toxicology*. *Critical Reviews in Toxicology*, 22: 327-369.
- HARE, L.; CAMPBELL, P.G.C. (1992). *Temporal variations of trace metals in aquatic insects*. *Freshwater Biology*, 27: 13-2.
- HARRIS, J. A., HOBBS, R. J., HIGGS, E., AROSON, J. (2006). *Ecological restoration and global climate changes*. *Restoration Ecology*, 14 (2): 170-176.
- HERGENRADER, G.L. e LESSIG, D.C. (1980). *Eutrophication of the Salt Valley reservoires, 1968-73 III. The macroinvertebrate community: its development, composition, and change in response to eutrophication*. *Hydrobiology*. 75:7-25.
- JUNQUEIRA, V. M. e CAMPOS, S. C. M. (1998). *Adaptation of the "BMWP" method for water quality evaluation to Rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brazil)*. *Acta Limnologica Brasiliensia* 10(2):125-135.
- LYNCH, T. R.; POPP, C. J.; JACOBI, G. Z. (1988). *Aquatic insects as environmental monitors of trace metal contamination: Red River, New Mexico*. *Water, Air, & Soil Pollution*, 42: 19-31.
- STEWART, P. M., BUTCHER, J. T., e SWINFORD, T. O. (2000). *Land use, habitat and water quality effects on macroinvertebrate communities in three watersheds of a Lake Michigan associated marsh system*. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 3: 179–189.
- MYSLINSKI, E.; GINSBURG, W. (1977). *Macro-invertebrates as indicators of pollution*. *Journal of the American Water Works Association*, 69: 538-544.
- NIYOGI, D. K., KOREN, M., ARBUCKLE, C. J., e TOWNSEND, C. R. (2007). *Stream communities along a catchment land-use gradient: Subsidy-stress responses to pastoral development*. *Environmental Management*, 39: 213–225.
- RHEA, D. T., HARPER, D. D., FARAG, A. M., E BRUMBAUGH, W. G. (2006). *Biomonitoring in the boulder river watershed, Montana, USA: Metal concentrations in biofilm and macroinvertebrates, and relations with macroinvertebrate assemblage*. *Environmental Monitoring and Assessment*, 115: 381–393.
- ROSENBERG, D. M.; WIENS, A. P. (1976). *Community and species responses of Chironomidae (Diptera) to contamination of freshwaters by crude oil and petroleum products, with special reference to the trail river, Northwest Territories*. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 33: 1955-1963.
- ROY, A. H., ROSEMOND, M. J., PAUL, M. J., E WALLACE, J. B. (2003). *Stream macroinvertebrate response to catchment urbanization (Georgia, USA)*. *Freshwater Biology*, 48: 329–346.
- SILVEIRA, M. P., BUSS, D. F., NESSIMIAN, J. L., e BAPTISTA, D. F. (2006). *Spatial and temporal distribution of benthic macroinvertebrates in a southeastern Brazilian river*. *Brazilian Journal of Biology*, 66: 623–632.
- THERMO ELECTRON CORPORATION – HiperToc, Pre-Installation Guide, Netherlands, 2005.
- ROSENBERG, D. M. e RESH, V.H. **Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York: Chapman and Hall, 1993.
- TOMANOVA, S., GOITIA, E., E HELESIC, J. (2006). *Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams*. *Hydrobiologia*, 556: 251–264.
- YSEBART, T., HERMANA, P. M. J., MEIRE, P., CRAEYMEERSCHD, J., VERBEEKE, H., HEIPA, C. H. R. (2003). *Large-scale spatial patterns in estuaries: estuarine macrobenthic communities in the Schelde estuary, NW Europe*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 57: 335–355.