



MACROFAUNA BÊNICA DE SUBSTRATOS ARTIFICIAIS, RIBEIRÃO DO MEIO, MUNICÍPIO DE SOCORRO, SÃO PAULO – SP

Maurea Nicoletti Flynn¹,

Danilo Aparecido da Silva Fernandes²

Edson Gutierrez dos Santos Filho²

RESUMO

Ao ocupar bacias hidrográficas, o homem tem retirado matas ciliares que margeiam os rios, utilizando um tipo de agricultura que depende de pesticidas e fertilizantes, aumentando a área urbana sem planejamento, eutrofizando o corpo hídrico pelo lançamento de esgotos urbanos “in natura” e contaminando este pelo lançamento de efluentes industriais. Todas estas atividades têm causado um preocupante estado de degradação dos ecossistemas aquáticos. O presente trabalho tem como objetivo analisar a estrutura das comunidades bêmicas da microbacia do Ribeirão do Meio no município de Socorro – SP, bem como avaliar os efeitos da poluição sobre estes organismos. Foram depositados cestos com pedra do tipo brita em 3 pontos dispersos ao longo do Rio do Ribeirão do Meio e deixados por um período de 30 dias afim de serem colonizados pela macrofauna bêmica local. Estes organismos foram utilizados como bioindicadores da qualidade da água. O perfil da calha do rio foi analisado desde sua nascente a foz, com a determinação da velocidade e vazão do rio. A comunidade bentônica apresentou baixa diversidade e baixa riqueza de táxons em todos os pontos, e a variação de táxons de um ponto para o outro foi determinado principalmente pela variação de velocidade de escoamento do rio. A baixa diversidade e riqueza de táxons indicam o comprometimento da qualidade da água pelo despejo de carga orgânica e carreamento de substâncias tóxicas agravados pela devastação da mata ciliar. Como resultado deste trabalho foi caracterizado a estrutura da macrofauna bêmica e definido medidas bioindicadoras e sua direção esperada com a recuperação da mata ciliar do entorno pelo projeto de Recuperação de Matas Ciliares do Governo do Estado de São Paulo.

Palavras-chave: bacia hidrográfica, macrofauna bentica, substratos artificiais.

¹ Centro de Ciências Biológicas e da Saúde da Universidade Presbiteriana Mackenzie flynn@uol.com.br

² Curso de Engenharia Ambiental das Faculdades Oswaldo Cruz



1. INTRODUÇÃO

As bacias hidrográficas são sistemas biofísicos e sócio-econômicos integrados e interdependentes (ROCHA *et al.*, 2000), o que justifica abordagens onde sub-bacias são tratadas como unidade de estudo e planejamento (ESPÍNDOLA *et al.*, 2000), principalmente por relevarem processos passíveis de sua caracterização, quantificação e modelagem das interações entre os seus compartimentos (STRASKRABA & TUNDISI, 2000).

Ao ocupar bacias hidrográficas, o homem tem retirado as matas ciliares que margeiam os rios, utilizando um tipo de agricultura que depende de pesticidas e fertilizantes, aumentando a área urbana sem planejamento, eutrofizando (excesso de nutrientes) o corpo hídrico pelo lançamento de esgotos urbanos *in natura* e contaminando este pelo lançamento de efluentes industriais. Todas estas atividades têm causado um preocupante estado de degradação dos ecossistemas aquáticos.

Em função desse histórico de atuação, a Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo estabeleceu um contrato de prestação de serviços com o Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal (LERF/ESALQ/USP) através da ESALQ Jr. Florestal (EJF), visando à elaboração de um programa de adequação ambiental para 15 microbacias distribuídas em 5 bacias hidrográficas (Aguapeí, Tietê/Jacaré, Mogi-Guaçu, Piracicaba/Jundiaí/Capivari e Paraíba do Sul). Tal programa, denominado Projeto de Recuperação de Matas Ciliares, é promovido pelo Global Environment Facility (GEF), um organismo internacional financiado pelo Banco Mundial que tem por objetivo principal desenvolver programas de proteção ambiental.

Uma das bacias hidrográficas envolvidas no Projeto é a do Rio Mogi Guaçu, que possui uma área de 1.465.300 ha, apresentando 95.780 ha de vegetação natural remanescente (6,5% da superfície). A microbacia hidrográfica do Ribeirão do Meio, uma das três microbacias envolvidas no projeto na Bacia do Mogi-Guaçu, situa-se no município de Socorro. Com área de 44.200 ha, o município possui 2.080 ha de vegetação natural (4,7%) (KRONKA, 2005).

O biomonitoramento pode ser a forma mais adequada de avaliar os efeitos da poluição ou qualquer outra forma de perturbação sobre o sistema aquático, isto porque



elementos da comunidade de determinado corpo d' água são os monitores naturais da qualidade ambiental. Os monitoramentos realizados com os bioindicadores em bacias hidrográficas apontam as alterações das condições limnológicas dos rios, muitas das quais não podem ser detectadas apenas pelas determinações físicas e químicas da água. A interação entre os métodos de biomonitoramento e as variáveis abióticas do sistema proporciona um diagnóstico mais preciso sobre a qualidade ambiental do sistema, as informações são convergentes e se completam.

Comunidade bentônica corresponde ao conjunto de organismos que vivem todo ou parte de seu ciclo de vida no substrato de fundo de ambientes aquáticos (CETESB, 2007). Os macroinvertebrados bentônicos constituem o grupo mais amplamente utilizado e recomendado para a avaliação de qualidade de água, pois são relativamente fáceis de amostrar e identificar e ocorrem em todos os ambientes aquáticos. Seus ciclos de vida são relativamente longos e, em sua maioria, são sésseis. As informações disponíveis sobre os macroinvertebrados como indicadores de poluição (presença / ausência, tolerância aos fatores químicos e físicos) servem, portanto, como uma ferramenta suplementar para uma rápida avaliação das condições de qualidade da água em adição às análises químicas e físicas

A coleta de organismos bentônicos pode ser feita pelos métodos tradicionais, com a utilização de pegadores de fundo e redes que amostra comunidades estabelecidas, ou por meio de substratos artificiais. Substrato artificial é um equipamento de campo, de material e forma de confecção variados utilizados na amostragem da comunidade bentônica. O coletor é deixado no local escolhido por um determinado período, será colonizado e posteriormente recuperado. A utilização de substratos artificiais apresenta como vantagens, a possibilidade de coletar em locais onde os métodos convencionais não podem ser aplicados, não interferirem no meio de forma destrutiva como fazem os pegadores de fundo, o material obtido contém menos sedimento possibilitando a obtenção mais rápida de resultados e, como são construídos para serem uniformes, as variações decorrentes de macro e microhabitats são minimizadas, sendo a colonização independente do local onde são depositados.



O presente trabalho teve como objetivo analisar a estrutura das comunidades bêmicas e o entorno do Ribeirão do Meio desde uma das nascentes até a foz, no município de Socorro – SP. Este trabalho é um eixo de pesquisa do projeto de avaliação ambiental ecossistêmica da micro-bacia do Ribeirão do Socorro conduzido pelas Faculdades Oswaldo Cruz e Universidade Presbiteriana Mackenzie que se insere em um amplo plano de Recuperação de Matas Ciliares coordenado pela Secretaria de Meio Ambiente do Governo do Estado de São Paulo com o gerenciamento do Departamento de Projetos e Paisagens.

2. Metodologia

O município de Socorro está inserido na bacia hidrográfica do Rio Mogi-Guaçu que possui uma área de 1.465.300 ha, apresentando 95.780 ha de vegetação natural remanescente (6,5% da superfície). Apresenta predomínio fitofisionômico da Floresta Estacional Semidecidual. A vegetação remanescente encontra-se muito fragmentada, sendo que 82,7% desses fragmentos apresentam superfície entre 0 e 20 ha (KRONKA, 2005).

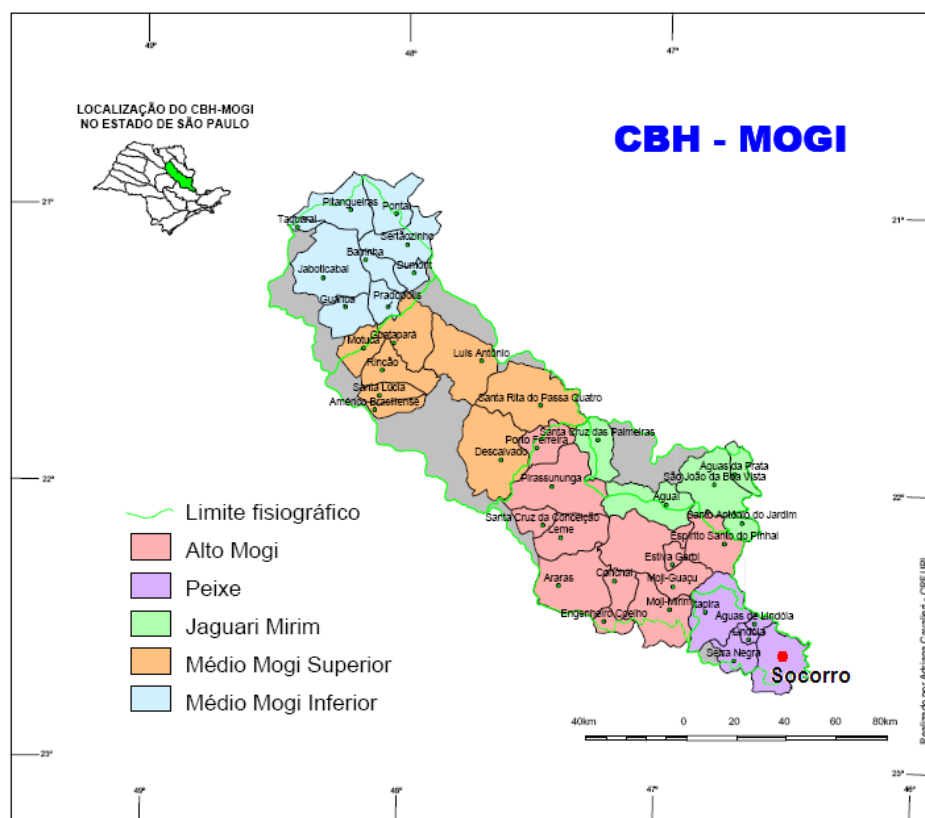


Figura 1: Localização do município de Socorro na bacia hidrográfica do Rio Mogi Guaçu.



A microbacia hidrográfica do Ribeirão do Meio situa-se no município de Socorro (22°35'S - 46°31'O) (Figura 1). Com área de 44.200 ha, o município possui 2.080 ha de vegetação natural (4,7%).

Foram estabelecidos 3 pontos amostrais desde a nascente à foz do Ribeirão do Meio. O primeiro ponto de coleta compreende a área das nascentes, o segundo é situado em área intermediária entre a Nascente e Foz do ribeirão e o terceiro é situado próximo à foz do Ribeirão do Meio com o Rio do Peixe conforme figura 2.

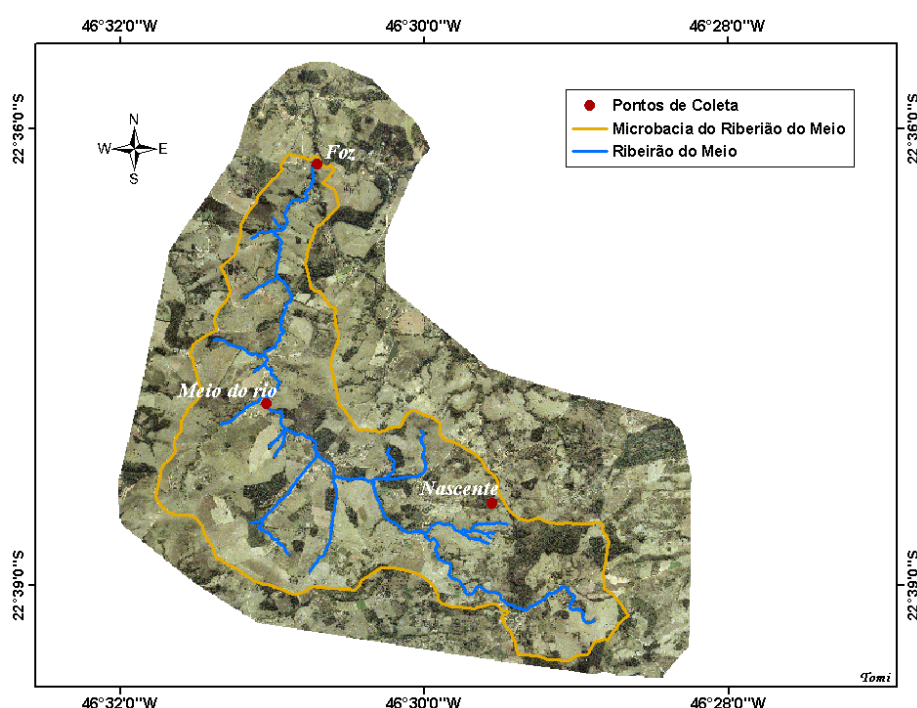


Figura 2: Pontos de coleta ao longo do Ribeirão do Meio

Em cada ponto de coleta foram tomadas as coordenadas geográficas usando um GPS para possibilitar o posicionamento correto dos pontos em um mapa de referência. As coordenadas foram projetadas no Datum de referência SAD-69 (South America Datum - 1969) e estão listadas na tabela 1.

Tabela 1: Coordenadas dos pontos de coleta (SAD - 69).

PONTO	COORDENADA SUL	COORDENADA OESTE
Nascente	22° 38' 28.98" S	46° 29' 33.24" W
Meio	22° 37' 48.28" S	46° 31' 02.37" W
Foz	22° 36' 13.98" S	46° 30' 42.24" W



Os substratos artificiais empregados consistem de cestos circulares de 20 cm de diâmetro por 30 cm de altura, possuem abertura de aproximadamente 1 cm. Os cestos foram preenchidos com pedra do tipo brita, com diâmetro de aproximadamente 4 cm (fig. 3).



Figura 3: Cesto com substrato artificial utilizado na coleta dos organismos

Os cestos foram distribuídos, três em cada local, nos três pontos de amostragem próximos a margem do rio, sobre o fundo. O tempo de permanência destes, foi de 30 dias.

No momento de retirada, os cestos foram embalados em sacos plásticos antes de serem trazidos até a superfície para minimizar as fugas dos animais com maior mobilidade e impedir a lavagem no momento da ruptura do filme de tensão superficial. Em seguida, foram identificados de acordo com o ponto de amostragem e, a cada unidade amostral, foi adicionada solução de formaldeído 40% em quantidade suficiente para produzir concentração final de 4 e 5%.

No laboratório, os cestos foram desmontados e as pedras de enchimento foram lavadas uma a uma em água corrente sobre peneira de malha de 0,5mm. O material foi fixado em álcool 70% e armazenado em frascos individuais. A triagem foi feita sob estereomicroscópio e os organismos foram identificados, quando possível, até o nível taxonômico de família. A abundância média foi calculada como a média da abundância dos três cestos. Para avaliar a estrutura das comunidades, foram adotados os índices de riqueza de taxa, diversidade de Shannon-Wiener e equitatividade de Pielou. Calculou-se a



freqüência relativa de Chironomidae e as de Ephemeroptera, Plecoptera e Tricoptera somadas (EPT).

Para avaliação das vazões nos diferentes setores do rio foram coletados dados de velocidade da corrente e profundidades em perfis transversais do Ribeirão do Meio. A velocidade da corrente foi obtida através do lançamento de uma bóia no rio. A bóia era levada pela corrente até que sua corda de apoio se esticasse ao máximo. A corda de apoio media 2,0 m. Media-se o tempo para que a corda de apoio alcançasse sua maior distância, ou seja, 2,0 m. Assim de posse das duas grandezas: tempo e distância, foi possível calcular a velocidade em cada ponto amostrado. A profundidade em perfil foi obtida através das medições das profundidades do leito a cada intervalo da largura transversal do rio. O intervalo transversal variou de acordo com a largura total (margem a margem), na foz, onde a largura transversal é maior adotaram-se intervalos de 0,5 m, e nos demais pontos adotaram-se intervalos de 0,1 m. Com o auxílio de uma trena foram medidos os intervalos transversais e com uma estaca graduada media-se a profundidade. De posse das profundidades em perfil e da largura transversal foi possível calcular a área molhada para cada ponto. A vazão foi calculada a partir da área e da velocidade,

$$\text{Vazão} = \text{Área} \times \text{Velocidade}$$

Para se ter uma visão mais detalhada do uso e ocupação do solo da Microbacia do Ribeirão do Meio, em cada um dos pontos amostrados analisou-se visualmente o entorno do rio considerando-se 50 m à montante e jusante do ponto de coleta. Nestes locais foram anotadas características de ocupação do solo e degradação das margens. Os detalhes de uso e ocupação foram registrados em croquis e imagens.

3. Resultados

Foram identificados nos diferentes pontos amostrais Nascente, Meio do Rio e Foz representantes das seguintes táxons (Tabela 2):



Tabela 2: Abundância média de táxons da comunidade bentônica encontrada no rio Mogi-Guaçu

SPS	NASCENTE	MEIO	PEIXE (FOZ)
Odonata	4	-	-
plecoptera	7	-	-
coleoptera	5	-	-
heteroptera	3	-	-
ephemeroptera	1	3	-
foraminifera	-	-	3
amphipoda	-	-	44
leptoceridae	-	-	6
chironomidae	-	-	45
hirudinea	-	-	2
simuliidae	-	-	19
tricoptera	-	-	15
ceratopogonidea	-	-	11
calamoceratidae	-	-	1
acarino	-	-	1
copepoda	-	-	2

A foz apresentou os maiores valores riqueza de táxons além de alta quantidade de Chironomidae e Amphipoda.

A resposta de aumento ou diminuição do valor de uma medida bioindicadora irá depender do seu comportamento em relação a um impacto (Tabela 3). Assim, como exemplo, a medida “riqueza taxonômica total” e riqueza de E.P.T irão diminuir de valor em caso de ocorrência de uma perturbação. O exemplo de medida bioindicadora que se comporta de maneira contrária, aumentando de valor em caso de perturbação, é a porcentagem de indivíduos da família Chironomidae (Díptera), uma vez que este grupo em geral possui espécies tolerantes à poluição.


Tabela 3: Medida dos bioindicadores e sua direção esperada com o aumento do impacto.

CATEGORIA	MEDIDA	RESPOSTA ESPERADA COM IMPACTO	RESPOSTA OBTIDA NO RIBEIRÃO DO MEIO		
			NASCENTE	MEIO	FOZ
RIQUEZA	Riqueza taxonômica total	Diminui	5	1	11
	Riqueza de E.P.T	Diminui	8	3	15
ENUMERAÇÕES	% E.P.T	Diminui		15,12%	
	% Chironomidade	Aumenta		26,16%	

Através dos resultados obtidos para fauna bêntica definiu-se a tabela 4 na qual se encontra listados os parâmetros indicadores do atual estado de degradação do Ribeirão e a direção esperada de evolução destes com a recuperação matam ciliar do entorno. Este monitoramento se dará pelo método “top-down” de avaliação, que trabalha nos níveis de comunidades ou ecossistemas, estudando mudanças diretas na estrutura da comunidade, com a subsequente diagnose da alteração provocada.

Tabela 4 Medidas bioindicadoras e sua direção esperada com recuperação da mata ciliar do entorno.

Tipo de indicador	Indicador	Direção esperada	Resultado atual
Riqueza	Riqueza taxonômica	Aumenta	16
Enumerações	% EPT	Aumenta	15
	% Chironomidae	Diminui	26
Índices de Diversidade e de Equitabilidade	Índice de Diversidade de Shannon-Weaver (H')	Aumenta	0,47
	Índice de equitabilidade de Pielou	Aumenta	0,55

A tabela 5 apresenta os valores de área e de vazão obtidas a partir dos perfis transversais e das velocidades medidas em campo nos Pontos amostrados desde Nascente a Foz.


Tabela 5 Dados pluviométricos do Ribeirão do Meio

ESTAÇÃO	ÁREA (m ²)	VELOCIDADE (m/s)	VAZÃO (m ³ /s)	ALTITUDE (m)
Nascente	0	0	0	908
Meio	1,37	0,06	0,08	N.D.
Foz	3,26	0,03	0,11	665

Na nascente do Ribeirão do Meio há sinais de assoreamento e erosão. Nota-se um intenso uso e ocupação do solo, com atividades pesqueiras, agrícolas e agropecuárias. O entorno em vários pontos apresenta uma grande extensão de margens erodidas e pontos de assoreamento. Sendo que as margens do ribeirão são tomadas por *Brachiaria* sp., um efeito da degradação antrópica. Em nenhum dos pontos analisados observa-se área ciliar preservada em proporções legalmente recomendadas, segundo a resolução CONAMA nº 303/02 ao longo de todo o Ribeirão do Meio. A área preservada deveria equivaler a uma cobertura vegetal em cada margem de 30 metros, já que este curso d'água não apresenta largura superior a 10 metros ao longo de sua extensão.

4. Discussão

A família Chironomidae foi a mais amplamente distribuída e é frequentemente o grupo mais abundante em água doce impactadas, apresentando comportamento alimentar e habitat diversificado e suportando condições abióticas extremas (CRANSTON, 1995. *In*: KUHLMANN, 2000) Por outro lado, as espécies reofílicas, associadas a ambientes de correnteza e bem oxigenados, são tradicionalmente importantes para a confecção de índices bióticos que estimam degradação ambiental. Estas espécies são altamente dependentes de oxigênio, correnteza e do tamanho da partícula do substrato. Nesta categoria podem-se incluir todos os Plecoptera, alguns Ephemeroptera e Tricoptera. A piora da qualidade da água pode levar à eliminação destes táxons e aumento da abundância de espécies mais tolerantes e geralmente associadas às condições lenticas, tolerantes às baixas concentrações de oxigênio e particulação fina do substrato, entre outras. Assim, os táxons considerados tolerantes à poluição geralmente são aqueles com capacidade de retirar oxigênio da água em baixas concentrações, como por exemplo,



alguns chironomídeos e os táxons que respiram oxigênio atmosférico, muitos coleópteros e hemípteros (GRAÇA & COIMBRA, 1998 *apud* SILVEIRA, 2004).

Há dificuldades em se determinar quando um local está potencialmente degradado ou recuperado baseando-se somente na presença destas espécies indicadoras, já que muitas espécies têm exigências diferenciadas quanto à velocidade de corrente (JOWETT, 1992), presença de vegetação subaquática, e quantidade de material em suspensão (ANTEAU & AFTON, 2008). A velocidade de corrente de um rio é de grande importância na determinação do tempo de permanência de partículas ao longo do trecho fluvial determinando as associações biológicas bênticas que colonizam cada trecho (DEWSON *et al.*, 2007). Isto pode facilmente ser observado pela distribuição das comunidades bênticas ao longo dos diversos trechos do rio, com a presença de formas detritívoras na Foz. Diminuição do fluxo de água com aumento de sedimentação altera a disponibilidade de habitats, ocasionando a alteração da comunidade, com diminuição da diversidade e modificação da abundância dos grupos presentes.

No Ribeirão do Meio observou-se baixa riqueza específica e alta frequência relativa de Chironomidae em relação aos demais taxa. A porcentagem de Ephemeroptera, Plecoptera e Tricoptera (E.P.T) é baixa. Esses índices indicam a presença de eutrofização e degradação (LENAT, 1988). Este impacto é gerado por lançamento de carga orgânica e carreamento de substâncias tóxicas como, herbicidas, pesticidas e fertilizantes agravados pela devastação da mata ciliar, que têm o papel de impedir a entrada de materiais na calha do rio. Este resultado vem de encontro aos resultados do Índice de Proteção da Vida Aquática – IVA realizado pela CETESB no ano 2006 para este ribeirão, classificado como “péssimo”.

O monitoramento biológico é um modo de determinar a qualidade da água, geralmente medida pelas alterações estruturais e funcionais das comunidades nos sistemas ecológicos através de suas diversidade e abundância (SILVEIRA, 2004). O emprego destas comunidades biológicas confere caráter ecológico à rede de monitoramento, subsidiando decisões relacionadas à preservação da vida aquática e do ecossistema como um todo (www.cetesb.sp.gov.br).



A comunidade bentônica vem sendo muito utilizada no biomonitoramento da qualidade ecológica do ambiente aquático, porque ocorrem em todo tipo de ecossistema aquático, exibem ampla variedade de tolerâncias a vários graus e tipos de poluição, e estão continuamente sujeitos às alterações de qualidade do ambiente. Para analisar os aspectos biológicos dos ecossistemas, duas metodologias vêm sendo utilizadas. Os métodos “bottom-up” que utilizam fundamentalmente dados de laboratório por meio de experimentação em sistemas simples com subsequente extrapolação para sistemas mais complexos e a metodologia “top-down” que avalia, em nível macro, os impactos ambientais por meio da medição da alteração da organização estrutural e funcional das comunidades biológicas ou dos ecossistemas.

Substratos artificiais já há algum tempo vêm sendo recomendados e utilizados como método de coleta de macroinvertebrados bentônicos em programas rotineiros que visam o monitoramento temporal ou espacial da qualidade ecológica do ambiente aquático (Araújo et al., 1990. apud Kuhlmann, 2000). Na coleta de macroinvertebrados bentônicos é importante que haja uma amostragem padronizada que reduza a variabilidade entre as amostras (Silveira & Queiroz, 2006). Apesar de sua seletividade e artificialidade, a fauna que coloniza os substratos artificiais compõe-se das taxa mais importantes como indicadores da qualidade da água (Dickson et al., 1971. apud Kuhlmann, 2000) e refletirá a capacidade do ambiente de sustentar vida aquática, adequando-se, portanto, aos propósitos de monitoramento da qualidade da água (Apha, 1998). As gaiolas de substrato artificiais ajudam a adensar a biota benthica sem interferir diretamente no ambiente, o que pode ser vantajoso em locais que já estão impactados e com fortes alterações em suas comunidades naturais.

5. REFERÊNCIAS:

ANTEAU, M. J. & AFTON, A.D. Amphipods densities and índices of wetland quality across the upper-midwest, USA. *Wetlands*, 28 (1), 184- 196. 2008.

BRIGANTE, J. & ESPÍNDOLA E.L.G., 2003. *Limnologia Fluvial: um estudo no rio Mogi-Guaçu*. São Carlos. 2003.



DEWSON, Z. S.; JAMES, A. B. W. & DEATH, R. G. Invertebrate community responses to experimentally reduced discharge in small of different water quality. *Journal of the North American Benthological Society*, 26 (4): 754- 766. 2007

ESPÍNDOLA, E.L.G.; SILVA, J.S.V.; MARINELLI, C.E. & M.M. ABDON. 2000. A Bacia hidrográfica do rio do Monjolinho: uma abordagem ecossistêmica e a visão interdisciplinar. São Carlos: Rima. 188p.

JOWETT, I. G. River hydraulics and instream habitat modelling for river biota. *In* M. P. Mosley (editor). *Waters of New Zealand*. New Zealand Hydrological Society, Christchurch, New Zealand. 1992.

KRONKA, F. J. N., 2005. (coord.). Inventário Florestal da Vegetação Natural do Estado de São Paulo. São Paulo: Instituto Florestal. 2003.

KUHLMANN, M.L. **Invertebrados bentônicos e qualidade ambiental**. São Paulo, 2000. Tese – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo. 2000.

LENAT, D. R. Water quality assessment using a qualitative method for benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society* 7, 222-233. 1988

ROCHA, O.; PIRES, J.S.R. & J.E. SANTOS. 2000. A bacia hidrográfica como unidade de estudo e planejamento. pp. 1-16. *In*: Espíndola, E.L.G.; Silva, J.S.V.; Marinelli, C.E. & M.M. SILVA, M. P. Aplicação do biomonitoramento para avaliação da qualidade da água em rios. São Paulo, 2004. Documentos 36, Embrapa. 2004

SILVEIRA, M. P. ; QUEIROZ, J. F. Uso de coletores com substrato artificial para monitoramento biológico de qualidade de água. São Paulo, 2006. Comunicado Técnico 39, Embrapa.

STRASKRABA, M. & J.G. TUNDISI (2000). Abordagens e métodos para o gerenciamento das bacias hidrográficas. Capítulo 10, pp. 141-150. *Diretrizes para o gerenciamento de lagos. Volume 9: Gerenciamento da qualidade da água de represas*. Publicações do Instituto Internacional de Ecologia. São Carlos: Somus Gráfica e Editora Ltda. 2000