

Aplicação do Biomonitoramento para Avaliação da Qualidade da Água em Rios



República Federativa do Brasil

Luis Inácio Lula da Silva

Presidente

Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento

Roberto Rodrigues

Ministro

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - Embrapa

Conselho de Administração

José Amauri Dimázio

Presidente

Clayton Campanhola

Vice-Presidente

Alexandre Kalil Pires

Hélio Tollini

Ernesto Paterniani

Luis Fernando Rigato Vasconcellos

Membros

Diretoria Executiva da Embrapa

Clayton Campanhola

Diretor-Presidente

Gustavo Kauark Chianca

Herbert Cavalcante de Lima

Mariza Marilena T. Luz Barbosa

Diretores-Executivos

Embrapa Meio Ambiente

Paulo Choji Kitamura

Chefe Geral

Geraldo Stachetti Rodrigues

Chefe-Adjunto de Pesquisa e Desenvolvimento

Maria Cristina Martins Cruz

Chefe-Adjunto de Administração

Ariovaldo Luchiari Junior

Chefe-Adjunto de Comunicação e Negócios



ISSN 1516-4691

Março, 2004

*Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Centro Nacional de Pesquisa de Monitoramento e Avaliação de Impacto Ambiental
Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento*

Documentos 36

Aplicação do Biomonitoramento para Avaliação da Qualidade da Água em Rios

Mariana Pinheiro Silveira

Jaguariúna, SP
2004

Exemplares dessa publicação podem ser solicitados à:

Embrapa Meio Ambiente
Rodovia SP 340 - km 127,5 - Tanquinho Velho
Caixa Postal 69 13820-000, Jaguariúna, SP
Fone: (19) 3867-8750 Fax: (19) 3867-8740
sac@cnpma.embrapa.br
www.cnpma.embrapa.br

Comitê de Publicações da Unidade

Presidente: Geraldo Stachetti Rodrigues
Secretário-Executivo: Maria Amélia de Toledo Leme
Membros: Marcelo A. Boechat Morandi, Maria Lúcia Saito, José Maria Guzman
Ferraz, Manoel Dornelas de Souza, Heloisa Ferreira Filizola, Cláudio
Cesar de A. Buschinelli
Normalização Bibliográfica: Maria Amélia de Toledo Leme
Foto(s) da capa: Mariana Pinheiro Silveira
Edição eletrônica: Alexandre Rita da Conceição

1º edição

Todos os direitos reservados.

A reprodução não-autorizada desta publicação, no seu todo ou em parte, constitui violação dos direitos autorais (Lei nº 9.610).

SILVEIRA, Mariana Pinheiro.

Aplicação do biomonitoramento para avaliação da qualidade da água em rios / Mariana Pinheiro Silveira.-- Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2004. 68p.-- (Embrapa Meio Ambiente. Documentos, 36).

ISSN 1516-4691

1. Rios. 2. Ecologia. 3. Biomonitoramento I. Título. II. Série.

CDD 577.64

© Embrapa 2004

Autor

Mariana Pinheiro Silveira

Bacharel em Ciências Biológicas, Mestre em Ecologia,

Embrapa Meio Ambiente

Rodovia SP 340 - Km 127,5

Cep 13820-000, Jaguariúna, SP.

E-mail: mariana@cnpma.embrapa.br

Sumário

| | |
|---|----|
| Aplicação do Biomonitoramento para Avaliação da Qualidade da Água em Rios | 7 |
| Capítulo I | 7 |
| O rio como um ecossistema aberto e dinâmico e os fatores bióticos e abióticos determinantes de sua estrutura e funcionamento | 7 |
| 1. O ecossistema lótico e suas características | 7 |
| 2. As subdivisões de um rio | 8 |
| 3. Pesquisa e importância dos macroinvertebrados bentônicos no ambiente lótico | 10 |
| 3.1 - Principais fatores abióticos na estruturação da comunidade de macroinvertebrados bentônicos | 10 |
| 3.2 - Os fatores abióticos e a coleta de macroinvertebrados bentônicos | 18 |
| 4. Hábitos alimentares de macroinvertebrados e sua relação com o substrato | 18 |
| 5. Distribuição espaço-temporal de macroinvertebrados aquáticos em ecossistemas lóticos | 20 |
| 6. Biogeografia de comunidades temperadas e tropicais | 21 |
| Referências Bibliográficas | 23 |
| Capítulo II | 28 |
| Uso de Macroinvertebrados Bentônicos na Avaliação de Impactos dos Ecossistemas Lóticos | 28 |
| 1. Integridade e impactos nos rios | 28 |
| 2. Avaliação de qualidade de água | 28 |
| 3. Medidas bioindicadoras | 37 |

8 | *Aplicação do Biomonitoramento para Avaliação da Qualidade da Água em Rios*

| | |
|--|----|
| 4. Os Protocolos de Avaliação Rápida (PAR) | 44 |
| 5. Os modelos preditivos e o RIVPACS | 46 |
| 6. Estudos de Caso no Brasil | 49 |
| 7. Conclusões | 58 |
| Referências Bibliográficas | 60 |

Aplicação do Biomonitoramento para Avaliação da Qualidade da Água em Rios

Mariana Pinheiro Silveira

Capítulo I

O Rio como um Ecossistema Aberto e Dinâmico e os Fatores Bióticos e Abióticos Determinantes de sua Estrutura e Funcionamento

1. O ecossistema lótico e suas características

Em geral, o ambiente lótico (águas correntes) possui as seguintes propriedades: movimento unidirecional em direção à foz; níveis variados de descarga e parâmetros associados, tais como velocidade da correnteza, profundidade, largura e turbidez; turbulência contínua e mistura das camadas de água, exceto em baixas altitudes; e estabilidade relativa do sedimento de fundo (Williams & Feltmate, 1994). Os rios e riachos exibem características resultantes de seu papel como canais para o transporte do excesso de água, derivada da precipitação, que os ambientes terrestres não conseguem absorver. Conseqüentemente, a maioria dos rios é formada por erosão.

Os processos ecossistêmicos de transporte de energia e ciclagem de matéria são bastante influenciados pelas condições de fluxo do rio. Determinados trechos de rio são abertos tanto à matéria como à energia. Assim, os processos que operam dentro de um trecho em particular são influenciados pela entrada de biomassa produzida à montante e, também, nas margens, com a erosão e a entrada de

matéria orgânica; o canal principal do rio, por sua vez, produz biomassa que é exportada para trechos a jusante e, com as enchentes, para as margens.

Como todo ecossistema, os rios envolvem uma complexa interação da biota com o seu ambiente físico e químico. O fluxo unidirecional da corrente impõe uma grande limitação ao estabelecimento dos organismos no ambiente lótico. Para se fixar e colonizar este ambiente, a biota apresenta estratégias adaptativas de morfologia do corpo (achatamento), comportamento de mobilidade e orientação dentro do rio. Tais estratégias levam os organismos à seleção de microhabitats visando reduzir a exposição às fortes correntes (Petts & Calow, 1996).

A grande heterogeneidade ambiental encontrada nos sistemas lóticos é principalmente provocada pela variabilidade temporal das condições físicas do rio. Tal variabilidade influencia o estabelecimento e perda de comunidades, assim como a recolonização das mesmas em qualquer época do ano. Entretanto, o desenvolvimento de uma nova comunidade lótica ocorrerá apenas em locais propícios para o seu restabelecimento, de acordo com as restrições impostas pelo ambiente (Townsend, 1989). A extensão à qual esta heterogeneidade espacial domina o padrão longitudinal ao longo do rio pode variar de um sistema para outro, sendo dependente da variabilidade temporal (Williams & Hynes, 1976).

Deste modo, os ecossistemas lóticos são caracterizados por uma grande variabilidade e complexidade de parâmetros bióticos e abióticos, tornando-os essencialmente dinâmicos. Um determinado rio ou uma seção do mesmo não é um sistema isolado, pois são ecossistemas abertos com dinâmica de importação e exportação de nutrientes, energia e água. Tudo o que entrar em seu trecho superior (cabeceira) irá afetar seu trecho inferior (potamal). A grande dinamicidade dos ecossistemas lóticos os torna ecossistemas fundamentalmente estruturados pelo regime climático e pelos ambientes físico (luz, temperatura, correnteza, habitat) e químico (carbono orgânico e inorgânico, oxigênio, nutrientes) com os quais interagem, além das interações biológicas (herbivoria, predação, competição) que são partes componentes destes sistemas.

2. As subdivisões de um rio

Os sistemas lóticos podem ser divididos em três classes de tamanho: as cabeceiras (rios de 1ª a 3ª ordens), rios de trecho médio (4ª a 6ª ordens) e "grandes" rios (7ª ordem ou superior). Embora este sistema de classificação seja geralmente

útil, vale ressaltar que os efeitos da ordem do rio podem variar um pouco entre diferentes bacias. Por exemplo, tanto as diferenças em tamanho de bacias de rios de trecho superior quanto a topografia da bacia podem afetar a natureza do padrão de ordem do rio (Karr & Dudley, 1981). Outro fator de grande importância a se considerar é a vazão, pois rios de mesma ordem podem apresentar diferentes vazões, o que implicará em diferenças marcantes tanto na topografia do canal como na fauna e flora colonizadoras do mesmo.

Um sistema bastante usado para subdivisão de rios está baseado em zonas faunísticas sucessivas, que parecem ser grupos ecológicos distintos (Illies & Botosaneanu, 1963 *apud* Williams & Feltmate, 1994). Ainda que originalmente proposta para rios da Alemanha, esta classificação parece ter ampla aplicação. Este sistema envolve quatro zonas ao longo do curso do rio: a) eucrenon, compreendendo a nascente; b) hypocrenon, correspondente à pequena parte do rio abaixo da nascente; c) rhithron, a zona que começa a partir do hypocrenon, sendo a parte de maior correnteza e turbulência, onde o oxigênio dissolvido está perto da saturação, e cujo substrato é composto de grandes partículas, principalmente seixos fixos, pedras estáveis, e em locais abrigados por gravetos com um pouco de areia, silte e lama; d) potamon, correspondente à zona abaixo do rhithron, mais próxima do mar, onde a correnteza é baixa (exceto nas épocas de cheias dos trópicos), podendo haver deficiências de oxigênio; nesta região o substrato tem predominância de areia com alguma lama e silte e a penetração da luz é menor devido aos sólidos em suspensão. No Brasil, as subdivisões dos rios foram simplificadas e geralmente são usadas apenas três para ambientes lóticos: região crenal, correspondente às nascentes e cabeceiras; região ritral, correspondente às zonas de córregos e riachos em áreas de declive acentuado; e região potamal, referente às zonas de rios com pouco declive, normalmente ao nível do mar (região de foz ou de desembocadura de um rio).

Um dos primeiros passos na análise de bacias hidrográficas é a identificação das ordens de rio que compõem a bacia em estudo. A ordem do rio corresponderá ao número de afluentes recebidos pelo rio. Assim, um rio de primeira ordem corresponde em geral às cabeceiras e nascentes, pois não recebem nenhum afluente ou tributário. Quando dois rios de primeira ordem se juntam, forma-se o rio de segunda ordem. A junção de dois rios de segunda ordem origina o rio de terceira ordem, e assim por diante. O trecho de rio pelo qual passa toda a vazão da bacia será o rio de maior ordem da bacia hidrográfica - a região de foz ou de desembocadura do rio. Portanto, a ordem de rio será diretamente proporcional às

dimensões relativas da bacia, ao tamanho do canal, e à vazão do rio naquele ponto da bacia (Strahler, 1957).

3. Pesquisa e importância dos macroinvertebrados bentônicos no ambiente lótico

Os macroinvertebrados (aproximadamente maiores que 0,5 mm; Cummins, 1975), em geral se situam numa posição intermediária na cadeia alimentar. Em sua maioria, se alimentam de algas e microorganismos, tendo-os como sua fonte primária de recurso alimentar; os peixes (e outros vertebrados), são seus principais predadores. Por este e por outros motivos, os macroinvertebrados têm sido amplamente usados para avaliar a base de presas disponíveis para a manutenção das populações de peixes e principalmente para avaliar a qualidade da água (Karr, 1991).

Desde a metade da década de 70, a ênfase da pesquisa com macroinvertebrados mudou de um foco baseado na estrutura da comunidade para estudos de processo e função. Como exemplo temos os estudos de taxa de produção de biomassa, repartição de recursos alimentares e parâmetros populacionais como interações de competição e predação (Cummins, 1973; Macan, 1977). Os invertebrados lóticos também são hoje um importante componente do debate mundial sobre a perda da biodiversidade global (Wilson, 1988).

O conhecimento taxonômico da fauna aquática está claramente correlacionado com o acesso aos ambientes: quando os invertebrados de uma região geográfica forem razoavelmente bem conhecidos, a maioria dos habitats já terão sido alterados - em virtude da maior facilidade de acesso a estes locais - e um número incalculável de espécies já estarão perdidas. O nível de incerteza taxonômica para invertebrados lóticos, principalmente para insetos de desenvolvimento completo (holometábolos), é maior devido ao fato dos estágios aquáticos imaturos serem em geral muito parecidos entre si, sendo difíceis de distinguir. Além disso, normalmente a sua identificação é baseada na morfologia da genitália de adultos machos que são raramente encontrados durante a amostragem aquática (Cummins, 1996).

3.1 Principais fatores abióticos na estruturação da comunidade de macroinvertebrados bentônicos

Dentre os principais fatores físico-químicos de grande importância para a biota aquática, podemos destacar: luz, temperatura, oxigênio dissolvido, sólidos em

suspensão, íons dissolvidos e outros materiais. Estes fatores desempenham papéis críticos na determinação de uma área adequada para a ocorrência de organismos aquáticos (Hynes, 1974). As variações dos fatores físicos e químicos podem ocorrer naturalmente devido a secas, inundações e erosões. Estas variáveis podem ter importantes conseqüências para o número e tipo de biota presente num dado intervalo de tempo.

Segundo Hynes (1970), a distribuição dos insetos aquáticos é bastante influenciada pela alimentação, condições físicas e químicas da água, bem como outros fatores.

Os limnólogos geralmente relacionam a estrutura da comunidade de insetos e outros invertebrados com variações nas características ambientais dos rios. Tais análises são usadas para gerar e testar hipóteses sobre os possíveis fatores que influenciam a estrutura da comunidade de rios, e também modelar as respostas da biota às mudanças naturais e antropogênicas no ambiente.

A seguir, são descritos os papéis de alguns dos principais fatores abióticos estruturadores da comunidade bentônica de rios.

a) Temperatura

A temperatura é um fator de grande importância na estrutura da comunidade de macroinvertebrados em ecossistemas lóticos, pois a sua variação anual é provavelmente responsável pela maior parte da variação geográfica e pela presença e/ou ausência dos insetos bentônicos (Ward & Stanford, 1982). Devido ao fato de serem ectotérmicos, sua fisiologia e seu desenvolvimento - e portanto a sua abundância e distribuição - são fortemente dependentes da temperatura.

Alguns importantes fatores fisiográficos estão indiretamente relacionados com a estruturação da comunidade bentônica, através da variação de temperatura, tais como: latitude, altitude, gradiente longitudinal do rio e sombreamento da mata ciliar (Beschta et al., 1987). Rios de maior altitude e rios de cabeceira tendem a possuir temperaturas mais baixas.

A temperatura é um fator importante na regulação das características físicas e bióticas dos riachos. Com o corte da vegetação ripária, há um aumento da

temperatura da água, diminuindo a capacidade de solubilização do oxigênio. De acordo com Karr & Schlosser (1978), em elevadas temperaturas, a capacidade dos riachos de metabolizar produtos orgânicos sem reduzir a concentração de oxigênio é diminuída. A elevação da temperatura também aumenta a taxa em que os nutrientes aderidos aos sólidos suspensos são convertidos em formas (solúveis) prontamente disponíveis, como no caso do fósforo. Isto tem implicações sobre o processo de eutrofização, pois com uma maior oferta de nutrientes para os produtores primários (algas e fitoplâncton), maior será o seu crescimento e taxa de consumo de oxigênio (através da respiração), provocando um aumento da matéria orgânica e a queda da concentração de oxigênio dissolvido na água.

b) Correnteza e vazão

As interações prevaletentes de velocidade, profundidade e substrato refletem a integridade hidrológica de um rio. A estrutura e a função da maioria das comunidades aquáticas está associada com a estabilidade ou previsibilidade dos padrões hidrológicos e condições hidráulicas internas do rio (Statzner & Higler, 1985). A maneira pela qual os fatores hidrológicos interagem influencia a distribuição da biota aquática ao longo do rio e também dentro de um determinado trecho do rio. Embora possa parecer que a adaptação e/ou preferência por certas faixas de condições hidráulicas são os desafios físicos enfrentados pela fauna aquática, pode se demonstrar (com uma perspectiva de gerenciamento) que o aumento da variabilidade genética acompanha a variação física do ambiente de rio (Robinson et al., 1992).

De maneira geral, podemos dizer que as nascentes ou rios de cabeceira são caracterizados por baixo estresse hidráulico enquanto a primeira zona de transição é caracterizada por um alto estresse hidráulico. Examinando quatorze rios pelo mundo, Statzner & Higler (1985) encontraram uma correlação significativa entre alta diversidade de invertebrados bentônicos e a presença de zonas de transição de baixo e alto estresse hidráulico. Isto não é inesperado já que a disponibilidade de variados microhabitats aumentaria nestas zonas de transição e uma fauna diversa, existindo nos limites de suas tolerâncias hidráulicas, poderia ser esperada. De fato, estes autores sugerem que nas zonas entre as transições, a resiliência (capacidade do ecossistema em se recuperar de um distúrbio ou impacto) pode ser diferente daquelas comunidades nas zonas de transição. As zonas de transição, que podem ser consideradas ecótonos, são razoavelmente frágeis em estrutura (Naiman et al., 1988), e geralmente são as primeiras

comunidades a serem alteradas por mudanças antropogênicas que alteram os regimes de descarga e fluxo (como por exemplo, as represas e as usinas hidrelétricas). A habilidade da biota em se recuperar das mudanças no ambiente físico é uma medida do grau de severidade do distúrbio (Ward & Stanford, 1982).

A correnteza exerce efeito direto sobre os organismos, pois em períodos de grande vazão, as pedras no fundo do rio são deslocadas, resultando na remoção dos organismos que estão sobre e entre o substrato. A velocidade da corrente também pode agir sobre a natureza do substrato, e deste modo, atuar indiretamente sobre a composição das comunidades de macroinvertebrados (Whitton, 1975 *apud* Kikuchi & Uieda, 1998).

As grandes correntezas, que geralmente ocorrem de maneira errática após uma forte chuva, pode levar a perturbações naturais que retiram a biota de seu microhabitat e que não só introduzem a imprevisibilidade na estrutura da comunidade e seus processos, mas também favorecem a evolução das habilidades de recolonização.

A velocidade da correnteza tem importância vital, na medida em que muitos invertebrados aquáticos precisam dela para alimentação ou por exigências respiratórias (Hynes, 1970 *apud* Kikuchi & Uieda, 1998).

A vazão contribui em larga escala para a morfologia e hidrografia do rio. Em períodos de grande descarga - as chamadas épocas de cheia - praticamente não há distinção entre áreas de remanso e de correnteza, havendo pouca retenção de água. Por outro lado, quando a vazão é pequena - as chamadas vazantes ou épocas de seca - a heterogeneidade do leito do rio é maior, apresentando nítidas seções de retenção e de correnteza. Tais mudanças na morfologia do canal ocorrem em resposta a eventos de descarga que diferem em magnitude a cada ano.

A flutuação do nível da água é parte integrante de todos os ecossistemas de rio e os organismos aquáticos se desenvolveram de modo a compensar as mudanças no regime de fluxo. Mesmo áreas devastadas por enchentes ou secas catastróficas são geralmente rapidamente recolonizadas (Horwitz, 1977).

c) A deriva de organismos no ambiente lótico

A deriva permanece como uma das maiores questões em ecossistemas lóticos, e

os mecanismos envolvidos ainda são amplamente debatidos. O ponto principal de interesse é saber o papel da deriva não-direcionada (acidental) e da deriva direcionada (comportamental) (Wilzbach, 1990).

A deriva geralmente tem sido vista como um fator de grande importância na dispersão, levando à expansão da população através da colonização de novos habitats. Entretanto, a mortalidade significativamente mais alta entre indivíduos que fazem deriva em relação aos que não fazem (Cummins et al., 1989) e a grande compensação da deriva através do *turnover* de espécies local (Waters, 1961), continuam a não esclarecer esta polêmica questão. A escassez de alimento e o risco de predação permanecem como as duas principais hipóteses para explicar o fenômeno da deriva, mas os dados são conflitantes, sugerindo que um paradigma generalizado para todas as espécies de invertebrados lóticos pode não existir (Cummins et al., 1989).

d) Mata ciliar

A associação entre a vegetação marginal e o ambiente lótico é um fator importante na distribuição e alimentação dos insetos aquáticos (Vannote et al., 1980). Segundo Dudgeon (1988), a presença de mata ciliar é um dos principais fatores que atuam diretamente na ecologia dos ambientes de águas correntes.

A mata ciliar (ou zona ripária) contribui muito para o perfeito funcionamento do rio como um ecossistema, devido à sua alta produtividade primária, sendo fonte essencial de nutrientes e matéria orgânica que compõem a base da cadeia alimentar heterotrófica em cabeceiras de riachos (Kikuchi, 1996). Desta forma, a mata ciliar propicia alimento e abrigo à biota aquática. Além disso, esta região fornece a manutenção das condições de temperatura e umidade e a redução de entrada de poluentes e sedimento na calha principal do rio.

A preservação da zona ripária é crucial para a manutenção da morfologia do rio e para a contenção do processo erosivo das margens. A concentração de sólidos em suspensão, de fósforo particulado originado do sedimento e a turbidez podem ser alterados caso a vegetação seja retirada, ocasionando alterações na água do canal principal. Quando presente, a mata ciliar diminui a velocidade de entrada do sedimento trazido por chuvas para o leito do rio, e parte deste sedimento é depositada (Karr & Schlosser, 1978). A vegetação marginal pendente sobre a água (em áreas abertas) também fornece alimento e abrigo para os organismos

aquáticos, principalmente para os peixes (Kikuchi, 1996).

Segundo Karr & Schlosser (1978), a remoção da vegetação, em áreas de cabeceira, causaria reduções significativas na produção de invertebrados e peixes, devido à perda de energia externa ao ecossistema aquático (material vegetal trazido para o rio). Estes autores também apontam a importância da vegetação marginal como atenuante da precipitação. A água é absorvida pela vegetação ou pela superfície da terra, e no caso de sua retirada haveria pouca superfície de percolação na bacia hidrográfica. Em bacias florestadas, poucos nutrientes são perdidos para a drenagem da água, podendo ser prontamente assimilados pelas comunidades bióticas do riacho. Estas condições acarretam uma maior constância na densidade dos organismos (Kikuchi, 1996).

O papel da vegetação ripária como filtro da entrada de poluentes na calha principal do rio também é de suma importância, uma vez que sua presença em áreas agrícolas próximas a corpos hídricos dificulta a entrada de pesticidas, herbicidas e fertilizantes para dentro do rio (Shortle et al., 2001).

e) Fisiografia do canal: áreas de remansos e corredeiras

A estrutura física do ambiente também desempenha um importante papel na determinação do número e tipos de organismos que podem sobreviver em um rio. A geometria do canal em uma bacia é meândrica, com uma variedade de substratos criados pela variação no regime de fluxo tanto longitudinalmente como transversalmente ao canal. O resultado é a presença de poções e de corredeiras, áreas de deposição e erosão e, finalmente, um equilíbrio dinâmico entre o fluxo de água e seu substrato.

A interação com o habitat físico dos rios afeta a comunidade biológica. Em rios de baixa altitude, as regiões de corredeira são restritas quanto à sua distribuição e, devido às características físicas do canal principal do rio, as áreas de corredeira e de remanso são mais discretas podendo apresentar maiores diferenças entre suas faunas (Logan & Brooker, 1983). No entanto, isto pode não ser válido para rios tropicais, pois na Bacia do Rio Macaé (Estado do Rio de Janeiro), foi verificado o contrário, ou seja, a fauna de poções e corredeiras possuía semelhanças entre si, independentemente do trecho do rio (Baptista et al., 2001). Reforçando esta constatação, Logan & Brooker (1983), ao utilizar a análise de agrupamento pelo índice de similaridade de Jaccard, observaram que

áreas de poções e corredeiras de um mesmo local possuíam uma maior semelhança entre si do que de outros locais, ainda que dentro do mesmo rio. Ainda assim, um esforço amostral diferenciado entre regiões de corredeira e remanso pode gerar uma descrição pobre sobre a comunidade de macroinvertebrados do rio.

Embora tenham sido estudadas em rios de clima temperado, temos como exemplo de famílias de macroinvertebrados mais restritas a um tipo de mesohabitat, as seguintes: Coenagrionidae, Gyrinidae, Odontoceridae e Stratyomidae têm preferência para regiões de remanso; por outro lado, as famílias Philopotamidae e Simuliidae em geral são encontradas somente em regiões de corredeira (Logan & Brooker, 1983). De maneira semelhante, a família Hydropsychidae parece ser influenciada pela velocidade de correnteza (Philipson & Moorhouse, 1974 *apud* Logan & Brooker, 1983). Algumas larvas de Trichoptera e Ephemeroptera migram das regiões de corredeira para as de remanso antes de emergirem (Boon, 1979). Isto pode interferir na composição qualitativa e quantitativa dos substratos ao longo das estações do ano.

Por outro lado, ao analisar a diferença entre faunas de poções e corredeiras da Inglaterra, Hellowell (1978) não observou diferença significativa pelo teste-t para o índice de Shannon-Weaver. Outros trabalhos também indicam que a relativa abundância de alguns grupos principais é freqüentemente similar em regiões de corredeira e remanso. Philipson & Moorhouse (1974) *apud* Logan & Brooker, 1983, encontraram que apenas a ordem Ephemeroptera apresentou densidades maiores em áreas de correnteza (inclusive para a família Baetidae) em relação a áreas de remanso. Já para as ordens Diptera e Coleoptera foi verificado o contrário.

Ainda que estes estudos tenham sido desenvolvidos em países de clima temperado, muitas vezes a preferência por um determinado microhabitat é definida primeiramente por questões fisiológicas e adaptativas do organismo (hidrodinamismo, respiração branquial, plastrão), independente do clima em que ele se encontra.

f) Substrato

Jowett (1997) sugere que o termo genérico "habitat" seja usado para descrever o entorno físico composto por plantas e animais. Deste modo, o habitat aquático é formado pelos componentes físico, químico e biológico do rio, os quais fornecem o

ambiente propício para o desenvolvimento da biota. O habitat é afetado por características internas do rio assim como por aspectos topográficos do entorno, sendo o principal determinante da comunidade aquática potencial (Aadland, 1993). Há evidências de que tanto a qualidade como a quantidade do habitat disponíveis afetam a estrutura e a composição das comunidades biológicas residentes (Calow & Petts, 1994 *apud* Kay et al., 1999). As diferenças na fauna parecem refletir o tipo e a estabilidade do substrato (Logan & Broker, 1983).

O substrato é um componente multifatorial, pois a textura, o grau de compactação (ou a quantidade de espaço intersticial), o tamanho da partícula e a área de superfície podem atuar na regulação da composição e abundância das espécies (Minshall & Minshall, 1977 *apud* Kikuchi, 1996). As corredeiras possuem velocidades de corrente maiores que as dos poções. Isto propicia a formação de diferentes microhabitats e a retenção de diferentes tipos de detritos (como por exemplo folhas, galhos, cascalho, areia) que são explorados pelos mais diversos tipos de macroinvertebrados, de acordo com suas necessidades alimentares, mecanismos de fixação e abrigo.

O substrato é também um aspecto complexo do ambiente físico, e a determinação do seu papel é mais complicada devido à tendência para interagir com outros fatores ambientais. O substrato de águas correntes difere de lugar para lugar, e é importante para muitos insetos como a superfície em que eles habitam, servindo de abrigo da corrente e dos predadores; ele também serve como alimento no caso do substrato ser orgânico (Allan, 1995 *apud* Kikuchi & Uieda, 1998).

Invertebrados bentônicos como moluscos e insetos parecem ser especialmente afetados pela diversidade e tipo de substrato de fundo (areia, cascalho, pedras, etc.). O tamanho da partícula do substrato determina o tamanho dos espaços intersticiais que, por sua vez, influenciam o tipo de comunidade bentônica que irá se estabelecer. O espaço intersticial é essencial para o movimento e alimentação de muitos invertebrados aquáticos (Allan, 1975). Além disto, alguns invertebrados precisam de locais de esconderijo para escapar da predação.

Desde o clássico artigo de Moon (1939), houve pouca mudança na separação dos habitats de rio entre áreas de deposição (poções) e de erosão (áreas de correnteza). As adaptações dos invertebrados ao fluxo unidirecional envolvem adaptações morfológicas e comportamentais às características hidráulicas de seu ambiente. As adaptações podem ser classificadas em três categorias: (1) aquelas

envolvendo a posição do organismo, tais como locomoção, agarramento (por curtos ou longos períodos), e esconderijo (por ex. enterramento); (2) aqueles associados com alimentação (grupos funcionais de alimentação); e (3) aqueles relacionados à reprodução (por ex., proteção dos ovos pelo macho, em machos adultos de hemípteros da família Belostomatidae) (Merritt & Cummins, 1996).

3.2 Os fatores abióticos e a coleta de macroinvertebrados bentônicos

Conforme verificado anteriormente, a variação nos fatores abióticos dentro de um mesmo ano (variação estacional) e as variações entre diferentes anos, irão se refletir na composição e estruturação da fauna bentônica. Assim, a época de coleta é determinante para o tipo de comunidade amostrada (Hawkins, 1997). As características intrínsecas de recrutamento, crescimento e mortalidade de certos grupos são influenciadas pela sua presença ou ausência, assim como por sua densidade populacional, gerando diferentes trajetórias temporais dentro de um mesmo rio. Por isto, é provável que muitos táxons não sejam coletados o ano inteiro. Deste modo, segundo Hawkins *et al.* (1997), a composição taxonômica e as relativas abundâncias dos organismos devem mudar ao longo do período de amostragem. Estes autores sugerem portanto que a data de amostragem seja rotineiramente incluída como uma covariável em programas de monitoramento, a fim de se evitar conclusões errôneas a respeito da presença ou ausência de um grupo taxonômico.

4. Hábitos alimentares de macroinvertebrados e sua relação com o substrato

O nível de adaptação morfológica e comportamental dos invertebrados que os permite explorar os diversos recursos alimentares pode ser obrigatório ou facultativo (Cummins & Klug, 1979). As formas especialistas obrigatórias (espécies com dieta alimentar muito restrita), são mais rapidamente deslocadas do que as generalistas facultativas (espécies que se alimentam de várias fontes – vegetal e/ou animal). Estas últimas são mais tolerantes sob condições de distúrbio, pois conseguem se adaptar mais facilmente a mudanças no tipo e na disponibilidade de alimento. A presença e abundância dos vários grupos de alimentação funcional, e a dominância de representantes obrigatórios ou facultativos, é um reflexo direto da disponibilidade dos recursos alimentares necessários (tanto em quantidade como em qualidade) e da condição dos parâmetros ambientais relacionados (Cummins, 1996). Um exemplo seria a mudança das espécies com o período de entrada de folhagem da zona ripária adjacente em um rio

de cabeceira (Cummins et al., 1989). A classificação de grupos funcionais de invertebrados é sensível a propriedades do ecossistema de rio. Ela é sensível tanto às mudanças biológicas que ocorrem ao longo do rio desde a nascente até a foz (Vannote et al., 1980), quanto às alterações nos padrões, resultantes de impacto humano. De acordo com a natureza do alimento e seu modo de captura (e conseqüentemente da adaptação de seu aparelho bucal para tal função), temos algumas classificações bastante comuns, como por exemplo: filtradores, coletores, coletores-filtradores (estas três categorias se alimentam de partículas livres no substrato ou na água, menores do que 1 mm); raspadores (alimentam-se de material preso ao substrato, como algas); fragmentadores (alimentam-se de partículas maiores do que 1 mm, como folhas), predadores (alimentam-se de outros animais) (Cummins, 1996). Como exemplos dessas categorias de alimentação temos: filtradores e coletores – larvas de Diptera (Sub-Família Orthocladiinae), alguns gêneros ordem Ephemeroptera (Família Baetidae); raspadores - Família Psephenidae (Coleoptera - besouros); fragmentadores – larvas de Lepidoptera – borboletas e mariposas (família Pyralidae); predadores – ninfas de Odonata (libélulas).

O alimento dos macroinvertebrados bentônicos e a maneira que eles têm de obtê-lo possuem uma relação direta com os impactos que podem ocorrer nos rios. Isto pode ser explicado pelo fato de que com a retirada da mata ciliar ou com o assoreamento do leito do rio, haveria alterações na abundância de determinados grupos, em função da maior ou menor disponibilidade de alimento. Assim, no caso do desmatamento das margens, os organismos fragmentadores se tornariam mais escassos, devido à menor disponibilidade de folhas disponíveis para alimento; por outro lado, os organismos coletores e filtradores aumentariam em abundância, em virtude de um maior aporte de matéria orgânica em suspensão provocado pela erosão das margens e assoreamento do canal principal do rio.

Portanto, as categorias de alimentação (ou categorias tróficas) são freqüentemente usadas em estudos de impacto ambiental, pois fornecem uma boa medida sobre o que está afetando a fauna local, em função da proporção e da abundância dos diversos organismos que compõem a comunidade de macroinvertebrados daquele ambiente em estudo.

5. Distribuição espaço-temporal de macroinvertebrados aquáticos em ecossistemas lóticos

O padrão de distribuição de organismos aquáticos é resultado da interação entre hábito, condições físicas que caracterizam o habitat (substrato, fluxo, turbulência) e disponibilidade alimentar (Merrit & Cummins, 1996).

Os vários fatores ambientais que atuam na formação da composição e distribuição das espécies num dado habitat devem ser considerados em conjunto com as interações entre os organismos (Whitton, 1975). Existe hoje um consenso de que são necessários modelos pluralísticos para explicar como a importância relativa de diversos fatores ecológicos governando a organização de uma comunidade varia em diferentes escalas espaciais e temporais (Hart, 1992).

Segundo Whitton (1975), a distribuição longitudinal dos organismos está associada a zonação dos rios. Os fatores de maior significância ecológica e que exibem progressiva mudança nos seus valores ao longo dos rios são: a velocidade da corrente, o substrato, a temperatura, o oxigênio dissolvido, o alimento e outros organismos.

Um dos conceitos mais difundidos sobre o funcionamento dos ecossistemas de rio é o Conceito de Continuidade de Rios (CCR), proposto por Vannote et al., em 1980. Este conceito preconiza o ecossistema fluvial como uma série integrada do gradiente físico com o ajustamento da biota associada (Baptista, 1998). O CCR está baseado na classificação dos macroinvertebrados bentônicos em grupamentos de alimentação funcional. Segundo este modelo, a organização estrutural das comunidades aquáticas ocorreria de forma seqüencial, havendo um ajuste nas proporções das categorias funcionais de alimentação dos táxons encontrados em cada trecho do rio, desde a nascente até a sua foz. Deste modo, haveria um gradiente longitudinal previsível das comunidades colonizadoras em cada seção de rio. Neste gradiente, os fragmentadores predominariam nos trechos de cabeceira, sendo muito dependentes do material alóctone proveniente da mata ciliar. À medida que o tamanho do rio fosse aumentando, os fragmentadores seriam substituídos pelos raspadores, devido à diminuição do tamanho das partículas de detritos e ao aumento da produtividade primária de algas. Assim, os raspadores teriam maior representatividade em rios de porte médio, e o sistema passaria a depender de energia autóctone. Os trechos de tamanho médio (4ª a 6ª ordens) seriam zonas de transição, onde o ecossistema

passaria de uma situação predominantemente heterotrófica para uma outra autotrófica, atuando como um ecótono, e contendo espécies de ambas as zonas; portanto, esta seria a zona de maior diversidade faunística. Os predadores, por sua vez, não teriam o seu percentual alterado ao longo do gradiente longitudinal. Por fim, os coletores constituiriam o grupo funcional de alimentação predominante em todas as seções de rio.

Por ser um conceito controverso e passível de diferentes interpretações, um maior detalhamento da teoria do CCR, suas implicações e discussões podem ser obtidas em Cummins et al. (1984), Stutzner & Higler (1985), Minshall (1988) e Nair et al. (1989).

6. Biogeografia de comunidades temperadas e tropicais

Nas regiões de clima temperado, a distribuição espacial e temporal dos insetos aquáticos em ambientes lóticos depende de inúmeros fatores, principalmente da temperatura, a qual influencia o ciclo de vida e a estrutura da comunidade desses organismos (Zamora-Muñoz et al., 1993). Por outro lado, nas regiões de clima tropical, os regimes anuais de pluviosidade, a velocidade e vazão da água são os principais fatores que atuam diretamente na distribuição da entomofauna bentônica (Bispo & Oliveira, 1998).

O conhecimento da distribuição geográfica das espécies pode fornecer importantes informações sobre os fatores limitantes para a distribuição dos táxons. Além disso, quando existe um padrão de distribuição geográfica definido, a localização ao longo do seu gradiente pode ser usada como uma das características para previsão tanto das condições ambientais existentes como da comunidade biótica mais provável de ocorrer em um local ainda não estudado. Tais relações podem ser muito úteis para previsão das conseqüências de alterações em larga escala tanto da paisagem como do clima (Sweeney et al., 1992).

As comunidades tropicais de macroinvertebrados bentônicos são similares às comunidades de clima temperado, com muitas famílias em comum (Payne, 1986). Apesar disso, por muito tempo se acreditou na menor diversidade de insetos aquáticos tropicais em relação àquela de clima temperado, em contraste com outros grupos como peixes, e insetos terrestres. Entretanto, é importante lembrar que a fauna de macroinvertebrados tropicais ainda é pouco conhecida, de modo que ainda não se pode afirmar com precisão a localização da maior

diversidade de espécies - a família Chironomidae, por exemplo, apresenta maior diversidade nos trópicos do que em clima temperado. Esta diferença quanto ao número de espécies encontrada em rios de clima temperado e tropical causa vários problemas quanto à aplicação de índices bióticos em programas de biomonitoramento, conforme veremos no capítulo seguinte.

Já em ecossistemas tropicais lênticos, como brejos, poças e lagos, a fauna de macroinvertebrados bentônicos, particularmente da ordem Odonata, é bastante diversa (Carvalho & Nessimian, 1998).

Logan & Brooker (1983) destacam três problemas que devem ser evitados quando se deseja fazer comparações entre faunas utilizando-se diferentes estudos, ou estudos realizados em diferentes áreas: a seleção de organismos pelo tamanho da malha do aparelho de coleta, que não deve diferir nos trabalhos consultados; a coleta de amostras em diferentes épocas do ano, o que pode influenciar a composição qualitativa e quantitativa da fauna amostrada; e o nível taxonômico variável de um estudo para outro.

Referências Bibliográficas

- AADLAND, L. P. Stream habitat types: their fish assemblages and relationship to flow. **North American Journal of Fisheries Management**, v. 13, p. 790-806, 1993.
- ALLAN, J. D. The distributional ecology and diversity of benthic insects in Cement Creek, Colorado. **Ecology**, v. 56, p. 1040-1053, 1975.
- BAPTISTA, D. F.; DORVILLÉ, L. F. M.; BUSS, D. F.; NESSIMIAN, J. L.; SOARES, L. H. J. Distribuição de comunidades de insetos aquáticos no gradiente longitudinal de uma bacia fluvial do sudeste brasileiro. In: NESSIMIAN, J. L.; CARVALHO, A. L. (Ed.). **Ecologia de insetos aquáticos**. Rio de Janeiro: UFRJ-PPGE, 1998. p. 191-207. (Séries Oecologia Brasiliensis, 5).
- BAPTISTA, D. F.; DORVILLÉ, L. F. M.; BUSS, D. F.; NESSIMIAN, J. L. Spatial and temporal organization of aquatic assemblages in the longitudinal gradient of a tropical river. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 61, n.2, p. 295-304, 2001.
- BESCHTA, R. L.; BILBY, R. E.; BROWN G. W.; HOLTBY, L. B.; HOFSTRA, T. D. Stream temperature and aquatic habitat: fishery and forestry interactions. In: SALO, E. O.; CUNDY, T. W. (Ed.). **Streamside management: forestry and fishery interactions**. Seattle: University of Washington, College of Forest Resources, 1987. p. 191-232. (Contribution, 57).
- BISPO, P. C.; OLIVEIRA, L. G. Distribuição espacial de insetos aquáticos (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) em córregos de cerrado do Parque Ecológico de Goiânia, Estado de Goiás. In: NESSIMIAN, J. L.; CARVALHO, A. L. (Ed.). **Ecologia de insetos aquáticos**. Rio de Janeiro: UFRJ-PPGE, 1998. p. 175-189. (Séries Oecologia Brasiliensis, 5).
- BOON, P. J. Studies on the spatial and temporal distribution of larval Hydropsychidae in the North Tyne river system (Northern England). **Archives für Hydrobiologie**, v. 4, p. 369-398, 1979.
- CARVALHO, A. L.; NESSIMIAN, J. L. Odonata do Estado do Rio de Janeiro, Brasil: hábitos e hábitos das larvas. In: NESSIMIAN, J. L.; CARVALHO, A. L. (Ed.). **Ecologia de insetos aquáticos**. Rio de Janeiro: UFRJ-PPGE, 1998. p. 03-28. (Séries Oecologia Brasiliensis, 5).

CUMMINS, K. W. Trophic relations of aquatic insects. **Annual Review of Entomology**, v. 18, p.183-206, 1973.

CUMMINS, K. W. Macroinvertebrates. In: WHITTON, B. A. (Ed.). **River ecology**. New York: Blackwell Scientific Publications, 1975. p. 170-198.

CUMMINS, K. W.; KLUG, M. J. Feeding ecology of stream invertebrates. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 10, p. 147-172, 1979.

CUMMINS, K. W.; MINSHALL, G. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E.; PETERSEN, R. C. Stream ecosystem theory. **Verhandelingen der Internationale Vereinigte Limnologie**, v. 22, p. 1818-1827, 1984.

CUMMINS, K. W.; WILZBACH, M. A.; GATES, D. M.; PERRY, J. B.; TALIAFERRO, W. B. Shredders and riparian vegetation. **Bioscience**, v. 39, p. 24-30, 1989.

CUMMINS, K. W. Invertebrates. In: PETTS, G. ; CALLOW, P. (Ed.). **River biota - Diversity and dynamics**. London: Blackwell, 1996. p. 75-91.

DUDGEON, D. The influence of riparian vegetation on macroinvertebrate community structure in four Hong Kong streams. **Journal of Zoology**, v. 216, p. 609-627, 1988.

HART, D. D. Community organization in streams: the importance of species interaction, physical factors, and chance. **Oecologia**, v. 91, p. 220-228, 1992.

HAWKINS C. P.; HOGUE, J. N.; DECKER, L. M.; FEMINELLA, J. W. Channel morphology, water temperature, and assemblage structure of stream insects. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 16, n. 4, p. 728-749, 1997.

HELLAWELL, J. M. **Biological surveillance of rivers**. [S.l.]: Water Research Centre, 1978. 332 p.

HORWITZ, R. J. Temporal variability patterns and the distributional patterns of stream fishes. **Ecological Monographs**, v. 48, p. 307-321, 1977.

- HYNES, H. B. N. **The biology of polluted waters**. Toronto: University of Toronto Press, 1974. 202 p.
- JOWETT, I. G. Instream flow methods: a comparison of approaches. **Regulated Rivers: Research and Management**, v. 13, p. 115-127, 1997.
- KARR, J. R. Biological integrity: a long neglected aspect of water resource management. **Ecological Applications**, v. 1, p. 26-35, 1991.
- KARR, J. R.; SCHLOSSER, I. J. Water resources and the landwater interface. **Science**, v. 201, p. 229-234, 1978.
- KARR, J. R.; DUDLEY, D. R. Ecological perspective on water quality goals. **Environmental Management**, v. 5, n. 1, p. 55-68, 1981.
- KAY, W. R.; SMITH, M. J.; PINDER, A. M.; McRAE, J. M.; DAVIS, J. A.; HALSE, S. A. Patterns of distribution of macroinvertebrate families in rivers of north-western Australia. **Freshwater Biology**, v. 41, p. 299-316, 1999.
- KIKUCHI, R. M. **Composição e distribuição das comunidades animais em um curso de água corrente (Córrego Itaúna, Itatinga – SP)**. 1996. 134p. Dissertação de Mestrado – UNESP - Botucatu, SP. 1996.
- KIKUCHI, R. M.; UIEDA V. S. Composição da comunidade de invertebrados de um ambiente lótico tropical e sua variação espacial e temporal. In: NESSIMIAN, J. L.; CARVALHO A. L. E. (Ed.). **Ecologia de insetos aquáticos**. Rio de Janeiro: UFRJ-PPGE, 1998. p. 157-173. (Séries Oecologia Brasiliensis, 5).
- LOGAN, P.; BROOKER, M. P. The macroinvertebrate faunas of riffles and pools. **Water Research**, v. 17, n. 3, p. 263-270, 1983.
- MACAN, T. T. The influence of predation on the composition of freshwater animal communities. **Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society**, v. 52, p. 45-70, 1977.
- MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W. (Ed.). **An introduction to the aquatic insects of North América**. 3. ed. Dubuque: Kendall/Hunt Publishing, 1996. 862 p.

MINSHALL, G. W. Stream ecosystem theory: a global perspective. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 7, n. 4, p. 263-288, 1988.

MOON, H. P. Aspects of the ecology of aquatic insects. **Transactions of the British Entomological Society**, v. 6, p. 39-49, 1939.

NAIMAN, R. J.; DÉCAMPS, H.; PASTOR, J.; JOHNSTON, C. A. The potential importance of boundaries to fluvial ecosystems. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 7, p. 289-306, 1988.

NAIR, N. B.; ARUNACHALAN, M.; MADHUSOODANAN, N. K. C.; SURYANARAYANAN, H. A spatial study of the Neyyar river in the light of the River-Continuum-Concept. **Tropical Ecology**, v. 30, n 1, p.101-110, 1989.

PAYNE, A. I. The **Ecology of tropical lakes and rivers**. Chichester: J. Wiley, 1986.

PETTS, G.; CALOW, P. **River biota - Diversity and dynamics**. London: Blackwell, 1996. 257 p.

ROBINSON, C. T.; REED, L. M.; MINSHALL, G. W. Influence of flow regime on life history, production and genetic structure of *Baetis tricaudatus* (Ephemeroptera) and *Hesperoperla pacifica* (Plecoptera). **Journal of the North American Benthological Society**, v. 11, p. 278-289, 1992.

SHORTLE, J. S.; ABLER, D. G.; RIBAUDO, M. Agriculture and water quality: the issues. In: **Environmental policies for agricultural pollution control**. London: CABI Publishing, 2001. p. 1-18.

STATZNER, R. B.; HIGLER, B. Questions and comments on the river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 42, p. 1038-1044, 1985.

STATZNER, B.; HIGLER, B. Stream hydraulics as a major determinant of benthic invertebrate zonation patterns. **Freshwater Biology**, v. 16, p. 127-139, 1985.

STRAHLER, H. N. Quantitative analysis of watershed geomorphology. **American Geophysics Union Transactions**, v. 33, p. 913-920, 1957.

- SWEENEY, B. W.; JACKSON, J. K.; NEWBOLD, J. D.; FUNK, D. H. Climate change and the life histories and biogeography of aquatic insects in eastern North America. In: FIRTH, P.; FISHER, S. G. (Ed.). **Global climate change and freshwater ecosystems**. New York: Springer-Verlag, 1992. p. 143-176.
- TOWNSEND, C. R. The patch dynamics of stream community ecology. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 8, p. 36-50, 1989.
- VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 37, p. 130-137. 1980.
- WARD, J. V.; STANFORD, J. A. Thermal responses in the evolutionary ecology of aquatic insects. **Annual Review of Entomology**, v. 27, p. 97-117, 1982.
- WATERS, T. F. Standing crop and drift of stream bottom organisms. **Ecology**, v. 42, p. 352-357, 1961.
- WHITTON, L. **River ecology**. Berkeley: University of California Press, 1975. 725 p.
- WILLIAMS, D. D.; HYNES, B. N. The recolonization mechanisms of stream benthos. **Oikos**, v. 27, p. 265-277, 1976.
- WILLIAMS, D. D.; FELTMATE, B. W. **Aquatic insects**. Wallingford: CAB International, 1994. 358 p.
- WILSON, E. O. **Biodiversity**. Washington: National Academy of Sciences/Smithsonian Institution, 1988. 538 p.
- WILZBACH, M. A. Non-cocodance of drift and benthic activity in Baetis. **Limnology and Oceanography**, v. 35, p. 945-952, 1990.
- ZAMORA-MUÑOZ, C.; SANCHEZ-ORTEGA, A.; ALBA-TECEDOR, J. Physico-chemical factors that determine the distribution of mayflies and stoneflies in a high-mountain stream in Southern Europe (Sierra Nevada, Southern Spain). **Aquatic Insects**, v. 15, p. 11-20, 1993.

Capítulo II

Uso de Macroinvertebrados Bentônicos na Avaliação de Impactos dos Ecossistemas Lóticos

1. Integridade e impactos nos rios

A “saúde ecológica” de rios é atualmente um assunto de crescente e fundamental importância no manejo de recursos hídricos em todo o mundo. Os ecossistemas aquáticos vêm sofrendo uma série de impactos antropogênicos que alteram o seu funcionamento. Existe um consenso entre especialistas em manejo de recursos hídricos de que o comprometimento de nossas reservas estratégicas aquáticas está associado em geral ao desmatamento para a agricultura (inclusive da mata ciliar), à drenagem de terras alagadas, ao desenvolvimento e ocupação humana, a fontes poluentes de origem industrial, agrícola, e doméstica, ao represamento e canalização, às atividades recreativas, à operação de mineração, a projetos de irrigação e à introdução de espécies exóticas, super exploração de recursos pesqueiros, dentre outras atividades (Baptista et al., 2000).

2. Avaliação de qualidade de água

O aumento da demanda por suprimento de água nos sistemas fluviais tem pressionado os cientistas a obter e utilizar dados básicos a fim de se desenvolver guias de gerenciamento dos recursos hídricos e para manutenção da integridade ambiental. Estes dados básicos podem compreender diferentes níveis de organização, como por exemplo um sistema, comunidade, população, organismo, célula ou molécula, e relacionar tais fatores com a poluição, pesca, regulação de fluxo hídrico (suprimento, controle de fluxo e energia hidrelétrica) e o gerenciamento da bacia de captação como um todo (Armitage, 1996).

De acordo com Cairns et al. (1993), é de suma importância a correta identificação dos efeitos das ações antropogênicas sobre os sistemas biológicos. Esta identificação é importante principalmente para podermos distinguir as variações naturais que ocorrem ao longo das estações do ano, por exemplo, daquelas variações induzidas pelo homem, através de suas alterações no funcionamento do ecossistema. Segundo estes autores, se esta distinção for feita corretamente, então seremos capazes de monitorar e usufruir os recursos naturais de uma

forma racional. Além disso, devemos ter em mente que, dependendo da escala na qual o impacto foi sentido, muitos dos vários atributos dos ecossistemas dificilmente voltam às condições de pré-impacto.

A qualidade da água é freqüentemente determinada através da medição de alguns parâmetros biológicos (análises bacteriológicas – coliformes totais e fecais) e físico-químicos da água, tais como: oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), pH, avaliação da presença de poluentes ou através do aumento da concentração de nutrientes como o fósforo e o nitrogênio, no caso da poluição orgânica.

Em geral, as avaliações da qualidade da água através dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos atendem ao uso para agricultura, consumo doméstico e industrial, mas não atendem às dimensões estéticas de lazer ou ecológicas (Baptista et al., 2000).

a) Avaliação físico-química

Este é o tipo mais tradicional de avaliação para ecossistemas aquáticos. Alguns elementos químicos como nitrogênio, fósforo e oxigênio desempenham importantes papéis no funcionamento de ecossistemas lóticos. A mensuração destes elementos e de suas formas derivadas (amônia, nitrito, ortofosfato, porcentagem de saturação de oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio) fornece importantes informações sobre o estado de integridade de rios, já que suas concentrações são alteradas em casos de impactos por poluição orgânica ou industrial.

As reações químicas do nitrogênio são muito importantes no funcionamento dos ecossistemas aquáticos. Uma de suas formas mais comuns, o nitrito, apresenta-se em baixas concentrações em ambientes oxigenados. A maior pluviosidade pode aumentar a quantidade de matéria orgânica no rio e provocar um aumento da decomposição, provocando então uma maior concentração de nitrito. Já a amônia ou nitrogênio amoniacal ($\text{NH}_3 - \text{NH}_4^+$), quando presente em altas concentrações, influencia a dinâmica do oxigênio dissolvido no meio, podendo inclusive ser tóxica para os organismos presentes no ambiente. Além disso, acarreta na perda de nitrogênio pelo ecossistema, pois este elemento é um gás e difunde-se para a atmosfera (Esteves, 1998). O oxigênio possui um papel interativo com o nitrogênio. Quando em baixas concentrações, o oxigênio

dissolvido provoca uma inibição da nitrificação (etapa do ciclo do nitrogênio) gerando então uma acumulação de nitrito no ambiente (Princic et al., 1998).

O ortofosfato é a principal forma de fosfato assimilada por organismos aquáticos. As principais fontes artificiais de ortofosfato são os esgotos domésticos e industriais, como os fertilizantes agrícolas. Em condições de baixas concentrações de oxigênio, a sua liberação para a coluna d'água é muito maior. A concentração de fosfato é considerada um indicador do estado trófico de um ecossistema aquático (entrada de nutrientes no ecossistema), daí a importância na determinação de seus valores. As baixas concentrações de ortofosfato são comuns em ambientes oligotróficos tropicais, devido à alta temperatura, que aumenta consideravelmente o metabolismo dos organismos, aumentando assim a assimilação de ortofosfato e diminuindo sua concentração no ambiente (Esteves, 1998).

Dentre os gases dissolvidos na água, o oxigênio (O_2) é um dos mais importantes na dinâmica e caracterização de ecossistemas aquáticos. A temperatura e a pressão são os dois principais fatores controladores diretos da concentração de oxigênio dissolvido na água. Como fator indireto, podemos citar a concentração de matéria orgânica (dissolvida e particulada) na água. No caso de impactos antropogênicos, o despejo de efluentes domésticos e agrícolas em rios aumenta sobremaneira a concentração de matéria orgânica e de nutrientes (principalmente nitrogênio e fósforo) nestes ecossistemas. A degradação destes compostos pela microbiota levará a um aumento da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), ocasionando um déficit na concentração de oxigênio dissolvido na água. Como consequência, este déficit poderá resultar na morte de organismos aquáticos como, por exemplo, peixes e macroinvertebrados. Outro efeito direto da eutrofização (aumento da concentração de nutrientes em um corpo hídrico) é o aumento em excesso de algas e macrófitas, desequilibrando o funcionamento do ecossistema.

b) Avaliação biológica

A vigilância da qualidade da água é definida pela Organização Mundial de Saúde como: "a contribuição contínua e vigilante à saúde pública e a fiscalização da segurança e da aceitabilidade de suprimentos de água potável" (WHO, 1990). A garantia da disponibilidade de água, também face a um crescente consumo, torna os fatores de avaliação ecológica das águas fundamental às medidas utilizadas em tratamento de esgotos e na água potável (Schäfer, 1985).

A degradação dos rios está sendo registrada por mudanças legislativas, institucionais, e por pesquisas. Um importante componente do gerenciamento ambiental é o uso de indicadores para captar aspectos da condição ambiental e fornecer informações científicas e de gerenciamento úteis. Os indicadores podem ser usados para definir o estado de um recurso e medir o progresso em direção a um objetivo pré-determinado (Ladson et al., 1999).

Observações sobre a ocorrência restrita de certos táxons em resposta às condições ambientais levaram ao desenvolvimento de listas de organismos indicadores. O princípio de resposta destes seres vivos está no fato de que possuem reações diversas aos mais variados tipos de estressores, sendo que alguns são classificados como tolerantes e outros como intolerantes a um determinado fator.

Atualmente, os organismos indicadores são representados por comunidades indicadoras, devido ao fato da pesquisa original baseada em apenas algumas espécies indicadoras ser considerada muito simplista. As comunidades indicadoras constituem um importante componente do gerenciamento ambiental para captar aspectos da condição ambiental e fornecer informações úteis para o conhecimento científico e atividades de manejo.

As três principais linhas de pesquisa de avaliação biológica da água que utilizam dados taxonômicos e de tolerância à poluição são: sapróbica, de diversidade e biótica, as quais serão explicadas com mais detalhes a seguir.

Os métodos baseados em presença ou ausência de macroinvertebrados indicadores tiveram origem nos Estados Unidos, e evoluíram ao longo do século XX de sistemas qualitativos para quantitativos (Cairns & Pratt, 1993).

c) O biomonitoramento e suas vantagens

Os rios estão freqüentemente sujeitos a uma grande variedade de distúrbios ambientais. A sua biota é capaz de responder tanto às influências naturais quanto as antropogênicas, sejam elas químicas, físicas ou uma combinação das duas. A biota aquática também é capaz de responder a uma série de distúrbios e pode efetivamente sintetizar a recente história das condições ambientais em um rio (Rosenberg & Resh, 1993).

Além da avaliação físico-química, o monitoramento biológico é um outro 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.

De acordo com vários autores, diferentes grupos de organismos indicam, de forma distinta, os efeitos da poluição, ao nível de alterações que compreendem desde o grau de sobrevivência até uma mudança comportamental, passando por vários níveis fisiológicos (Rosenberg & Resh, 1993).

Em primeiro lugar, há a necessidade de se selecionar que atributos da população ou da comunidade serão utilizados na abordagem da avaliação. Nas últimas décadas, o biomonitoramento tem sido amplamente utilizado como uma medida de "saúde" de rios (Norris et al., 1995). Este tipo de avaliação envolve o uso sistemático dos organismos vivos ou suas respostas para determinar a qualidade do ambiente aquático. O papel do biomonitoramento é avaliar a extensão e a direção das respostas da comunidade biológica em função dos impactos ocorridos no meio ambiente. Estas avaliações podem ocorrer no campo, no laboratório ou em ambos (Armitage, 1996).

Na prática, o princípio básico do monitoramento biológico ou biomonitoramento é a comparação entre uma área controle não impactada – o chamado "ponto-referência" – contra um local onde se quer testar a condição ambiental. Assim sendo, no caso de um projeto para se avaliar a qualidade da água de uma bacia hidrográfica, são selecionados rios com um mínimo de interferência humana e rios supostamente impactados por atividades humanas (casas, indústrias, áreas agrícolas). Os rios que serão comparados deverão ser de mesma ordem e de altitude similares, para que se minimizem as variações naturais (tamanho do rio, umidade, temperatura). A fim de se melhor detectar o nível de impacto e a capacidade de auto recuperação dos rios, os pontos de coleta deverão ser selecionados em três faixas específicas: acima do local supostamente impactado (pontos a montante), pontos de coleta no próprio local de impacto e pontos de coleta abaixo do local de impacto (pontos a jusante).

O uso de macroinvertebrados bentônicos para o monitoramento de rios atua como uma ferramenta de vigilância, ou seja, é uma metodologia para acompanhar as condições dos ecossistemas aquáticos com o objetivo principal de detectar impactos acidentais ou decorrentes de atividades produtivas. O biomonitoramento também pode atuar como uma medida reguladora, sendo

utilizado como uma prova contra ações criminosas causadoras de danos ambientais.

A atividade de restauração e manutenção da integridade de um ecossistema lótico deve ser multifuncional, ou seja, deve contemplar aspectos químicos, físicos e biológicos, uma vez que o rio é essencialmente um ecossistema dinâmico (Brookes & Shields, 1996). Por isso, a visão holística na preservação de rios deve ser considerada. Hart et al. (1999) destacam que, em geral, as normas vigentes para classificação da qualidade da água enfatizam quase que exclusivamente os indicadores ou estressores individualmente; e geralmente são os problemas causados por estressores físicos, químicos e biológicos que precisam ser pesquisados por agências de manejo, isto é, os impactos são raramente causados pela ação de um único estressor.

A gestão de bacias hidrográficas brasileiras requer a avaliação contínua de possíveis impactos antropogênicos que porventura venham ocorrer. O monitoramento dos ecossistemas lóticos através do uso da biota aquática pode ser uma boa estimativa das influências deletérias nestes ambientes, mas é particularmente interessante em áreas em desenvolvimento. A razão principal é que esta técnica de detecção da poluição dos rios possui baixo custo e requer pouco aparato técnico (Thorne & Williams, 1997). Além disso, a avaliação biológica apresenta algumas importantes vantagens sobre a físico-química, uma vez que os organismos integram condições ambientais por um longo período de tempo, enquanto que os dados químicos são medidos instantaneamente na natureza e, portanto, necessitam de um grande número de medições para que se obtenha uma maior acuidade nos resultados (De Pauw & Vanhooren, 1983). Segundo Pratt & Coler (1976), as técnicas biológicas de detecção da poluição são necessárias para captar distúrbios sutis tais como fontes de poluição não pontuais.

A fim de se avaliar a qualidade da água no nível de saúde do ecossistema, seria ideal que se estudasse a resposta de toda a comunidade aquática a um determinado estresse ambiental. Como na prática isto é impossível, a maioria dos pesquisadores enfoca um setor do ecossistema em particular, tais como o perífiton, o plâncton, o macrobentos ou os peixes.

O uso de peixes no monitoramento ambiental tem a vantagem da rápida identificação por parte da sociedade e do público em geral, no caso de grandes distúrbios.

os nos rios como em eventos de mortandade. Entretanto, as pesquisas com comunidade de peixes requerem aparato técnico e de pessoal extensivos, além de serem de difícil implementação nos rios profundos e de grande correnteza (Armitage, 1996). Além disso, por sua grande capacidade de locomoção, podem “fugir” de uma situação desfavorável assim que ela se instale. Ainda assim, os peixes são em geral utilizados para detectar contaminantes (Cairns & Van der Schalie, 1980) e também no monitoramento de poluição, como no “Índice de Integridade Biótica” (IBI), desenvolvido por Karr et al. (1986) nos Estados Unidos.

Os macroinvertebrados (ou macrobentos) são considerados bons indicadores da poluição ambiental em sistemas lóticos e são amplamente usados na formulação de índices bióticos. Em geral, acredita-se que este grupo de organismos responde a estresses hidráulicos, orgânicos e tóxicos com a redução de espécies sensíveis e a proliferação de espécies tolerantes (Armitage, 1996). Algumas características deste grupo o tornam preferencial como bioindicador na avaliação da qualidade de água:

- a) são diferencialmente sensíveis a poluentes de vários tipos, e reagem a eles rapidamente;
- b) as comunidades de macroinvertebrados são capazes de fornecer respostas graduais a um amplo espectro de tipos e níveis de estresse;
- c) são ubíquos, abundantes e relativamente fáceis de coletar;
- d) sua identificação é relativamente simples;
- e) são relativamente sedentários, e, portanto representativos das condições locais;
- f) possuem vida longa o suficiente para testemunhar a qualidade ambiental; e,
- g) a comunidade de macroinvertebrados é muito heterogênea, possuindo representantes de vários filos (Metcalf, 1989).

Esta última vantagem aumenta em muito a probabilidade de que pelo menos alguns destes organismos reagirão a uma determinada mudança nas condições ambientais (Hellowell, 1978).

Em geral, as dificuldades de aplicação do biomonitoramento geralmente residem na necessidade de pessoal treinado para identificar e analisar os organismos e a falta de conhecimento da importância desta informação por parte dos técnicos, entre outros obstáculos. Apesar disso, o monitoramento biológico é uma tendência crescente nos estudos de qualidade de água, sendo usado como uma análise complementar no gerenciamento ambiental.

d) Níveis de estudo no biomonitoramento

As pesquisas de biomonitoramento utilizando macroinvertebrados bentônicos envolvem uma ampla gama de níveis de organização biológica e ecológica ao longo de um contínuo espaço-temporal, dependendo do nível hierárquico utilizado. A escala de pesquisas abrange desde o nível bioquímico (subcelular) até as avaliações de ecossistemas (Merrit & Cummins, 1996). De acordo com esta escala, os índices bióticos estariam incluídos nos níveis de população e comunidade. As populações, por exemplo, têm sido utilizadas como táxons indicadores (geralmente em índices bióticos) para indicar o nível de poluição de um ecossistema aquático através da determinação da sensibilidade ou tolerância de uma espécie a um dado poluente.

Podemos destacar dois tipos de abordagens utilizadas na avaliação da degradação ambiental: o 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; e o método "bottom-up", em que os experimentos e dados de laboratório são extrapolados para situações externas ou naturais encontradas no ecossistema. No primeiro caso, em geral são vários os táxons estudados para a detecção da degradação, os quais podem englobar mais de um tipo de agente estressor ou poluente; exemplo deste tipo de estudo são as alterações antropogênicas que podem resultar em um desequilíbrio na cadeia alimentar, pelo comprometimento de populações de "espécies-chave" ou de "predadores de topo". Já o estudo "bottom-up" envolve, na maioria das vezes, poucos indivíduos de uma única espécie, sensíveis a um tipo de estressor específico.

Por fim, as metodologias que utilizam comunidades procuram sintetizar a magnitude, as conseqüências ecológicas, ou a significância de um estresse particular no sistema examinado (Johnson et al., 1993).

e) O Sistema Sapróbico

A preocupação com o monitoramento da qualidade da água tem um marco no início do século XX, na Alemanha, através do aparecimento dos primeiros indicadores biológicos de poluição. Em 1909, Kolkwitz & Marsson desenvolveram a idéia de saprobidade (o nível de poluição) em rios, como uma medida da extensão da contaminação por esgoto, o que resulta num decréscimo do oxigênio dissolvido, e o efeito que esta diminuição tem na biota encontrada nos rios. O termo "sapróbico" significa a dependência de um organismo na decomposição de substâncias orgânicas como um recurso alimentar. O Sistema Sapróbico foi baseado na presença de microorganismos indicadores (principalmente bactérias, algas, protozoários e rotíferos) que recebem valores de acordo com sua tolerância à poluição. Com base no nível de "saprobidade" dos organismos bioindicadores, são definidas zonas, de acordo com o grau de eutrofização encontrado. Assim temos, em ordem crescente de eutrofização, as zonas oligosapróbicas, mesosapróbicas (alfa- α e beta- β) e polisapróbicas. Recentemente, foram acrescentados valores de tolerância para macroinvertebrados (Junqueira & Campos, 1998).

Dependendo do sistema sapróbico, a qualidade da água é classificada em uma das categorias estabelecidas, de acordo com parâmetros relacionados, como DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio), contagem de bactérias e concentrações de oxigênio dissolvido e H₂S (ácido sulfídrico).

Apesar de bastante usados em alguns países da Europa, os índices sapróbicos apresentam algumas limitações, apontadas por Persoone & De Pauw (1979): falta de conhecimento taxonômico adequado; subjetividade dos limites de tolerância estabelecidos para os organismos; necessidade de amostragem intensiva; aplicação geográfica local; e tipos de poluição restritos.

f) Avaliação bacteriológica

A análise bacteriológica da água do rio é importante, já que a elevada presença de bactérias neste ecossistema mostra que há uma grande quantidade de matéria orgânica no ambiente, característica típica de eutrofização. O grupo dos coliformes fecais, utilizado neste tipo de análise, está relacionado com fezes de animais de sangue quente.

Os organismos indicadores de contaminação fecal (presença de fezes humanas ou animais na água) não são patogênicos, mas indicam a potencialidade da água na transmissão de doenças. O grupo de organismos mais utilizado são as bactérias do grupo coliforme. Neste tipo de análise, calcula-se o número total de colônias de bactérias na água. Entre os coliformes fecais, a presença de *Escherichia coli* é uma indicação de esgotos cloacais. Também existem os estreptococos fecais, como por exemplo as espécies *Streptococcus faecalis* (fezes humanas), *Streptococcus bovis* (fezes bovinas) e *Streptococcus equinus* (fezes eqüinas) (Sperling, 1996).

Na avaliação bacteriológica devem ser observadas as modificações no metabolismo das bactérias e a taxa de reprodução, a diferentes temperaturas. Em regiões temperadas, o número de bactérias chega a ser dez vezes mais alto no verão do que no inverno (Schäfer, 1985).

Uma grande desvantagem da avaliação bacteriológica é a curta sobrevivência das bactérias do grupo coliforme na presença da luz solar e do cloro. Estes fatores podem reduzir sensivelmente o número de bactérias presentes na amostra e levar a resultados errôneos quanto à qualidade e balneabilidade da água estudada.

3. Medidas bioindicadoras

Alguns atributos da comunidade de macroinvertebrados bentônicos são freqüentemente utilizados para se avaliar a qualidade da água e do ecossistema aquático com base na estruturação e/ou composição desta comunidade. Estes atributos são as chamadas medidas bioindicadoras, que podem ser definidas como “um termo ou enumeração calculados representando algum aspecto da estrutura da comunidade biológica, função ou outra característica mensurável que se transforma de uma maneira previsível com o aumento da influência humana” (Barbour et al., 1995).

Existe uma ampla variedade de medidas bioindicadoras usualmente empregadas no biomonitoramento, podendo ser divididas em cinco categorias principais: medidas de riqueza – número de espécies ou unidades taxonômicas específicas encontradas numa amostra ou em um ponto de coleta; enumerações – contagem de todos os organismos coletados para estimar a abundância relativa de diferentes grupos taxonômicos (ex: número de indivíduos em ordens, famílias ou espécies, ou táxons dominantes dentro destes grupos); índices de diversidade – combinam os dados de riqueza com as enumerações através de cálculos estatísticos (ex: índices

de Shannon e de Simpson); índices de similaridade – calculam o grau de semelhança entre as comunidades de diferentes amostras tanto espacialmente (amostras de diferentes locais) como temporalmente (de diferentes anos) (ex: Índices de Jaccard e Morisita); índices bióticos – utilizam valores de tolerância pré-estabelecidos para táxons (famílias, gêneros, espécies) que foram coletados e identificados; e medidas tróficas – porcentagem de indivíduos de diferentes categorias funcionais de alimentação (fragmentadores, coletores, filtradores, predadores) (Resh & Jackson, 1993).

A resposta de aumento ou diminuição do valor de uma medida bioindicadora irá depender do seu comportamento em relação a um impacto (Tabela 1). Assim, como exemplo, a medida “riqueza taxonômica total” irá 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 (Diptera), uma vez que este grupo em geral possui espécies tolerantes à poluição orgânica.

Tabela 1- Exemplos de medidas bioindicadoras e sua direção esperada com o aumento da perturbação ou impacto.

| CATEGORIA | MEDIDA | RESPOSTA ESPERADA COM IMPACTO |
|--|--|-------------------------------|
| Riqueza | Riqueza taxonômica totalô | Diminui |
| | Riqueza de EPT | Diminui |
| Enumerações | % EPT | Diminui |
| | % Chironomidae | Aumenta |
| | % Orthoclaadiinae/Chironomidae | Aumenta |
| Índices Bióticos | Índice Biótico BMWP | Diminui |
| | Índice Biótico BMWP-ASPT | Diminui |
| Índices de diversidade e de Equitabilidade | Índice de Diversidade de Shannon-Weaver (H') | Diminui* |
| | Índice de Equitabilidade de Pielou | Diminui |
| Medidas Tróficas | % raspadores | Diminui |
| | Raspador/coletor-filtrador | Diminui |

* Em níveis intermediários de impacto (por exemplo, poluição orgânica) a diversidade da comunidade poderá aumentar, decrescendo apenas em situações de grande impacto.

Resh & Jackson (1993) testaram o desempenho de várias medidas bioindicadoras em duas situações de impacto nas águas correntes costeiras do norte da Califórnia. Os resultados mostraram que as seguintes medidas foram eficientes para detecção de impacto: medidas de riqueza, Índice de Margalef, Índice Biótico de Família e a relação entre raspadores e o número total de indivíduos. A importância deste trabalho está no fato de que os autores concluem que múltiplas medições devem ser usadas ao invés de se basear numa única medida e, logicamente, as medidas identificadas como mais adequadas devem ser preferidas.

É importante ressaltar que as medidas bioindicadoras podem ser aplicadas em qualquer país, seja ele de clima temperado ou tropical. Não existe uma medida mais ou menos indicada para um determinado local; o que existe são medidas mais facilmente calculadas do que outras, como a riqueza de EPT em relação à riqueza taxonômica total, por exemplo. Desse modo, se num dado projeto, o objetivo principal for o monitoramento contínuo de um corpo d'água, o que demanda uma avaliação rápida e simples (muitas vezes realizada por técnicos não-especialistas) as medidas escolhidas devem ser as mais fáceis de serem calculadas, e num curto período de tempo. Exemplos de medidas adequadas para este tipo de avaliação são as que usam apenas algumas ordens de insetos aquáticos indicadores, como a taxa de EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera), excluindo as demais ordens da amostragem e triagem, acelerando, deste modo, os resultados e conclusões de um relatório de impacto ambiental. Medidas bioindicadoras redundantes, isto é, que indicam um mesmo comportamento da comunidade biológica, obtido de diferentes formas, também devem ser evitadas, escolhendo-se apenas a medida de cálculo mais fácil.

No Brasil, em particular, pode haver uma preferência por medidas que levem em consideração a identificação taxonômica somente ao nível de família. Isto pode ser explicado pela falta de conhecimento taxonômico da fauna aquática brasileira, devido à carência de taxonomistas que desenvolvam pesquisa básica nesta área.

A seguir, serão detalhadas duas medidas bioindicadoras bastante usadas em programas de biomonitoramento: os índices de diversidade e os índices bióticos, com destaque para alguns dos índices mais empregados para macroinvertebrados bentônicos.

a) Índices de Diversidade

Os índices de diversidade são expressões matemáticas que utilizam três componentes da estrutura de comunidades: riqueza, equitabilidade e abundância, para

descrever a resposta de uma comunidade a respeito da qualidade de seu ambiente. Os mais populares são os índices de Shannon-Weaver (H') e Simpson (S), que são índices baseados na abundância proporcional de espécies, e associam riqueza e equitabilidade em um único fator. A riqueza de espécies como uma medida de diversidade foi bem sucedida em vários estudos, como em Connor & Simberloff (1978) e Harris (1984). Entretanto, Kempton (1979) observou que a distribuição de abundância de espécies é freqüentemente uma medida mais sensível de distúrbio ambiental do que a riqueza de espécies somente.

No índice de Shannon-Weaver (Krebs, 1985), assume-se que os indivíduos são amostrados ao acaso a partir de uma população "indefinidamente grande" (Pielou, 1975), e que todas as espécies estão representadas na amostra. Este índice de diversidade está na categoria de índice de informação estatística. Por outro lado, o índice de Simpson é classificado como uma medida de dominância, pois a abundância da espécie mais comum é valorizada. O princípio que suporta a avaliação através dos índices de diversidade é o de que ambientes não perturbados serão caracterizados por uma alta diversidade ou riqueza e uma distribuição homogênea de indivíduos entre as espécies encontradas (alta equitabilidade). Em ambientes perturbados por despejos orgânicos, a comunidade geralmente responde com uma diminuição na diversidade. Na medida em que os organismos sensíveis são perdidos, há um aumento na abundância de organismos tolerantes que passam a ter maior quantidade de alimento (pelo maior aporte de matéria orgânica introduzida no sistema) e, conseqüentemente, uma diminuição na equitabilidade e diversidade (Magurran, 1991).

Metcalf (1989) destaca algumas vantagens e desvantagens do uso de índices de diversidade. As principais vantagens são: independência relativa do tamanho amostral e o fato de serem quantitativos e sem dimensão, o que os tornam bem adaptados para análises estatísticas. As desvantagens são: considerável variação dos valores dependendo da equação utilizada para calculá-los e do nível de identificação taxonômica utilizado; suas escalas não são universalmente aplicáveis, impossibilitando a correlação de certos valores com danos ecológicos.

Kovalak (1981) destaca que a maioria dos índices de diversidade fornece uma medida adequada da mudança na comunidade de macroinvertebrados onde os efluentes são conhecidos, mas a maioria dos índices possui um valor limitado quando os efluentes não são específicos. Com contaminantes não conhecidos ou quando há vários tipos de efluentes juntos, os índices de diversidade (incluindo o

Shannon-Weaver) podem indicar grande diversidade quando na verdade a qualidade ambiental é pior.

No caso de estudos de impacto ambiental em que há participação de efluentes ricos em fertilizantes/adubos ou esterco, como é o caso de efluentes agrícolas ou de sistemas de produção (tanques de aquicultura, por exemplo), os índices de diversidade poderiam ser aplicados para se verificar o efeito do aumento de nutrientes sobre a comunidade bentônica. Isto porque se esperaria que a equitabilidade da comunidade diminuísse em função do aumento da entrada de nutrientes e matéria orgânica, provocando o aumento da dominância de espécies tolerantes ao enriquecimento orgânico e conseqüentemente, diminuindo a diversidade da comunidade.

b) Índices Bióticos

Os índices, de uma forma geral, foram desenvolvidos com base em padrões gerais de tolerância, distribuição geográfica e valor indicativo do organismo bioindicador. O uso de índices bióticos começou a ser importante a partir da metade da década de 70, quando a maioria dos países europeus rejeitou os índices de diversidade e de saprobidade, adotando então os índices bióticos e o sistema de "scores". Este sistema é baseado na atribuição de um valor (*score*) para cada bioindicador de acordo com sua tolerância ao impacto. Em 1975, foi criada uma comissão européia com o objetivo de padronizar os métodos de avaliação ambiental, surgindo então o Índice Biótico Estendido (IBE) como método referencial. Na França, entretanto, o IBE foi rejeitado e em seu lugar foi criado o "Indice Biotique", que posteriormente serviu de base para o desenvolvimento do Índice Biótico Belga (IBB). Outro produto surgido da referida comissão de 1975 foi o índice biótico inglês BMWP (Biological Monitoring Working Party), criado a partir de outros índices pré-existentes (Metcalf, 1989).

Uma das principais preocupações no estabelecimento de índices de qualidade da água seja unicamente em base biológica ou através de métodos matemáticos, é tornar as avaliações ecológicas com fins de rotina aplicáveis para pessoal não especializado na área. Os índices de qualidade da água têm sido formulados para fornecer uma técnica de rotina para uso no monitoramento de água. A principal vantagem dos índices bióticos é fornecer uma expressão numérica de uma resposta biológica que pode ser facilmente compreendida por especialistas e leigos na área de biomonitoramento. O seu cálculo geral é feito de forma que são

dados valores de tolerância ou intolerância aos organismos de uma amostra, com base nas respostas em relação ao poluente em questão (poluição por esgoto doméstico, por exemplo). A soma dos valores individuais (geralmente multiplicados pela abundância de cada táxon considerado) fornece então uma medida através da qual o estado de degradação de um local pode ser determinado a partir de níveis de classificação pré-estabelecidos.

Deve-se ressaltar que o conhecimento sobre a resposta dos táxons a diferentes fatores é necessário para que se seja capaz de separar os efeitos da poluição dos efeitos de variáveis naturais que afetam a estrutura da comunidade. Portanto, ao se estabelecer valores de tolerância para um determinado táxon, é necessário que haja uma avaliação precisa dos aspectos bio-ecológicos do mesmo. Além de serem específicos para um tipo de poluição, os valores de tolerância usados em índices bióticos são também geralmente específicos para a área geográfica na qual se desenvolveram. Assim, a extrapolação de um índice para outras regiões obrigatoriamente requer ajustes em seus valores, de acordo com as diferentes condições climáticas e ambientais da nova região. No Brasil, o Centro Tecnológico de Minas Gerais (CETEC), fez uma adaptação do BMWP para a bacia hidrográfica do Alto Rio das Velhas. Este trabalho será melhor detalhado a seguir, no item 6) a).

Um grande obstáculo para a elaboração de índices bióticos é a identificação de bons indicadores, devido à sensibilidade variada dos táxons. Esta sensibilidade varia de acordo com diferentes fases do ciclo de vida (De Nicola et al., 1986 *apud* Graça & Coimbra, 1998), idade (Jarboe & Romaine, 1991 *apud* Graça & Coimbra, 1998) ou entre populações (Münzinger & Monicelli, 1991 *apud* Graça & Coimbra, 1998). Além disso, os potenciais bioindicadores podem responder de maneira diversa a diferentes estressores. Numa escala mais ampla, interações bióticas e condições ambientais, como a temperatura (Pilgrim & Burt, 1993), também podem afetar a sobrevivência e/ou a tolerância a condições estressantes. Portanto, a aplicação de um índice desenvolvido para outra região geográfica e para diferentes tipos de poluição pode ser questionável. Deste modo, a adaptação de índices pré-desenvolvidos e/ou a criação de novos índices é de suma importância para uma nova região geográfica a ser avaliada.

Uma outra dificuldade é determinar quando um local potencialmente impactado pode ser considerado "recuperado". De acordo com Graça & Coimbra (1998), isto pode ser verificado através da análise de agrupamento (*cluster analysis*),

investigando se um determinado ponto a jusante de um impacto está agrupado com um local tido como referência (minimamente perturbado). Ainda segundo estes autores, as espécies reofílicas (associadas a ambientes de correnteza e bem oxigenados) são tradicionalmente importantes para os índices bióticos. Estas espécies são altamente dependentes de oxigênio, correnteza e do tamanho da partícula do substrato (De Pauw & Vanhooren, 1983). Nesta categoria podemos incluir todos os Plecoptera, alguns Ephemeroptera e Trichoptera. Por outro lado, a piora da qualidade da água pode levar à eliminação destes táxons e ao aumento da abundância de espécies mais tolerantes e geralmente associadas com condições lênticas: tolerantes a baixas concentrações de oxigênio, partícula 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 quironomídeos do gênero *Chironomus*, e os táxons que respiram oxigênio atmosférico (muitos coleópteros e hemípteros). Outra característica que pode explicar a presença de Coleoptera e Hemiptera em locais fortemente impactados é o seu "isolamento" da água por meio de um filme de ar, minimizando o contato com a água e seus poluentes (Graça & Coimbra, 1998).

Segundo Metcalfe (1989), o índice ideal seria aquele que combinasse uma medida quantitativa de diversidade de espécies com uma informação qualitativa das sensibilidades ecológicas de espécies individuais em uma única expressão numérica que possa ser estatisticamente analisada. Este tipo de índice é essencialmente encontrado na avaliação biótica.

b.1) Aplicação do BMWP e do BMWP-ASPT

O índice biótico BMWP é atualmente um dos mais populares. Este é um índice qualitativo, que considera apenas a presença/ausência de famílias de macroinvertebrados bentônicos. A cada uma das famílias discriminadas no índice, é atribuído um valor de 1 a 10, de acordo com seu grau de tolerância ou sensibilidade a poluentes orgânicos (sendo 1 o valor atribuído para os organismos mais tolerantes, e 10 o valor atribuído para os organismos mais sensíveis ao impacto). Assim, após a identificação das famílias presentes numa amostra, dá-se o valor atribuído a todas as famílias encontradas que constam no índice. No final, faz-se um somatório dos valores obtidos, e então se tem o valor final para o local amostrado, o qual corresponde ao seu nível de integridade e qualidade ambiental. Este valor final pode então ser comparado com o valor final de outros pontos de

coleta, caso se pretenda estabelecer um gradiente de integridade ambiental. Portanto, o BMWP é útil para se comparar locais com diferentes graus de integridade.

Após o estabelecimento do BMWP, foi criado o BMWP-ASPT (Average Score Per Taxon), que nada mais é do que o valor final obtido no cálculo do BMWP, dividido pelo número de famílias presentes na amostra que possuem valores no mesmo, ou seja, corresponde à média dos valores de cada família encontrada. O ASPT foi adicionado ao BMWP com o intuito de torná-lo mais eficiente e realista (Walley & Hawkes, 1997).

4. Os Protocolos de Avaliação Rápida (PAR)

O uso de macroinvertebrados nos programas de biomonitoramento da América do Norte seguiu a tradição das avaliações qualitativas até aproximadamente a década de 70; nesta época, a ênfase dos EUA transferiu-se para pesquisas envolvendo amostragens e análises quantitativas (Resh & Jackson, 1993). Estas incluíam tipicamente a testagem de hipóteses formais as quais necessitavam de unidades amostrais com réplicas e detalhadas análises estatísticas. Entretanto, estudos recentes indicam um renovado interesse na adoção de algumas pesquisas qualitativas (talvez para evitar o alto custo e a lentidão naturais das pesquisas quantitativas), que têm sido incorporadas em novas pesquisas conhecidas geralmente como “Programas de Avaliação Rápida” (PAR).

A idéia destes protocolos surgiu em dezembro de 1986, quando a agência ambiental dos Estados Unidos (EPA - *Environmental Protection Agency*) iniciou um grande estudo das agências de monitoramento de águas superficiais. O relatório final, intitulado “*Surface Water Monitoring: A Framework for Change*” (USEPA, 1987), enfatizava a reestruturação dos programas de monitoramento existentes, dando especial atenção à toxicologia, a impactos de fontes não pontuais, e ao registro dos “resultados ambientais”. O relatório também continha recomendações específicas para as mudanças necessárias. Dentre as principais, destacam-se:

1. a elaboração de um guia de avaliações custo-efetivas para a identificação de problemas e de tendências de avaliação; e
2. a aceleração, o desenvolvimento e a aplicação de técnicas de monitoramento biológico promissoras.

Em resposta a estas recomendações, a “Divisão de Avaliação e Proteção das Bacias Hidrográficas” desenvolveu os protocolos de bioavaliação rápida (RBPs), criados para fornecer dados básicos sobre a vida aquática, para fins de qualidade de água e gerenciamento de recursos hídricos. A partir deste material, em 1989 foi publicado o documento de Plafkin e colaboradores.

De modo geral, os procedimentos de avaliação rápida têm como principal objetivo a redução de custos na avaliação ambiental de um local ou grupos de locais, sem no entanto privar os estudos de rigor técnico-científico. Além disso, eles podem ser aplicados em pesquisas onde existe a necessidade de resultados rápidos, tais como em decisões de gerenciamento; são úteis também para facilitar a transferência de conhecimento para gerenciadores e público em geral; fornecem dados de vários locais para pesquisas de campo; e também podem ser aplicados no desenvolvimento de metodologias em prol da conservação ambiental.

Nos PAR, é estabelecido, *a priori*, um limite considerado normal, baseado em valores obtidos de locais minimamente perturbados (locais de referência). As diferenças entre os valores observados e os valores esperados em locais-controle ou a partir de condições de referência são uma medida do nível da saúde ambiental (Plafkin et al., 1989).

Vários pesquisadores defendem o uso dos PAR em estudos-piloto ou para pesquisas em áreas onde chaves taxonômicas e suporte logístico são de difícil obtenção. Por outro lado, os seus críticos argumentam que eles dificilmente poderiam substituir estudos baseados em testes de hipótese, amostras com réplicas e análises estatísticas. Segundo Rosenberg & Resh (1993), a credibilidade em qualquer programa de avaliação rápida depende da sua capacidade em detectar perturbações ambientais fora dos limites de variabilidade natural.

O reduzido esforço amostral associado com os protocolos de avaliação rápida geralmente levará à subestimação da riqueza taxonômica (COURTEMANCH, 1996). Entretanto, os táxons raros contribuem com pouca informação para estudos com o objetivo de detectar diferenças na composição da comunidade (BARBOUR & GERRITSEN, 1996). O tamanho amostral não é um tópico tão importante para o biomonitoramento como é para estudos de conservação da biodiversidade, nos quais o registro de táxons raros é importante (MAGURRAN, 1991).

Como fonte principal para consulta do Protocolo de Avaliação Rápida, o leitor pode acessar a página <http://www.epa.gov/owow/monitoring/rbp/> - cujo relatório do capítulo 7 se refere ao protocolo de avaliação rápida para macroinvertebrados (Barbour et al., 1999). O protocolo que utiliza macroinvertebrados bentônicos se tornou o mais popular entre as agências de recursos hídricos americanas, desde 1989 (Southerland & Stribling, 1995). Este protocolo descreve os procedimentos de coleta de macroinvertebrados em rios, de acordo com o tipo de microhabitat a ser amostrado, e seus respectivos coletores.

Várias técnicas de avaliação rápida adotam uma pesquisa multimétrica, utilizando um conjunto de medidas bioindicadoras simples para avaliar a degradação ambiental. Sivaramakirshnan et al. (1996) apresentam uma revisão dos métodos de "RAP" para o Rio Kaveri na Índia.

Para serem incorporadas a um sistema multimétrico de avaliação ambiental, as medidas bioindicadoras devem refletir a degradação de maneira confiável e precisa (Thorne & Williams, 1997).

Nos últimos anos, tem havido um grande interesse nas técnicas de avaliação rápida para o monitoramento da qualidade da água em países em desenvolvimento (Chessman, 1995). O baixo custo de tais pesquisas as torna muito atrativas nestes países. Resh (1995) é um dos que defendem a aplicação destes protocolos em países em desenvolvimento e recentemente industrializados, enfocando o uso de macroinvertebrados bentônicos e os procedimentos de avaliação rápida a fim de fornecer informações acuradas nas pesquisas de efeitos da poluição numa fração do custo e do conhecimento técnico requerido em relação a outras abordagens de avaliação (ex. análise físico-química da água).

5. Os modelos preditivos e o RIVPACS

O gerenciamento de águas envolve aspectos que afetam o ambiente aquático (principalmente rios) tais como: suprimento de água, controle de fluxo, purificação de efluentes, despejo de resíduos e lazer. Além disso, mudanças no canal do rio, como drenagem das margens, desenvolvimento urbano e mudanças de grande escala no uso da terra para agricultura provocam grandes impactos nos cursos d'água. Assim, o gerenciamento hídrico tem uma necessidade de prever as prováveis respostas da biota aquática a todos estes impactos que porventura sejam gerados. Também há carência por informação sobre aspectos

ecotoxicológicos a fim de se avaliar os efeitos dos compostos tóxicos sobre fauna e flora do rio e prever as possíveis conseqüências para o ambiente como um todo.

É com base nesta filosofia de previsibilidade dos efeitos negativos de impactos antropogênicos sobre os rios que foi desenvolvido o modelo preditivo RIVPACS (River Invertebrate Prediction And Classification System). Criado na Grã-Bretanha, em 1993, este modelo tem como principal objetivo avaliar a condição ecológica de um rio através da previsão da presença de famílias de macroinvertebrados esperada na ausência de distúrbio ambiental. Com o uso de modelos preditivos, é possível se prever o tipo de comunidade de invertebrados esperada em um local, por meios de critérios físicos e químicos da água. Este tipo de modelo também pode prever a probabilidade de ocorrência de espécies de macroinvertebrados em novos locais a partir de características ambientais conhecidas (Wright et al., 1993).

A base de dados do RIVPACS compreende uma lista de espécies de 481 locais não impactados da Grã-Bretanha associada com dados físicos e químicos para cada local. A comunidade de macroinvertebrados esperada é então comparada com a comunidade encontrada e a razão de famílias observadas por famílias esperadas (O/E) é utilizada como uma medida de condição ambiental (Wright et al., 1984).

A grande vantagem dos modelos preditivos é que, em rios poluídos, a capacidade de previsão do tipo de comunidade que se estabeleceria caso os rios não fossem poluídos serviria como uma base de dados para futuras avaliações de melhoramento da qualidade da água. Outra vantagem é que o modelo pode ser adaptado para fornecer valores para a maioria dos índices bióticos baseados em macroinvertebrados comumente utilizados (Armitage, 1996). O RIVPACS também pode ser usado para simular a resposta de um táxon ou de um grupo de táxons a uma única variável ambiental ou a um grupo de variáveis. Isto pode fornecer uma visão sobre os valores críticos de uma variável em particular (Armitage, 1989).

Na Austrália, foi feita uma adaptação do modelo inglês, denominada AusRivAS, que se baseia fundamentalmente nos mesmos princípios do RIVPACS original, porém apresenta algumas adaptações (Smith et al., 1999). As principais diferenças entre os dois modelos são: a identificação dos macroinvertebrados até o nível de

família apenas (enquanto que o RIVPACS chega até o nível de espécie); e a coleta em dois dos principais habitats aquáticos, como canais e zonas de correnteza, que são amostrados e processados separadamente no AusRivAS, ao contrário do modelo original, que não faz esta separação. Em Smith et al. (1999), foi observado que o AusRivAS foi capaz de distinguir apenas locais ecologicamente íntegros ou não perturbados daqueles extremamente perturbados. Os autores também verificaram que distúrbios mais sutis tais como erosão, enriquecimento moderado de nutrientes e sedimentação são mais difíceis de serem detectados.

Segundo Marchant et al. (1995), a identificação em nível de família é suficiente para discriminar os agrupamentos por pontos amostrais e suas respectivas comunidades de macroinvertebrados. A razão para se separar as amostras por habitats aquáticos parte do princípio de que cada habitat possui uma comunidade característica e que, dentro de uma dada região, as diferenças entre habitats são maiores do que as diferenças entre os pontos amostrais.

A fim de aumentar a sensibilidade dos modelos preditivos, Smith et al. (1999) sugerem o aumento da densidade de locais de referência (minimamente impactados), como uma maneira de diminuir erros estocásticos (imprevisíveis ou que ocorrem ao acaso), apesar de reconhecerem a dificuldade de se encontrar tais locais em regiões desenvolvidas, sendo este um grande empecilho para a avaliação biológica; e a combinação de dados de duas ou mais estações do ano, com o objetivo de aumentar os valores de "E" (número de famílias esperadas de macroinvertebrados). Entretanto, ainda segundo Smith et al. (1999), esta medida reduz a probabilidade de que o distúrbio será detectado, porque os pulsos de poluição podem ser perdidos mais facilmente, além da avaliação se tornar mais cara e lenta.

Uma última proposta citada para o melhoramento dos modelos preditivos é a utilização de dados de abundância logaritimizados ao invés de dados de presença e ausência, como forma de aumentar a sensibilidade a distúrbios sutis, que não seriam percebidos. Assim, quanto mais refinadas forem as classificações para perceber padrões das comunidades de macroinvertebrados, melhores serão as previsões e avaliações dos modelos utilizados.

No Brasil, os estudos com modelos preditivos ainda não foram plenamente desenvolvidos, sendo muito raros. A necessidade de coleta em muitos pontos íntegros, como o que foi feito para a Grã-Bretanha no modelo original, dificulta

enormemente a sua aplicação em nosso país. Esta dificuldade provavelmente se explica pela falta de recursos financeiros e de um número suficiente de pessoal treinado para a coleta.

6. Estudos de Caso no Brasil

A seguir são apresentados, de forma resumida, seis estudos de caso sobre biomonitoramento desenvolvidos em bacias hidrográficas brasileiras, e dois programas de monitoramento de qualidade de água desenvolvidos por duas agências ambientais (FEEMA e CETESB). O objetivo é mostrar a aplicação dos conceitos e metodologias descritas anteriormente, a fim de que o leitor possa ter uma noção dos trabalhos aqui desenvolvidos, juntamente com as devidas adaptações para a nossa realidade.

a) Adaptação do índice biótico BMWP – Minas Gerais

Junqueira & Campos (1998)

Neste trabalho, o índice biótico BMWP (Biological Monitoring Working Party) foi adaptado pela Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais/CETEC para a Bacia do Alto Rio das Velhas (MG). Neste estudo, as características físico-químicas da água foram relacionadas com a frequência de ocorrência dos organismos macroinvertebrados da comunidade bentônica, para se calcular a sua valência sapróbica (grau de tolerância à poluição). Na adaptação dos *scores* para a fauna brasileira, alguns valores foram modificados em relação ao índice original. Além disso, algumas famílias foram introduzidas, pois não ocorriam na Inglaterra (local de origem do BMWP). Os autores atribuem as diferenças na ocorrência das famílias às diferentes tolerâncias à poluição orgânica (esgotos domésticos, por exemplo). Neste estudo também é proposto um sistema de classificação da qualidade da água com base no *score* total obtido pelo índice BMWP-CETEC. No trecho de bacia estudado, foi observado um decréscimo da qualidade desde as cabeceiras da Bacia do Rio das Velhas até seus tributários, muitos deles severamente contaminados por poluentes orgânicos.

Embora não forneça uma resposta muito precisa, uma vez que o nível de identificação taxonômica se restringe ao nível de família, os autores consideram o BMWP-CETEC válido para a região de estudo. As vantagens da aplicação do índice são que ele requer baixo conhecimento taxonômico (pois os organismos

são identificados apenas ao nível de família) e fornece rápidas respostas para o gerenciamento de bacias hidrográficas. Estas vantagens são interessantes para programas de treinamento de monitores ambientais e estudantes das áreas de limnologia e gestão de recursos hídricos.

b) Aplicação de um índice multimétrico no Rio Tietê – São Paulo

Thorne & Williams (1997)

O índice multimétrico é aquele composto por várias medidas bioindicadoras. Em geral, estes índices são usados em técnicas de avaliação rápida, sendo a base dos Protocolos de Avaliação Rápida (PAR). Uma vantagem do sistema multimétrico é que todo o gradiente de poluição pode ser efetivamente avaliado apesar da limitação de sensibilidade de algumas medidas bioindicadoras. A sensibilidade das medidas pode ser definida como a sua capacidade em distinguir corretamente o local impactado do local não impactado, através da sua mudança de valor para cada local avaliado (vide Tabela 1 – pág. 39).

No trabalho de Thorne & Williams (1997), algumas medidas bioindicadoras foram avaliadas para as condições locais de regiões de três países em desenvolvimento, entre elas o Rio Tietê, no Estado de São Paulo. Após a avaliação e adaptação das medidas bioindicadoras para a fauna brasileira, foi proposto e testado um índice multimétrico para a região.

Dos cinco pontos de coleta avaliados no rio Tietê, dois foram classificados como não-impactados (17 famílias presentes), um como levemente impactado (12 famílias presentes) e dois como severamente impactados (5 famílias presentes).

De maneira geral, os resultados obtidos indicaram um bom desempenho das medidas de riqueza, de similaridade e de índices bióticos, enquanto que as enumerações, índices de diversidade e medidas tróficas não apresentaram bom desempenho na distinção entre locais impactados e locais-referência. De acordo com os autores, a explicação para o mau desempenho das enumerações é a sua dependência de dados de abundância. Como os macroinvertebrados geralmente possuem distribuição agregada nos rios e riachos, o seu número pode variar muito entre as amostras, e assim resultar em valores tendenciosos nas enumerações.

Embora o índice biótico BMWP tenha sido empregado neste estudo com sucesso, os autores ressaltam a necessidade de adaptação do índice para a fauna local, a fim de melhorar o seu desempenho.

Uma observação interessante destacada pelos autores foi que a mudança no número de famílias e indivíduos de macroinvertebrados bentônicos ao longo do gradiente de poluição corresponde muito às mudanças verificadas nos países de clima temperado. Outro resultado obtido foi o grande número populacional encontrado em níveis intermediários de poluição; já em locais extremamente poluídos, apenas os organismos resistentes a condições tóxicas e anóxicas permaneceram. Exemplos de famílias resistentes presentes na classe de pior qualidade de água foram: Gyrinidae (Coleoptera); Chironomidae, Ceratopogonidae, Stratyomidae, Psychodidae (Diptera); Corixidae (Hemiptera); Thiaridae (Mollusca).

Thorne & Williams (1997) também destacam que, ao nível taxonômico de família, a comunidade de macroinvertebrados dos rios estudados parece ser similar quanto as suas respostas à poluição em relação a outras partes do mundo. Segundo os autores, isto sugere que metodologias de monitoramento biológico baseadas em identificações ao nível de família – que foram úteis em outras partes do mundo – podem se constituir num ponto de partida para o desenvolvimento de sistemas de monitoramento nos países em desenvolvimento.

c) Monitoramento de organoclorados no Rio Pardo – Ribeirão Preto (SP)

Avelar et al., 1998

O objetivo deste estudo foi avaliar uma possível contaminação do Rio Pardo (SP) por compostos organoclorados de efluentes domésticos urbanos, usando-se como bioindicador o bivalve *Anodontites trapesialis* (Lam, 1819). Os compostos organoclorados são muito lipossolúveis, tendo grande capacidade de acumular-se no tecido adiposo de animais. No caso deste estudo, o uso deste macroinvertebrado no biomonitoramento é indicado porque eles são sedentários, se enterram no sedimento e filtram grandes quantidades de água. Estes moluscos costumam se enterrar na lama ou argila em áreas de remanso, e se alimentam de partículas em suspensão na água, principalmente fitoplâncton.

Neste estudo, desenvolvido no Rio Pardo (SP), 21 espécimes foram colados

com cola epoxy a uma linha de nylon e enfileirados no fundo do rio. Quatro animais eram retirados bimensalmente para análise de organoclorados. Outros quatro animais também eram retirados de um tanque purificado para serem usados como grupo controle. A análise da concentração de organoclorados nos bivalves foi feita por cromatografia gasosa.

Não foi detectada a presença de organoclorados nos moluscos avaliados. Os autores atribuem este resultado aos seguintes fatores:

- 1) um dos pontos de coleta era uma região predominantemente de pastagem, não possuindo, portanto, atividades agrícolas de grande porte, tais como culturas de cana ou de laranja ao longo das margens do rio;
- 2) a baixa declividade ao longo do gradiente longitudinal e a pouca correnteza na área de estudo, a qual apresenta várias regiões de poções, evitando que os compostos organoclorados atingissem os pontos de coleta;
- 3) a distância da área de estudo em relação às áreas com atividade agrícola (10 km acima); e
- 4) como os compostos organoclorados possuem baixa solubilidade em água, são rapidamente absorvidos pelo sedimento ou matéria animal/vegetal.

Os autores concluem que, no trecho estudado, o Rio Pardo apresenta grande quantidade de matéria orgânica proveniente de esgotos da cidade de Ribeirão Preto (baixa concentração de oxigênio dissolvido), em detrimento da presença de organoclorados nestes efluentes. Além disso, acrescentam que alguns cuidados devem ser tomados na escolha da área de estudo para avaliação destes pesticidas, tais como: escolher áreas próximas a áreas agrícolas; analisar a distância relativa entre áreas de pastagem e agrícolas; e avaliar características fisiográficas inerentes ao rio estudado (declividade do terreno, áreas de corredeira e de remanso).

d) Avaliação de impacto na Bacia do Rio Guapimirim – Rio de Janeiro

Buss et al., 2002

Neste estudo, a comunidade de macroinvertebrados bentônicos foi utilizada como bioindicadora para se avaliar a qualidade da água na Bacia do Rio

Guapimirim, no Estado do Rio de Janeiro. Este rio deságua na Baía de Guanabara, sendo um importante contribuinte para o sistema de abastecimento desta baía, além de influir diretamente na qualidade da água da mesma.

A análise estatística utilizada para reunir os dados biológicos, físico-químicos e de degradação ambiental foi a Análise de Correspondência Canônica. De acordo com esta análise, as variáveis que apresentaram as relações mais fortes com a comunidade bentônica foram: oxigênio dissolvido, cloretos e o índice de degradação ambiental – o *River Channel Environment Index*, ou RCE, desenvolvido por Petersen (1992).

Das medidas bioindicadoras empregadas, a riqueza taxonômica e a diversidade (medida pelo índice de Shannon) diminuíram ao longo do gradiente longitudinal do rio Guapimirim, em função do maior aporte de nutrientes (amônia, nitrito e ortofosfato), da queda na concentração de oxigênio dissolvido e do aumento na demanda bioquímica de oxigênio (DBO). Isto foi provocado principalmente pela entrada de efluentes domésticos e industriais ao longo da bacia.

Dentre os macroinvertebrados, os gêneros exclusivos do ponto de coleta mais limpo e preservado foram: *Caenis*, *Askola*, *Thraulodes* (Ephemeroptera); *Gryopteryx*, *Macrogynoplax* (Plecoptera); *Barypenthus*, *Macronema*, *Marilia* e *Polyplectropus* (Trichoptera). É interessante notar que todos esses gêneros pertencem às ordens tidas como mais sensíveis à poluição (de maneira geral). Confirmando esta premissa, temos que a medida bioindicadora “riqueza de EPT” (riqueza de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) decresceu com o aumento da poluição. Por outro lado, os organismos mais tolerantes, pertencentes à pior classe de água, foram os da família Chironomidae (Diptera), com dominância de 97% do total dos indivíduos nas amostras. Os organismos tolerantes a condições moderadas de poluição foram: Simuliidae, Odonata e moluscos (*Physa*, *Biomphalaria*, *Melanoides*).

Quanto às categorias funcionais de alimentação, os grupos com maior número de representantes foram os coletores-pegadores e os coletores-filtradores, representados respectivamente pelas famílias Chironomidae e Simuliidae (Diptera). Segundo os autores, isto é atribuído à tolerância dessas famílias ao estresse antropogênico e à sua capacidade de colonização rápida. Já os fragmentadores foram os que menos contribuíram para a composição da comunidade. Isto seria explicado pela ocorrência de enxurradas, que carreariam o seu substrato

(folhiço), limitando o alimento e o abrigo destes organismos; e o seu ciclo de vida longo, em conjunto com sua lenta colonização.

e) Biomonitoramento no Rio Gravataí – Rio Grande do Sul

Bendati et al., 1998

O Rio Gravataí, localizado na área metropolitana de Porto Alegre, foi escolhido para o emprego do biomonitoramento neste estudo. Assim como em outros rios localizados em metrópoles, o Gravataí era severamente afetado por efluentes urbanos e industriais. Os autores encontraram um menor valor do índice de diversidade (Índice de Shannon) na estação seca, o que pode ser atribuído à menor vazão do rio, concentrando os poluentes, e reduzindo a concentração de oxigênio dissolvido. No entanto, os autores chamam a atenção para o fato de que outros fatores, como velocidade da correnteza, profundidade, penetração da luz, matéria orgânica, etc. podem afetar bastante as características do sedimento e a distribuição de macroinvertebrados na ausência de contaminação química.

Outro ponto destacado neste trabalho é que os índices de diversidade são adequados para efluentes específicos, mas a sua interpretação pode ser errônea em caso de efluentes não-seletivos. Assim, no caso de contaminação por vários poluentes, o índice de Shannon pode apresentar uma diversidade mais alta quando na verdade a qualidade ambiental é pior. Apesar disso, o uso de um índice de diversidade pode auxiliar na redução de dados a serem interpretados, e em combinação com outros indicadores (riqueza de espécies, ocorrência individual de espécies e abundância) permitem a interpretação de condições ambientais e os efeitos visíveis nos macroinvertebrados.

De maneira geral, a pesquisa revelou uma mudança espacial na estrutura da comunidade ao longo do gradiente longitudinal da bacia do Rio Gravataí, isto é, a qualidade da água tendeu a piorar na direção cabeceiras – foz.

f) Biomonitoramento no Rio Doce (Minas Gerais)

Marques & Barbosa, 2001

A bacia do Rio Doce localiza-se no sudeste brasileiro, entre os estados de Minas Gerais e Espírito Santo. O trecho médio desta bacia concentra vários problemas

de impacto tais como o intenso desmatamento da Mata Atlântica e atividades econômicas e urbanas degradadoras. Neste trabalho, Marques e Barbosa avaliaram a qualidade da água nesta bacia usando-se a comunidade de macroinvertebrados bentônicos juntamente com medidas físicas e químicas da água. Das medidas biológicas, foram aplicadas as seguintes: 1) Dominância de organismos indicadores de poluição - DPI, que significa a porcentagem de indivíduos pertencentes a grupos considerados indicadores de poluição (o gênero de molusco *Physa*, a família Chironomidae e a classe Oligochaeta); o Índice de Tolerância de Família (FTI em inglês), cujo valor varia de 0 a 10, e aumenta de acordo com a diminuição da qualidade da água; e 3) os seguintes agrupamentos funcionais tróficos: Índice de Fragmentadores (medida que tende a decrescer com a piora da qualidade da água); Índice de Filtradores (tende a aumentar com o aumento da entrada de matéria orgânica); e Índice de Raspadores (tende a diminuir com o decréscimo da qualidade da água). Todos estes índices tróficos correspondem à porcentagem destas categorias em relação ao número total de indivíduos numa amostra.

Quanto aos resultados, são destacados os seguintes: 1) na maioria dos locais amostrados, o DPI não atingiu valores altos, assim como para o FTI; 2) a abundância de fragmentadores foi baixa, sendo que eles foram ausentes em 62.4% das amostras; 3) os filtradores foram o grupo mais freqüente e abundante, sendo registrados em todas as estações amostrais; 4) os raspadores foram bem mais abundantes do que os fragmentadores, estando ausentes em apenas 15.3% das amostras.

De maneira geral, os autores observaram que os locais extremamente degradados possuíam altos valores de indicadores de qualidade de água ruim (dominância, tolerância, abundância relativa e filtradores). Este resultado está de acordo com aqueles obtidos para os parâmetros físico-químicos, que apontaram os mesmos locais como os mais eutrofizados, com baixo oxigênio dissolvido, alta condutividade, e elevados níveis de nutrientes.

Quanto à sensibilidade das medidas bioindicadoras, as medidas indicativas de boa qualidade de água (Índice de Fragmentadores e Índice de Raspadores) não foram muito sensíveis, provavelmente, segundo os autores, devido ao alto nível de degradação ambiental em toda a bacia do Rio Doce, onde nenhum local é completamente despoluído. Em relação a essas medidas, ainda é acrescentado que a porcentagem de fragmentadores está sujeita ao "Conceito do Rio Contí-

nuo" (Vannote et al., 1980), onde os grandes rios naturalmente possuiriam menos fragmentadores do que os pequenos. Tal fato comprometeria a validade desta medida como indicativa de distúrbio, pois a baixa abundância de fragmentadores em grandes rios poderia ser explicada tanto por fatores naturais como por impactos ambientais (por ex: desmatamento da mata ciliar). A taxa de raspadores também estaria associada ao tipo de impacto ambiental. Assim, um aumento na abundância do perífiton em função de um enriquecimento mediano de nutrientes elevaria a abundância de raspadores, contrariando o seu esperado decréscimo.

Marques e Barbosa (2001) concluem que as medidas bioindicadoras utilizadas foram úteis na distinção entre os locais de melhor e pior qualidade de água, mas em locais de degradação intermediária, elas não funcionaram bem. Neste caso, a análise de agrupamento foi necessária para separar os locais em três grupos distintos: locais altamente poluídos, locais intermediários e os locais menos impactados.

g) FEEMA – Rio de Janeiro

A Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente – FEEMA, monitora regularmente os principais corpos hídricos do Estado do Rio de Janeiro. Dentre esses, aqueles que incluem a utilização da biota como bioindicadora, destaca-se: a bacia do Rio Paraíba do Sul (calha principal); a sub-bacia do Rio Guandu; o Reservatório de Funil e a Lagoa Rodrigo de Freitas. Nestes locais são avaliados vários parâmetros físico-químicos indicativos de poluição orgânica e de substâncias tóxicas (metais pesados, micropoluentes orgânicos e pesticidas orgnoclorados). Também estão incluídos parâmetros biológicos, como o fitoplâncton e os macroinvertebrados bentônicos.

Em 29 de março de 2003, um acidente causado pelo derramamento de 1,4 milhões de m³ de efluente industrial, composto basicamente por licor de madeira e soda cáustica, proveniente do rompimento da barragem de rejeitos da Fábrica Cataguazes de Papel, localizada no Município de Cataguazes, Estado de Minas Gerais, afetou a qualidade das águas dos rios Pomba e Paraíba do Sul, provocando, conseqüentemente, a interrupção de água potável para uma população de aproximadamente 600.000 habitantes, em 8 (oito) Municípios localizados no trecho norte e noroeste fluminense. Após alguns meses do acidente, a FEEMA registrou, através do monitoramento, um decréscimo significativo das concentra-

ções dos parâmetros físicos e químicos indicadores da poluição provocada pelo acidente. Isto permitiu, com base na Resolução CONAMA N. 20/86, classe 3, a liberação das captações para o abastecimento de água com tratamento convencional. No entanto, visando acompanhar a qualidade das águas do rio Pomba e do rio Paraíba do Sul, a FEEMA também pretende implantar um monitoramento especial de qualidade de água, que incluirá, também, coleta de amostras para avaliação qualitativa e quantitativa de macrobentos e fitoplâncton e qualitativa da ictiofauna, visando avaliar o comprometimento da biota.

h) CETESB – São Paulo

A CETESB, agência ambiental do Estado de São Paulo, monitora rotineiramente as águas interiores deste Estado. Desde 1974, o Índice de Qualidade das Águas (IQA) é adotado para monitoramento pela CETESB. Este índice é baseado em dados físico-químicos, como: temperatura da amostra, pH, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio (5 dias, 20°C), coliformes fecais, nitrogênio total, fósforo total, resíduo total e turbidez. Através do resultado final do IQA, as águas são classificadas em cinco classes de qualidade: ótima, boa, aceitável, ruim e péssima, segundo o valor final do índice obtido.

A partir de 1998, a CETESB iniciou o desenvolvimento de dois novos índices de qualidade de água: o IAP (Índice de Qualidade de Água Bruta para fins de Abastecimento Público) e o IVA (Índice de Proteção da Vida Aquática). Estes dois novos índices compõem, em conjunto com o índice de balneabilidade, o IBQA (Índice Básico de Qualidade das Águas). A inserção destes novos índices na rotina de monitoramento da qualidade das águas pela CETESB considerou a importância dos usos da água para abastecimento doméstico e preservação da vida aquática, tendo como objetivo aperfeiçoar a avaliação ambiental para o controle e o gerenciamento dos recursos hídricos (CETESB, 2002).

O IVA considera dois grupos de parâmetros importantes para a manutenção e preservação da vida aquática: o grupo de substâncias tóxicas (metais pesados, surfactantes e fenóis) e o grupo de parâmetros essenciais (pH, oxigênio dissolvido e toxicidade); juntos, esses grupos formarão o IPMCA – Índice de Parâmetros Mínimos para a Preservação da Vida Aquática). Além do IPMCA, o Índice do Estado Trófico (IET) avalia e classifica os corpos d'água em diferentes graus de trofia, determinando assim o grau de eutrofização por meio do enriquecimento de nutrientes e seu conseqüente aumento de algas.

Além de empregar estes índices, baseados em parâmetros físico-químicos, desde o final da década de 70 a CETESB desenvolve estudos em diversos rios, relativos à caracterização biológica. Alguns exemplos de estudos utilizando a comunidade bentônica são: Rio Atibaia (Johnscher-Fornasaro et al., 1981); Rio Mogi-Guaçu (CETESB, 1980) e Rio Cubatão (Johnscher-Fornasaro & Zagatto, 1987).

A partir desses estudos, Navas-Pereira & Henrique (1996) constataram que, apesar da qualidade das águas dos rios e reservatórios estudados no Estado de São Paulo se enquadrarem algumas vezes em zonas semi-poluídas ou não poluídas, de modo geral essas águas eram inadequadas para a vida aquática, além de poderem apresentar problemas para o sistema de abastecimento doméstico.

7. Conclusões

Esta publicação não pretende, de forma alguma, esgotar o tema biomonitoramento, mas sim preencher uma lacuna na literatura nacional, fornecendo os primeiros passos na direção do conhecimento deste tipo de avaliação da qualidade de água. O conhecimento do biomonitoramento por parte de estudantes de limnologia e de gerenciamento de recursos hídricos é muito interessante, uma vez que este se consitiu numa técnica barata e eficaz, sendo bastante útil para aplicação em países em desenvolvimento.

Apesar de sua aplicação crescente em diversos ecossistemas aquáticos brasileiros, o biomonitoramento ainda terá que vencer algumas barreiras para se consolidar como uma metodologia de grande importância na avaliação de qualidade de água. A falta de investimentos em pesquisa básica traz empecilhos para o pleno desenvolvimento do monitoramento biológico. Como exemplos destas barreiras temos a carência de estudos taxonômicos que identifiquem e classifiquem a fauna brasileira, a fim de que a ecologia de macroinvertebrados bentônicos possa ser melhor compreendida. Com esse conhecimento, poderemos fazer inferências mais seguras sobre o grau de tolerância ou sensibilidade de determinados organismos aos poluentes e estressores ambientais nos ecossistemas aquáticos brasileiros.

Atualmente ainda existe uma grande carência de estudos desenvolvidos em bacias hidrográficas brasileiras, que façam adaptações das ferramentas desenvolvidas e aplicadas em países de clima temperado. Marques & Barbosa (2001) ressaltam o número limitado de estudos em ecossistemas tropicais para que seja

possível o desenvolvimento de protocolos de biomonitoramento regionais. Além disso, segundo estes autores, os parâmetros usados em avaliações de qualidade da água no Brasil freqüentemente são os mesmos desenvolvidos em regiões temperadas.

Desse modo, o presente trabalho teve como objetivo contribuir para o conhecimento do biomonitoramento de rios no Brasil, e suprir, ainda que de maneira insuficiente, a carência de literatura sobre biomonitoramento em língua portuguesa. Desta forma, foram compiladas as principais metodologias aplicadas no biomonitoramento de rios em geral, para que estas sejam conhecidas pelos estudantes de graduação e pós-graduação em limnologia e avaliação de qualidade de água. No entanto, é muito importante lembrar que são necessários mais estudos brasileiros para se aplicar e principalmente adaptar as metodologias para as nossas condições locais. Tais estudos deverão se desenvolver paralelamente ao desenvolvimento de pesquisa básica, principalmente nos campos da taxonomia e ecologia aquáticas.

Referências Bibliográficas

- ARMITAGE, P. D. The application of a classification and prediction technique based on macroinvertebrates to assess the effects of river regulation. In: GORE, J. A.; PETTS, G. E. (Ed.). **Alternatives in regulated river management**. Boca Raton: CRC Press, 1989. p. 267-293.
- ARMITAGE, P. D. Prediction of biological responses. In: PETTS, G. E.; CALLOW, D. (Ed.). **River biota: diversity and dynamics**. London: Blackwell Science, 1996. p. 231-252.
- AVELAR, W. E. P.; SOUZA, A. D. G. DE; LOPES, J. L. C.; CASANOVA, I. C. Biological monitoring of organochlorine pesticides using *Anodontites trapesialis* (Lam, 1819), (Bivalvia: Mycetopodidae) in a lotic environment – urban sewage. **Ciência e Cultura**, São Paulo, v. 50, n. 6, p. 452-456, 1998.
- BAPTISTA, D. F.; SILVEIRA, M. P.; NESSIMIAN, J. L.; BUSS, D. F.; EGLER, M. Perspectivas do uso do biomonitoramento para avaliação da saúde ambiental de ecossistemas aquáticos. In: WORKSHOP “ÁGUA, MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS”, 2000, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: UNIRIO, 2000.
- BARBOUR, M. T.; GERRITSEN, J. Subsampling of benthic samples: a defense of the fixed-count method. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 15, p. 386-391, 1996.
- BARBOUR M. T.; STRIBLING, J. B.; KARR, J. R. Multimetric approach for establishing biocriteria and measuring biological condition. In: DAVIS, W. S.; SIMON, T. P. (Ed.). **Biological assesment and criteria: tools for water resouce planning and decision-making**. Boca Raton: CRC Press, 1995. p. 63-77.
- BARBOUR, M. T.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B. D.; STRIBLING J. B. **Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish**. 2. ed. Washington, D.C.: U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water, 1999. Disponível em: <<http://www.epa.gov/owow/monitoring/rbp/>>. Acesso em: 03 dez. 2003.

BENDATI, M. M. A.; MAIZONAVE, C. R. M.; OLABARRIAGA, E. D.; ROSADO, R. M.. Use of the benthic macroinvertebrate community as a pollution indicator in the Gravataí River (RS, Brazil). **Verhandelingen der Internationale Vereinigte Limnologie**, v. 26, p. 2019-2023, 1998.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 20, de 18 de junho de 1986. **Diário Oficial da União**, 30 jul. 1986.

BROOKES, A.; SHIELDS JR., F. D. **River channel restoration**: guiding principles for sustainable projects. Chichester: J. Wiley, 1996. 433 p.

BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F.; SILVEIRA, M. P.; NESSIMIAN, J. L.; DORVILLÉ, L. F. M. Influence of water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrate assemblages in a river basin in south-east Brazil. **Hydrobiologia**, v. 481, p. 125-136, 2002.

CAIRNS JR., J.; VAN DER SCHALIE, W. H. Biological monitoring. Part I – Early warning systems. **Water Research**, v. 14, p. 1179-1196, 1980.

CAIRNS, JR., J.; PRATT, J. R. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. (Ed.). **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. London: Chapman & Hall, 1993. p.10-27.

CAIRNS, JR., J.; McCORMICK, P. V.; NIEDERLEHNER, B. R. A proposed framework for developing indicator of ecosystem health. **Hydrobiologia**, v. 263, p. 1-44, 1993.

CETESB. **Avaliação da situação atual de contaminação dos rios Mogi-Guaçu e Pardo e seus reflexos sobre as comunidades biológicas**. São Paulo: CETESB, 1980. 3 v. (CETESB. Relatório Técnico).

CETESB. **Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo**: 2002. São Paulo: CETESB, 2002. 274 p. (Série Relatórios). Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/rede_monitoramento.asp>. Acesso em: 25 nov. 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**, v. 20, p. 122-129, 1995.

CONNOR, E. F.; SIMBERLOFF, D. S. Species number and compositional similarity of the Galapagos flora and avifauna. **Ecological Monographs**, v. 48, p. 219-248, 1978.

COURTEMANCH, D. L. Commentary on the subsampling procedures used for the rapid bioassessments. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 15, p. 381-385, 1996.

DE PAUW, N.; VANHOOREN, G. Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium. **Hydrobiologia**, v. 100, p. 153-68, 1983.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.

GRAÇA, M. A. S.; COIMBRA, C. N. The elaboration of indices to assess biological water quality: a case study. **Water Research**, v. 32, n. 2, p. 380-392, 1998.

HARRIS, L. D. **The fragmented forest**. Chicago: University of Chicago Press, 1984.

HART, B. T.; MAHER, B.; LAWRENCE, I. New generation water quality guidelines for ecosystem protection. **Freshwater Biology**, v. 41, n. 2, p. 347-59, 1999.

HELLAWELL, J. Biological surveillance and water quality monitoring. In: ALABASTER, J. S. (Ed.). **Biological monitoring of inland fisheries**. London: Elsevier Applied Science, 1978. p. 69-88.

JOHNSCHER-FORNASARO, G.; ZAGATTO, P. A. The use of the benthic community as a water quality indicator in the Cubatão River basin. **Water Science and Technology**, v. 19, n. 11, p. 107-112, 1987.

JOHNSCHER-FORNASARO, G.; PALOMBO, S. R. K.; NAVAS-PEREIRA, D.; MARTINS, M. T. Aplicação de índices biológicos numéricos para avaliação da qualidade ambiental. In: SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA, 2., 1981, São Carlos. **Anais...** São Carlos: Universidade Federal de São Carlos (UFSCar), Departamento de Ciências Biológicas, 1981. p. 407-433.

JOHNSON, R. K.; WIEDERHOLM, T.; ROSENBERG, D. M. Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations, and species assemblages of benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. (Ed.). **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York: Chapman and Hall, 1993. p. 195-233.

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 Brasiliensis**, v. 10, n. 2, p. 125-135, 1998.

KARR, J. R.; FAUSCH, K. D.; ANGERMEIER, P. L.; YANT, P. R.; SCHLOSSER, I. J. **Assessing biological integrity in running waters**: a method and its rationale. Champaign: Illinois Natural History Survey, 1986. (Special Publication no. 5).

KEMPTON, R. A. Structure of species abundance and measurement of diversity. **Biometrics**, v. 35, p. 307-322, 1979.

KOLKOWITZ, R.; MARSSON, M. Ökologie der pflanzlichen Saprobien. **Berichte der deutschen Botanischen Gesellschaft**, v. 26A, p. 505-519, 1909.

KOVALAK, W. P. Assessment and prediction of impacts of effluents on communities of benthic stream macroinvertebrates. In: BATES, J. M.; WEBER, C. I. (Ed.). **Ecological assessments of effluents impacts on communities of indigenous aquatic organisms**. American Society for Testing Materials, 1981. p. 255-263. (ASTM. STP 730).

KREBS, C. J. **Ecology**: the experimental analysis of distribution and abundance. New York: Harper and Row, 1985.

LADSON, A. R.; WHITE, L. J.; DOOLAN, J. A.; TILLEARD, J. L. Development and testing of an Index of Stream Condition for waterway management in Australia. **Freshwater Biology**, v. 41, n. 2, p. 453-468, 1999.

MAGURRAN, A. E. **Ecological diversity and its measurement**. London: Chapman & Hall, 1991. 178 p.

MARCHANT, R.; BARMUTA, L. A.; CHESSMAN, B. C. Influence of sample quantification and taxonomic resolution on the ordination of macroinvertebrate communities from running waters in Victoria, Australia. **Marine and Freshwater Research**, v. 46, p. 501-506, 1995.

MARQUES, M. M.; BARBOSA, F. Biological quality of waters from an impacted tropical watershed (middle Rio Doce basin, southeast Brazil), using benthic macroinvertebrate communities as an indicator. **Hydrobiologia**, v. 457, p. 69-76, 2001.

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

METCALFE, J. L. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe. **Environmental Pollution**, v. 60, p. 101-39, 1989.

NAVAS-PEREIRA, D.; HENRIQUE, R. M. Aplicação de índices biológicos numéricos na avaliação da qualidade ambiental. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 56, n. 2, p. 441-450, 1996.

NORRIS, R. H.; HART, B. T.; FINLAYSON, M.; NORRIS, K. R. Use of biota to assess water quality. **Australian Journal of Ecology**, v. 20, p. 1-227, 1995.

PERSOONE, G.; PAUW, N. de. Systems of biological indicators for water quality assessment. In: RAVERA, O. (Ed.). **Biological aspects of freshwater pollution**. Oxford: Pergamon Press, 1979. p. 39-75.

PETERSEN JR., R. C. The RCE: a riparian, channel, and environmental inventory for small streams in agricultural landscape. **Freshwater Biology**, v. 27, p. 295-306, 1992.

PIELOU, E. C. **Ecological diversity**. New York: J. Wiley, 1975.

PILGRIM, W.; BURT, M. D. B. Effect of acute pH depression on the survival of the freshwater amphipod *Hyalella azteca* at variable temperatures: field and

laboratory studies. **Hydrobiologia**, v. 254, p. 91-98, 1993.

PLAFKIN, J. L.; BARBOUR, M. T.; PORTER, K. D. S.; GROSS, K.; HUGHES, R. M. **Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: benthic macroinvertebrates and fish**. Washington, D.C.: U. S. Environmental Protection Agency; Office of Water Regulations and Standards, 1989. (EPA/444/4-89/001).

PRATT, J. M.; COLER, R. A. A procedure for the routine biological evaluation of urban runoff in small rivers. **Water Research**, v. 10, p. 1019-25, 1976.

PRINCIC, A.; MAHNE, I.; MEGUSAR, F.; PAUL, E. A.; TIEDJE, J. M. Effects of pH and oxygen and ammonium concentrations on the community structure of nitrifying bacteria from wastewater. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 64, n.10, p. 3584-3590, 1998.

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. (Ed.). **Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision making**. Boca Raton: Lewis Publishers, 1995. p. 195-233.

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

ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York: Chapman & Hall, 1993. 448 p.

SCHÄFER, A. **Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais**. Porto Alegre: Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1985. 532 p.

SIVARAMAKIRSHNAN, K. G.; HANNAFORD, M. J.; RESH, V. H. Biological assessment of the Kaveri River Catchment, South India, using benthic macroinvertebrates: applicability of water quality monitoring approaches developed in other countries. **International Journal of Ecology and Environmental Sciences**, v. 22, p. 113-132, 1996.

SMITH, M. J.; KAY, W. R.; NORRIS, R. H.; HALSE, S. A. AusRivAS: using macroinvertebrates to assess ecological condition of rivers in Western Australia. **Freshwater Biology**, v. 41, n. 2, p. 269-82, 1999.

SOUTHERLAND, M.T.; STRIBLING, J. B. Status of biological criteria development and implementation. In: DAVIS, W. S.; SIMON, T. P. (Ed.). **Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision making**. Boca Raton: Lewis Publishers, 1995. p. 81-96.

SPERLING, M. V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: UFMG, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental-DESA, 1996. 243 p.

THORNE, R. ST. J.; WILLIAMS, P. The response of benthic macroinvertebrates to pollution in developing countries: a multimetric system of bioassessment. **Freshwater Biology**, v. 37, p. 671-686, 1997.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA). **Surface water monitoring: A framework for change**. Washington, D.C.: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Office of Policy Planning and Evaluation, 1987.

WALLEY, W. J.; HAWKES, H. A. A computer-based development of the Biological Monitoring Working Party score system incorporating abundance rating, site type and indicator value. **Water Research**, v. 31, p. 201-210, 1997.

WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Public health impacts of pesticides used in agriculture**. Genebra, 1990.

WRIGHT, J. F.; MOSS, D.; ARMITAGE, P. D.; FURSE, M. T. A preliminary classification of running-water sites in Great Britain based on macro-invertebrates species and the prediction of community type using environmental data. **Freshwater Biology**, v. 14, p. 221-256, 1984.

WRIGHT, J. F.; FURSE, M. T.; ARMITAGE, P. D. RIVPACS: a technique for evaluating the biological quality of rivers in UK. **European Water Pollution Control**, v. 3, p. 15-25, 1993.

Embrapa

Meio Ambiente

Ministério da Agricultura,
Pecuária e Abastecimento

