

# USO DE MACROINVERTEBRADOS EM PROCEDIMENTOS DE BIOMONITORAMENTO EM ECOSISTEMAS AQUÁTICOS

*Darcilio Fernandes Baptista*<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Laboratório de Avaliação e Promoção da Saúde Ambiental – LAPSA – IOC/FIOCRUZ. Av. Brasil, 4365, Manguinhos CEP:21045-900, Rio de Janeiro, Brasil.

E-mail: darcilio@ioc.fiocruz.br.

## RESUMO

Os procedimentos de rotina que usam a química analítica de amostras de águas continentais fornecem informações sobre a qualidade de água apenas relativas ao instante de tempo que a amostra foi retirada, assim, os eventos poluidores de curto prazo não podem ser detectados, além de não fornecerem nenhuma indicação de alterações da natureza física sobre as modificações na complexidade do habitat dos corpos hídricos, apenas porque as avaliações do habitat, de maneira geral, não se dirigem à qualidade química do sistema. Conseqüentemente, a integridade do ecossistema alvo não pode ser apenas o reflexo da qualidade química e física da água. A visão mais completa da saúde de um determinado ecossistema aquático pode ser obtida através da caracterização dos organismos que vivem no próprio ecossistema. Atualmente os macroinvertebrados bentônicos são os organismos mais utilizados para execução de avaliações da qualidade ecológica da água, através de ferramentas do monitoramento biológico. Nesta breve revisão, apresentamos algumas características dos macroinvertebrados e como suas comunidades são utilizadas como bioindicadoras e são incorporadas nas ferramentas no biomonitoramento. Em especial trataremos nesse artigo, de quatro metodologias, três das quais já amplamente utilizadas em muitos países dentro de programas de monitoramento biológico nacionais, regionais ou locais (Índices Bióticos; Modelos Preditivos; Índices Multimétricos) e uma quarta metodologia ainda em construção, porém, com grande potencial de aplicação, denominada Características Biológicas Múltiplas.

**Palavras-chave:** Comunidade, qualidade ecológica da água, biomonitoramento, macroinvertebrados, comunidades.

## ABSTRACT

**THE USE OF MACROINVERTEBRATES IN BIOMONITORING AQUATIC ECOSYSTEMS.** The usual chemical procedures to analyse water samples yield information only concerning the water state on the moment of collection, thus short term contamination generally are left undetected. Moreover, this mode of analysis is not sensitive to physical alterations to habitats in aquatic ecosystems, since habitat evaluations do not depend on the simple chemical quality of local waters. This way, the integrity of the targeted ecosystem cannot be guessed from chemical and physical water quality. A more comprehensive evaluation of the health state of a given aquatic ecosystem can be obtained from the characterization of organisms that living therein. Currently, benthic macroinvertebrates (usually aquatic insects) are widely used in evaluations of ecological water quality in association with biological monitoring tools. In the present revision, we presented some traits of macroinvertebrates and how macroinvertebrate communities are used as bioindicators in association with biological monitoring tools. We focused on four methodologies, being three of which widely used in many countries in national, regional or local biological monitoring programs: Biotic Index, Predictive Models, Multimetrics Index, and a fourth methodology still under construction with great potential of application named Biological and Ecological Traits.

**Keywords:** Communities; water ecological quality, biomonitoring, macroinvertebrates.

## INTRODUÇÃO

Atualmente tem-se o entendimento de que os ecossistemas aquáticos fazem parte de uma rede interativa entre os compartimentos terrestre e aquático com os organismos co-existindo em seu ambiente físico, químico e biológico, onde os fluxos que circulam internamente nessas redes consistem na biomassa, na energia e na informação biológica (Cropp & Gabric 2002). Esses fluxos fornecem a informação dinâmica para a manutenção da saúde dos ecossistemas (Valandro *et al.* 2003), além de fornecer informações sobre a biodiversidade local/regional, produtividade secundária e interações tróficas (Callisto *et al.* 2001). Para um melhor entendimento das diferentes ferramentas possíveis de serem aplicadas no biomonitoramento, faz-se necessário a compreensão de alguns aspectos relacionados a biologia das espécies de macroinvertebrados e sobre a ecologia dos ecossistemas aquáticos (Bonada *et al.* 2006). Nesse sentido, entendo que os ecossistemas de rios em particular, são caracterizados por sua dinâmica de resiliência a perturbações hidrológicas naturais, sendo essencialmente uma medida do tempo onde o sistema é capaz de retornar ao seu estado organizado prévio. Tal capacidade de adaptação é uma das características chaves de manutenção da saúde dos ecossistemas (Collier & Winterbourn 2000). Assim, a capacidade de resiliência de um ecossistema é o resultado das interações da biota e de seu ambiente, que mantêm seu equilíbrio dinâmico porque a biota se organizará conforme as circunstâncias ambientais permitirem.

No momento, um conceito importante que justifica o esforço de realizar procedimentos de biomonitoramento de ecossistemas aquáticos é o conceito de estado ecológico da qualidade da água, pois tornou-se uma diretriz orientadora da nova estrutura de compreensão ecológica da saúde ambiental. Tal conceito relaciona-se diretamente a um desvio “das condições de referência” do ecossistema alvo, sendo um ponto operacional de interesse crítico (Karr & Chu 2000, Bailey *et al.* 1998) para aplicação do monitoramento biológico sob a ótica das ferramentas mais modernas que utilizam os macroinvertebrados como organismos indicadores. A condição de referência nos remete a um tipo de *status* pristino que é um conceito ainda de difícil entendimento, pois, as circunstâncias ditas “prístinas” geralmente não

são encontradas na maioria das regiões (Stoddard *et al.* 2006). Conseqüentemente, as aproximações estatísticas, a construção de protocolos de avaliação de habitat e de modelos ecológicos apresentam-se como meios alternativos, para considerar uma dada área como referência da condição ecológica. Esta definição operacional, sofre alta influência do nível geral da pressão antropogênica na área escolhida. Conseqüentemente a área de referência deve ser concebida como sendo relativo a determinadas áreas onde a pressão antropogênica, embora existindo, não altere significativamente os processos estruturais e funcionais mais importantes para a organização das comunidades. Assim, uma das características que se espera desses ecossistemas de referência é que deve ser um ambiente com alta resiliência, capaz de tamponar as pressões exercidas por perturbações e distúrbios naturais ou de pequenas disfunções de origem antropogênica, ou seja, ser eficiente para reconduzir o ambiente a um estado mais estruturado. Nesse sentido, áreas impactadas seriam aquelas onde a magnitude do impacto excederia a capacidade de regeneração (autodepuração) dos ecossistemas, levando a um processo de degradação que em alguns casos é de difícil reversão. Portanto, a definição de estado ecológico da água é muito mais abrangente do que o exame usual dos parâmetros físicos e físico-químicos da água que são comprovadamente insuficientes para mensurar sua qualidade. Com base na análise das comunidades aquáticas, o conceito de “estado ecológico da água” permite ultrapassar as limitações impostas pelas análises físicas e químicas, já que as comunidades aquáticas traduzem as condições ambientais verificadas durante um período de tempo mais amplo, refletindo as condições críticas que poderão ter ocorrido durante esse período. Entretanto, sua aplicação operacional implica na junção de vários saberes (taxonômicos/ecológicos/hidrológicos/ect). Nessa sequência de domínio do conhecimento, uma etapa primordial para realizar um diagnóstico correto do estado ecológico da água é a definição de condições de referência que deve ser inserida no contexto espacial das bacias hidrográficas e/ou ecoregiões e tipologias dos rios. Nesse sentido, diferentes abordagens que utilizam os macroinvertebrados no monitoramento biológico defendem opiniões conflitantes quanto ao melhor procedimento para definição se uma área pode ou não ser considerada de referência. Nos E.U.A

a Agência de Proteção Ambiental (EPA) propõe preferencialmente que os locais de referência sejam definidos *a priori* com base em aspectos associados a elementos da paisagem através do uso de um protocolo de avaliação visual (pontua uma série de aspectos da paisagem, integridade do leito/barranco do rio, aspectos físicos e biológicos propícios a sustentação das comunidades bentônicas, entre outros), procuram também atender determinados limites quanto a alguns parâmetros físico e químico da água e características geomorfológicas dentro de uma mesma ecoregião (Omernik 1987, Hughes *et al.* 1986, Hughes 1995, Cohen *et al.* 1998), já países da união européia (UE) preferem adotar o conceito de eco-tipologias de rios onde o “estado ecológico de referência” é determinado mais subjetivamente, embora também adotem critérios quanto as características hidro-morfológicas, físico-químicas da água, características bióticas, além de levarem em consideração os resultados obtidos da aplicação também de um protocolo de avaliação visual (Hering *et al.* 2004). No Brasil em particular, ganha força a idéia de que as áreas de referência devem estar associadas, em princípio, dentro da bacia hidrográfica, respeitando é claro, as possíveis diferenciações geoclimáticas, tipo de cobertura vegetal, dentro da escala de tamanho da bacia. Não possuímos ainda um procedimento padrão estabelecido para definição de áreas de referência.

Buscamos focalizar nesta breve revisão, fornecer informações gerais sobre os macroinvertebrados e como esse grupo biótico pode ser utilizado como elemento chave na construção de ferramentas de monitoramento biológico para a avaliar o estado ecológico da água, em particular os utilizados em ecossistemas lóticos.

## COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS

Os insetos aquáticos dentro dos macroinvertebrados formam o grupo taxonômico mais utilizado em programas de monitoramento biológico. Um dos aspectos mais surpreendentes sobre os insetos aquáticos é relativo à grande capacidade de viverem e manterem alta diversidade na maioria dos ecossistemas aquáticos (Rosemberg & Resh 1993). Não há corpo de água doce que seja demasiadamente pequeno, grande, frio, quente, enlameado, com baixo

teor de oxigênio, com fluxo rápido de correnteza d'água ou com alto nível de poluição, que não sejam alvo de colonização de algum tipo do inseto aquático (Merritt & Cumminis 1996). Em geral os ambientes mais restritivos aos insetos são aqueles associados aos ambientes marinhos, tais como, baías com altíssimas salinidades e oceanos (*Halobates*, é o único gênero – Hemiptera/Gerridae que consegue sobreviver em águas abertas no oceano). Em regiões onde a água doce se mistura com a água salina dos oceanos, tais como, estuários, bancos de recifes de corais, paredões da costa rochosa, poças formadas pela flutuação da maré, em tais condições restringem a habilidade de sobrevivência dos insetos aquáticos, mesmo assim, algumas espécies conseguem viver em tais situações, nesses casos se destacam alguns gêneros da família Chironomidae (Ward 1992).

Os ambientes mais favoráveis à colonização dos insetos aquáticos são as bordas das lagoas e lagos e as seções dos córregos e rios onde a água flui rapidamente, denominadas de áreas de corredeiras, *riffles*, e nas águas que fluem mais lentamente ou zonas de remansos dos rios, denominadas de áreas de poções “pool”, capazes de sustentarem elevados valores de riqueza de espécies. Para suportarem tal variedade de condições naturais, os macroinvertebrados em geral, apresentam adaptações especiais para moverem-se livremente ou permanecerem fixo ao substrato (Statzner & Higler 1985). Alguns são nadadores ágeis, utilizando-se da aerodinâmica de seus corpos, outros escalam plantas aquáticas e pedras por meio dos corpos finos e estruturas morfológicas nas patas. Alguns patinam na superfície da água (Vellidae/Hemiptera) sem afundar, pois, seus corpos são lisos e as patas adaptadas a não romperem a tensão superficial da água. Outros estão aptos a escavar o fundo do leito arenoso ou lodoso, por meio de estruturas especiais, tais como, patas escavadoras (Gomphidae/Odonata) (Carvalho & Nessimian 1998). Outros podem aderirem-se às rochas e suportam altos fluxos da correnteza através da fixação ao substrato por finos fios de seda ou usando suas garras tarsais, bem como, pelo o uso de ganchos especializados posicionados no final do abdômem (Hidropsychadae/Trichoptera).

Os insetos aquáticos apresentam um arranjo comportamental complexo que lhes conferem grande vantagem adaptativa a ocuparem esses ecossistemas. Dentre suas habilidades, destacamos sua capacidade

de enterrarem-se no leito ou rastejarem-se nos espaços intersticiais dos substratos (areias, seixos e folhas depositadas nos rios) e as suas adaptações respiratórias que facilitam a recolonização dos diferentes micro-habitats após a passagem de algum evento catastrófico, em especial, após as enxurradas (Kikuchi & Uieda 1998, Buss *et al.* 2002). Eles são encontrados ainda em macrófitas e raízes de plantas terrestres que se estendem ao longo dos barrancos que margeiam os rios e lagos (Henriques *et al.* 2007, Peiro & Alves 2006). Além dos microhabitats permanentes, os insetos aquáticos vivem também em ambientes provisórios, tais como, córregos ou lagoas pequenas que secam durante longo período de estiagem. Se forem adultos, podem simplesmente voarem para um outro lugar com água, entretanto, alguns insetos aquáticos imaturos que não podem voar, adotam a estratégia do enterramento no fundo do leito ou mesmo nas margens dos rios onde há umidade suficiente para entrarem em um estado inativo. No caso de regiões que sofrem com o rigor de invernos gelados, alguns organismos hibernam. Entretanto, para a maioria dos insetos aquáticos que vivem em ambientes provisórios, esses “são programados” a permanecerem como ovos, onde são protegidos até a época do ano em que a água volta ou a temperatura venha a ser manter apropriada a continuidade do desenvolvimento ontogenético. Há muitos outros aspectos que dizem respeito à biologia e a ecologia dos macroinvertebrados que devem ser aprofundados, tais como, variação estacional, distribuição espacial no gradiente longitudinal e latitudinal, variação de ocupação entre os microhabitats, variações da altitude ou entre bacias hidrográficas e regimes de vazão (Hawkins & Sedell 1981, Brown & Brussock 1991, Yule & Pearson 1996, Huamantico & Nessimian 2000, Baptista *et al.* 2001a,b, Buss *et al.* 2002). Outros aspectos menos visíveis devem ser entendidos, tais como, territorialidade para reprodução e alimentação (Hart 1987), ocupação de nichos de alimentação (grupamento funcionais tróficos) (Cummins 1973, Cummins & Klug 1979, Merrit & Cummins 1996, Baptista *et al.* 2006). Consequentemente, para facilitar a aplicação e posterior análise e entendimento das respostas produzidas no monitoramento biológico utilizando macroinvertebrados, além dessas informações básicas sobre a biologia e ecologia dos macroinvertebrados, recomendo aos iniciantes que se familiarizem com

os estudos sobre o funcionamento dos ecossistemas aquáticos (Hynes 1970; Cummins & Klug 1979, Vannote *et al.* 1980, Wallace & Webster 1996), aliado aos estudos que avaliam os efeitos adversos das atividades humanas nesses ecossistemas (Walling 1990, Lenat & Crawford 1994, Watzin & Macintosh 1999, Buss *et al.* 2004). Além dessas questões teóricas/acadêmicas, o uso dos macroinvertebrados como biomonitores, envolve o conhecimento dos procedimentos amostrais associados em geral a um protocolo de campo específico (rios de fundo mole/fundo duro ou lagoas), existem ainda, uma enorme variedade de metodologias amostrais, tanto para pequenos quanto para grandes rios (amostragem por multi-habitat ou habitat único), número de réplicas. Uso adequado dos métodos de coleta associados aos possíveis tipos de amostradores a serem empregados (Surber, Kick net, D-frame, Draga, Colonizadores artificiais, Core, Peneiras, entre outros); qualidade das redes e tamanho da malha, decisão do uso de gaiolas com substrato artificial/natural, procedimentos de triagem em campo ou em laboratório (organismos vivos ou fixados), observados a olho descoberto ou em lupa, definição do tamanho da amostra (contagem de número fixo, sub-amostragem e contagem total da fauna).

Uma outra parte importante para o planejamento do uso do monitoramento biológico diz respeito à estrutura logística relacionada aos custos financeiros, tais como, gasto com estadia da equipe, transporte, tempo gasto nos procedimentos de laboratório. Outros aspectos de planejamento devem ser considerados, tais como, capacitação e experiência da equipe de campo, disponibilidade de mapas atualizados, calibração dos equipamentos de campo. No laboratório, a equipe deve estar treinada para seguir os procedimentos operacionais de identificação taxonômica, métodos de preservação e conservação (vide artigo nesse número especial), entre outros. Todos esses procedimentos operacionais devem ser avaliados para atender ao seu objetivo específico e atender a questões ligadas ao controle de qualidade.

Discutir maiores detalhes sobre as questões abordadas acima fugiria a proposta desta breve revisão. Como fonte de informação básica, recomendo a leitura de três publicações em particular (Ward 1992, Rosemberg & Resh 1993, Merrit & Cummins 1996).

## BASE CONCEITUAL DO MONITORAMENTO BIOLÓGICO COM COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS

A avaliação da qualidade biológica da água começou a ser desenvolvida por ter sido observado que as informações obtidas, apenas através das análises dos parâmetros físicos e químicos da água não eram suficientes para descrever integralmente o nível de qualidade dos corpos hídricos. A partir desta concepção, no início do século XX, dois pesquisadores alemães, Kolkwitz, R. e Marsson, M. (*apud* Cairns & Pratt 1983) estabeleceram a base conceitual para a construção dos primeiros métodos de monitoramento biológico, (índices bióticos). Esse método ficou conhecido como índice de saprobidade (utilizado para definir o conteúdo de putrefação orgânica) onde se verificava a relação entre a presença e a abundância dos organismos em diferentes trechos de rios em um gradiente de poluição orgânica. A sobrevivência dos organismos ocorreria devido às características fisiológicas e comportamentais que os permitiriam tolerar tais condições. Assim, localidades onde eram encontrados números elevados de organismos tolerantes eram classificadas como poluídas. Desde sua criação até o final da década de 80, os índices bióticos se multiplicaram e predominaram como principal ferramenta de monitoramento biológico (Metcalf 1989, Rosenberg & Resh 1993). Na Europa, com exceção da Alemanha e Itália, os outros países não possuíam uma regulamentação legislativa específica para mediar qualidade da água através de indicadores biológicos. Desde então, embora estudos e procedimentos de monitoramento biológico tenham se espalhado em vários continentes, somente, a partir da década de 1970 é que houveram iniciativas para serem respaldadas legalmente.

A lei *Water Clean Action* de 1972 nos E.U.A, requeria que cada Estado americano fosse capaz de produzir um relatório a cada dois anos sobre a condição de suas águas superficiais e que se reportassem à Agência de Proteção Ambiental (EPA). Essa lei prevê que a qualidade da água desejada deve ser capaz de sustentar e preservar a biodiversidade aquática. Na Austrália foi desenvolvido o Programa Nacional de Saúde de Rios (NRHP) pelo governo federal em 1994 em resposta ao interesse crescente do país em manter altos valores ecológicos para

suas águas superficiais. Em 1997 o Ministério do Ambiente da Nova Zelândia (MNZ) estabeleceu um grupo de trabalho encarregado de investigar o uso de macroinvertebrados aquáticos no monitoramento biológico. Com base em um relatório síntese preparado por este grupo, recomendou-se o desenvolvimento de um método padrão para o monitoramento dos macroinvertebrados (MfE 1999). Boothroyd & Stark (2000) fornecem informações adicionais sobre a história do desenvolvimento do monitoramento biológico e das técnicas operacionais empregadas na Nova Zelândia. Seguindo uma tendência mundial no final da década de 1990, na época já estruturada politicamente como Comunidade Européia (CE), esta passou a adotar o conceito de qualidade ecológica da água a partir da Diretiva do Quadro das Águas (DQA) N° 2000/60/EC (EC 2000).

Com o avanço da informática e modernização dos sistemas de informação computacional e dos pacotes estatísticos novas abordagens foram estabelecidas para o uso no monitoramento biológico. Em particular quando tratamos das comunidades de macroinvertebrados, destacamos o grande desenvolvimento dos índices multimétricos nos EUA (Plafkin *et al.* 1989, Barbour *et al.* 1996, 1999). Mais recentemente, países da Comunidade Européia (CE) também têm investido na padronização e utilização de índices multimétricos, seguindo as proposições definidas pela Diretiva do Quadro de Águas. A Diretiva estabelece um quadro de ações comunitárias no domínio da política da água, estabelecendo normas de integração e adaptação das estruturas normativas e institucionais dos Estados-membros aos princípios gerais de proteção e uso sustentável das águas. No sentido de dar sustentação as normas, a CE formulou dois projetos, denominados de (AQEM e STAR) que tinham com o objetivo a padronização e inter-calibração dos procedimentos operacionais e desenvolvimento de diferentes índices multimétricos, baseados na fauna de macroinvertebrados e teste de outros grupos bioindicadores. Tais projetos foram realizados e testados em 13 países europeus (Portugal, Alemanha, Grécia, Itália, Suécia, entre outros) (Hering *et al.* 2004, Hering *et al.* 2004, Pinto *et al.* 2004, Böhmer *et al.* 2004, Vlek *et al.* 2004, Buffagni *et al.* 2004, Furse *et al.* 2006). O conhecimento científico gerado por esses projetos, pode ser consultado em publicações de dois volumes especiais

no periódico *Hydrobiologia*, volumes (516 e 566). Outras ferramentas tem recebido grande atenção, são os modelos preditivos (RIVPACS – Inglaterra; AusRivAs - Austrália; BEAST – Canadá, Modelo da Nova Zelândia (Wright 1995, Reynoldson *et al.* 1995). Além desses, tem aumentado o número de estudos relativos ao uso das informações biológicas e ecológicas das espécies, baseado no conceito de “habitat templet” para definir o estado ecológico da água (Usselio-Politerra *et al.* 2000, Charvet *et al.* 2000, Statzner *et al.* 2001).

Visando atender ao objetivo deste artigo, farei um resumo das principais concepções para o entendimento e construção dos modelos de monitoramento biológico descritos acima.

## ÍNDICES BIÓTICOS

Embora o conceito de índice biótico já tivesse sido estabelecido e aplicado desde a criação do índice de saprobidade, somente na década de 1960 que muitos países europeus passaram a criar e a utilizar a metodologia como ferramenta de rotina. Tais índices funcionam atendendo a concepção de sensibilidade e tolerância dos táxons aos diferentes impactos. Os índices bióticos ditos monométricos, consistem em atribuir uma pontuação “subjativa” para cada espécie, baseada em sua tolerância ao impacto e o somatório desses valores determina a qualidade da água do local. Mesmo sofrendo muitas críticas, principalmente quanto a sua restrita aplicação regional e a suposta capacidade de medir somente impactos orgânicos, diversos índices bióticos surgiram e foram testados (ver revisões em Metcalfe 1989, Cairns & Pratt 1993). No entanto, dois índices em especial ganharam destaque, e são aplicados até hoje, o BMWP (*Biological Monitoring Working Party Score System*) e IBE (*Index Biotic Extended*). Em 1976, um grupo de trabalho foi criado para discutir e sintetizar o conhecimento sobre os índices na Inglaterra, originou o sistema conhecido por BMWP. Nos anos subseqüentes esse índice foi revisto e ampliado (Hawkes 1997). O BMWP considera os macroinvertebrados identificados ao nível taxonômico de família, com valores variando entre 1 a 10. Sendo originalmente criado para avaliar a qualidade da água a poluentes orgânicos. Famílias sensíveis a altos níveis de poluentes recebem valores mais altos, enquanto famílias tolerantes recebem

valores mais baixos. Quanto maior for o número de famílias encontradas, maior é o somatório que representará um rio mais íntegro. Visando corrigir o fato que rios maiores possuem maior diversidade de famílias taxonômicas, criou-se o sistema denominado, índice ASPT (*Average Score Per Taxon*), que propõe que o valor obtido do somatório total seja dividido pelo número de famílias encontradas (Balloch *et al.* 1976, Armitage *et al.* 1983, Walley & Hawkes 1997), desta forma, o índice sofre uma correção e não é influenciado tanto pelo tamanho do rio.

A versão do IBE mais utilizada foi aquela adaptada por Ghetti, P. F. em 1986 para a Itália, que ficou conhecida como IBE – Índice Biótico Estendido Italiano. Sua formatação exige o reconhecimento de alguns grupos taxonômicos no nível de gênero e outros em família. A aplicação do IBE propõe uma entrada vertical onde se considera a sensibilidade de determinados grupos taxonômicos em ordem decrescente e uma entrada horizontal onde são consideradas a riqueza total das Unidades Taxonômicas Operacionais (UTO) definidas para o índice. Na década dos anos de 1980, tanto o BMWP na Inglaterra quanto o IBE na Itália, passaram a ser aplicado em programas nacionais (Wright 1995, Walley & Hawkes 1996, Ghetti 1986). Ambos os índices foram adaptados para várias regiões do mundo, inclusive para determinadas regiões do Brasil. Primeiro o BMWP foi adaptado para a bacia hidrográfica do rio das Velhas no Estado de Minas Gerais (Junqueira *et al.* 1998, Junqueira *et al.* 2000) e para o Estado de Goiás (vide artigo desse número especial), ambos usaram o conceito de saprobidade para adaptação do índice. Já o IBE foi adaptado no Brasil, no Estado do Rio de Janeiro prevendo a detecção de impactos múltiplos (Mugnai *et al.* 2008). A FEEMA também desenvolveu o IBE no Estado do Rio de Janeiro, porém, utilizou a concepção de saprobidade para definir o grau de tolerância/sensibilidade (Araújo 1995). Entendo que as críticas sofridas pelos índices bióticos são apenas parcialmente pertinentes, pois o índice pode ser construído tanto pela lógica tradicional que leva em consideração a concepção de saprobidade para definir o grau de tolerância/sensibilidade dos táxons ou pode ser fundamentado pelo critério de tolerância/sensibilidade da resposta dos táxons a valores obtidos a partir de uma medição do grau de integridade do habitat dentro de um gradiente de impacto ambiental.

## ÍNDICES MULTIMÉTRICOS

Os índices denominados de multimétricos (IMs), utilizam um conjunto de medidas bioindicadoras de maneira a definir um sistema de classificação da qualidade ecológica da água. Durante os procedimentos de construção e teste dos IMs é possível fazer uso de métodos de análises uni e multivariadas, tais como, Mann-Whitney, Análise de Agrupamento, Análise de Correspondência, Análise de Componente Principal, Correlações. Entretanto, existem diferentes formas de construção de IMs e que serão tratadas em um dos artigos nesse número especial. Fato este que leva aos iniciantes no assunto a interpretar os IMs como modelos multivariados o que não é verdade necessariamente. Consequentemente, deve-se distinguir por questões práticas os IMs daqueles que utilizam métodos estatísticos específicos para distinguir padrões espaciais entre localidades sujeitas a diferentes impactos, ou usualmente naqueles delineamentos experimentais comparativos entre áreas antes ou depois sujeitas a uma fonte poluidora, ou mesmo estudos que têm como objetivo avaliar possíveis fatores causais que estão influenciando na estruturação das comunidades.

Nos E.U.A os índices multimétricos firmaram-se como um método mais conhecido por *Rapid Protocol Bioassessent* (RBP). Na década de 80 após uma série de reuniões científicas, coordenadas pela a Agência de Proteção Ambiental americana - EPA, foi consolidado o RBP I, a partir de experiências práticas realizadas por diversas agências ambientais estaduais que já vinham utilizando técnicas de monitoramento biológico com diferentes grupos bióticos (perifiton, peixes e macroinvertebrados). Esse protocolo padrão tinha como finalidade servir de base para aplicação de um Índice Multimétrico. A primeira versão ficou conhecida como RBP I e atualmente após vários ajustes e incorporação de novos conceitos, apresenta-se na 3ª versão (RBP III). De acordo com Resh & Jackson (1993), esses protocolos seriam análogos ao uso de um termômetro na avaliação da saúde humana, onde valores da “saúde” da comunidade, facilmente obtidos, são comparados com padrões de referência, dentro de um limite do que se considera normal. Na verdade o importante é definir quais os parâmetros biológicos que seriam ecologicamente relevantes e quais os limites deveriam ser considerados normais

e quanto esse se desvia da normalidade, o que seria considerado um sinal de distúrbio ou “doença”.

O arranjo conceitual para a criação de um IMs propriamente dito foi definido a partir da construção do Índice de Integridade Biótica para peixes de rios, realizado por James Karr em 1981. Somente após os estudos de Plafkin *et al.* (1989) que a análise multimétrica foi empregada utilizando-se as comunidades de macroinvertebrados. Como detalharemos mais adiante, essa metodologia é amplamente difundida por quase todas as agências ambientais norte americanas, nos níveis Estadual e Federal (Resh & Jackson 1993, Barbour *et al.* 1999), bem como em outros países. Minha intenção é fundamentar quais são os elementos básicos usados na construção dos IMs e mostrar qual a lógica de funcionalidade.

Primeiro busca-se fazer uma classificação ambiental *a priori* a partir de parâmetros físicos e químicos da água e de elementos da paisagem através da aplicação de um Protocolo de Avaliação de Habitat, para depois então definir a qualidade ambiental do local dentro de uma escala entre excelente e pobre. A partir desse primeiro passo devem ser definidos os locais de referência representados por locais bem preservados com alto grau de homogeneização geográfica e aspectos da paisagem, bem como, aqueles relacionados à distribuição espacial altitudinal. Tais locais serão confirmados posteriormente por características de similaridades entre as comunidades de macroinvertebrados dentro de uma mesma ecoregião, isto é, a variabilidade interna entre as áreas de referências deve ser menor daquelas entre locais já impactados (neste momento pode ser aplicado algum teste estatístico para confirmar a diferenciação entre as áreas) (Corkum 1990). Uma vez definido um conjunto de locais de referência (recomenda-se no mínimo 6 locais) faz-se uma comparação das medidas bioindicadoras (aqui denominadas de métricas) entre locais referência contra locais pobres. As métricas devem ser escolhidas com base na teoria ecológica, pois pressupõe-se que o comportamento da métrica frente ao impacto de ser conhecido, isto é, a métrica deve aumentar ou diminuir e a sua resposta deve ser amparada em alguma função ecológica. Tais métricas podem ser compostas por uma infinidade de atributos, dentre os mais comuns, se destacam aqueles correspondentes a propriedades

estruturais ou funcionais das comunidades, que em geral, são divididos em cinco categorias: medida de riqueza (riqueza de espécie/gênero/família, índice de diversidade); composição (% de grupos taxonômicos, proporção entre taxa), medidas de tolerância (nº de táxon dominante, índice biótico, nº de táxon intolerante), medidas tróficas (% GFT) e medidas morfológicas (assimetria morfológica). Virtualmente o número possível de métricas a serem testadas para compor um IM é ilimitado. Assim, por integrarem as respostas de várias medidas biológicas, esses índices são genericamente tratados por índices multimétricos. Em essência as pressões provocadas por distúrbios no ecossistema como um todo, podem ser “sentidas” por um conjunto de métricas. As medidas bioindicadoras selecionadas são então somadas para se obter um sistema de classificação do estado ecológico da qualidade da água entre excelente e péssimo (Barbour *et al.* 1995, 1996). De acordo com Gerritsen (1995), este sistema é menos complexo do que aqueles envolvendo as análises multivariadas e pôde ser mais fácil de ser usado por gerentes, pelo público e por ambientalistas.

Os índices multimétricos (IM) desenvolvidos nos E.U.A e atualmente na Europa, compartilham particularidades em comum, porém divergem na forma de construção. Uma das maiores diferenças trata-se em especial quanto aos aspectos ligados a definição das áreas de referência, no RBP III emprega-se o conceito de ecoregiões, enquanto a padronização na CE baseia-se no conceito de tipologias de rios. Quanto aos outros passos no processo de construção, tais como; procedimentos de coleta, triagem, grau de resolução taxonômica, enquadramento da qualidade da água, existe pouca diferenciação (Kerans *et al.* 1992, Hannaford & Resh 1995, Stribling *et al.* 2007). Para maiores detalhes recomendo que os leitores consultem os Manuais do RBP III (EPA) (Barbour *et al.* 1999) e AQEM (EC/2000), ambos disponíveis na internet.

No Brasil, até o ano de 2007 reconhecemos algumas iniciativas para teste de medidas biológicas visando a construção de um índice multimétrico com macroinvertebrados, entretanto, tais estudos avaliaram a sensibilidade de algumas métricas frente a diferentes formas de degradação ambiental, porém, não chegaram ao ponto de construção de um índice multimétrico propriamente dito, isto é, definição de uma escala ordinal de enquadramento da qualidade

da água. Com exceção de Silveira *et al.* (2005) que publicou os resultados em um periódico científico um teste de algumas métricas na bacia do rio Macaé, os outros testes de métricas não foram publicados na forma de artigo científico e encontram-se como dissertações ou teses acadêmicas de Pós-Graduação (Buss 2001; Silveira 2001; Egler 2002; Giovanelli 2005). Dentre esses estudos devemos destacar a dissertação de Buss (2001) cujo estudo propõe a construção de um índice multimétrico multi-dimensional, porém, considerando a forma clássica de formatação de um índice multimétrico, o estudo não apresenta uma escala ordinal de classificação da qualidade da água. A partir desses estudos, Baptista *et al.* (2007), publicaram um índice multimétrico para a região central do Estado do Rio de Janeiro e passaram a denominá-lo de SOMI (Serra dos Órgãos Multimetric Index), porém, a aplicação do índice é operacionalmente limitada devido ao esforço amostral e procedimentos de identificação taxonômica. Encontra-se em andamento a construção de um índice multimétrico rápido para a Região da Serra do Mar no Estado do Rio de Janeiro, visando a operacionalização de um índice multimétrico em procedimentos de rotina (informação do autor). A CETESB, vem aplicando um índice multimétrico numa extensa rede de biomonitoramento no Estado de São Paulo, principalmente para ser usado em grandes rios (CETESB 2002). Para um maior entendimento sobre aspectos da construção dos índices multimétricos vide o artigo sobre a construção de índices multimétricos nesse mesmo número especial.

## MODELOS DE PREDIÇÃO DE IMPACTO

Na década de 1970, entre 1977 e 1981, um projeto foi estabelecido para criar uma classificação biológica para as águas superficiais na Inglaterra, a partir do conceito de que era possível prever a fauna de macroinvertebrados aquáticos que seria esperada de ocorrer em um determinado local na ausência de impacto ambiental. Partindo desse princípio, o estudo investigava se características físicas e químicas da água e alguns parâmetros ambientais eram capazes de prever a fauna de macroinvertebrados de locais não poluídos. A partir de então, alguns ecólogos e estatísticos do *Centre for Ecology and Hydrology* desenvolveram a base conceitual do RIVPACS *River*



*Invertebrate Prediction and Classification System* (Wright *et al.* 1984, Wright 1995). A modelagem final do RIVPACS pode ser resumida em três partes: primeiro, classifica-se os locais de referência, definidos através da similaridade entre suas composições taxonômicas; num segundo passo, são definidas que variáveis físicas, físico-químicas da água e alguns de parâmetros ambientais capazes de predizerem os grupos de rios que serviram como referência, por último, procede-se as avaliações da qualidade da água propriamente dita, através de medições no local alvo das variáveis ambientais previstas no modelo e a partir delas, define-se a qual grupo de rio referência pertence o rio alvo. Feito essa primeira aproximação, deve-se compreender a unidade de medida, predição do taxa esperado, calcular o valor da condição biológica O/E e determinar se o local avaliado está ou não impactado. (Armitage *et al.* 1983, Wright *et al.* 1984). Para entendermos melhor a unidade de medição do valor do taxa esperado (E), observe a Tabela I.

Na Tabela II apresento como medir o impacto através da comparação entre O/E.

Deve-se ter em mente que cada grupo de rios de referência possui um critério próprio que define sua alta integridade biológica. Portanto, todo grupo de referência irá variar O/E entre 0 e 1, conforme demonstrado na Figura 1.

Este conceito, com variações pequenas, é a base para os diversos programas de modelos preditivos aplicados em outros países, inclusive a relação do valor O/E, pode ser obtida empregando-se o conceito de medidas bioindicadoras, isto é, usar métricas relativa a comunidade ao invés de espécies (Wright 1995, Parsons & Norris 1996, Reynoldson *et al.* 1995, Feio *et al.* 2006).

Para facilitar o entendimento do modelo, detalharei abaixo, como foi realizado o primeiro modelo: na 1ª fase da criação do modelo RIVPACS (Armitage *et al.*, 1983) examina a possibilidade de predizer as comunidades “esperadas” com base em variáveis físicas e químicas não relacionadas à poluição, utilizando dados coletados em 268 locais em 41 rios não poluídos. Com os dados biológicos da macrofauna foram aplicados dois índices bióticos, BMWP e ASPT, e realizaram uma análise de regressão Linear Múltipla,

Tabela I. Exemplo hipotético de como calcular a unidade de medida dos taxa esperados. A, B, C, D, E representam as espécies encontradas nos rios de referência.. Adaptado de Hawkins *et al.* 2008.

Table I. Hypothetic example of how to calculate the metric units of the expected taxa. A, B, C, D, and E stand for species found in reference rivers. Adapted from Hawkins *et al.* 2008.

Espécies	Réplicas do número de amostras em um conjunto de rios de referência										Freq.
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
A	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1.0
B	*	*		*	*	*		*	*	*	0.8
C	*		*		*	*					0.5
D											0.5
E		*	*		*		*		*	*	0.1
Espécies	3	3	3	2	4	3	2	2	4	3	2.9

Tabela II. Exemplo hipotético de como calcular a taxa entre O/E (Observado/Esperado).  
Table II. Hypothetic example of how to calculate the taxa between O/ E (Observed/Expected).

Biota Esperada		Biota Observada			
Nº de Taxa	Fq	O1	O2	O3	O4
A	1.0	*	*	*	*
B	0.8	*		*	
C	0.5		*		
D	0.5	*			
E	0.1				
F	0				
No esperado de taxa	2.9	3	2	2	1
	O/E	1.03	0.69	0.69	0.34

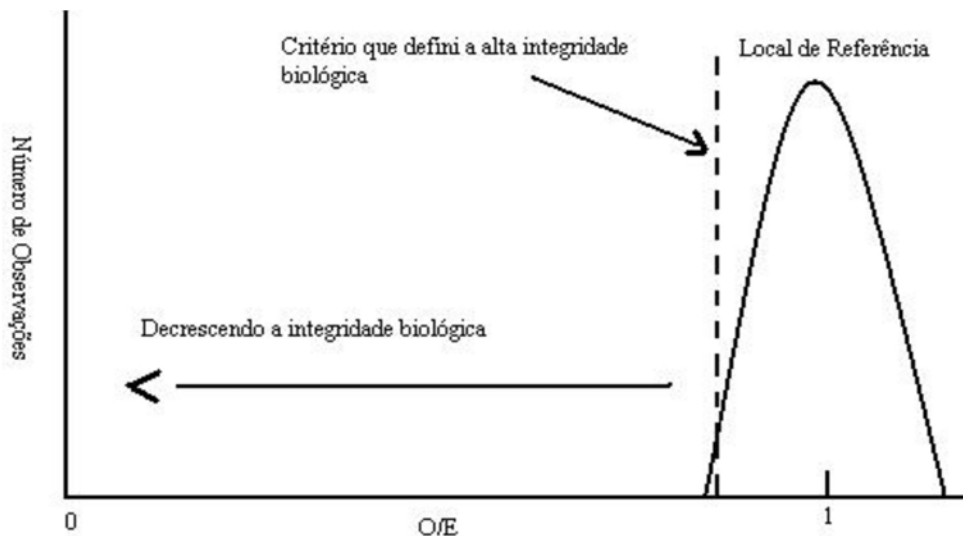


Figura 1. Exemplo hipotético da avaliando da condição biótica considerando um grupo de rios definidos na análise discriminante.  
 Figure 1. Hypothetic example of an evaluation of biotic condition in an assembly of rivers defined in the discriminating analysis.

entre os índices e parâmetros químicos e físicos como sendo variáveis independentes. Verificou-se que 70 % da variação podia ser explicada pelos dados físico/químicos e que 60 % apenas por fatores físicos através do valor preditivo do índice ASPT ( $ASPT\ PREDITO = 7.331 - 0,00269A - 0,876C - 0,133TON - 0,0539S - 0,051D$ ), onde, A = Alcalinidade; C =  $\log_{10}$  Cloreto; TON =  $\log_{10}$  Nitrogênio total; S = Substrato médio; D =  $\log_{10}$  distância da fonte. Esse estudo indicou que era possível modelar variáveis biológicas com as ambientais. Wright *et al.* (1984) utilizou o mesmo conjunto de dados para desenvolver uma classificação baseada em todos os macroinvertebrados (e não apenas nos valores obtidos para os índices BMWP e ASPT), através de uma técnica hierárquica – Análise de Agrupamento (TWINSPAN), onde foram identificados 16 grupos diferentes de comunidades de macroinvertebrados. Na próxima etapa empregou-se uma Análise Discriminante Múltipla que proporcionou fazer a correlação entre 28 variáveis ambientais com esses grupos de comunidades, explicando corretamente 76 % da variação, os outros 14 % eram explicados por diferenças estacionais na composição das espécies. Furse *et al.* (1984), Wright *et al.* (1984) e Moss *et al.* (1987), avaliaram a influência das estações do ano e o nível taxonômico na sensibilidade do modelo. A partir de 1990 depois de vários ajustes (Wright *et al.* 1993; Walley & Fontana 1998; Walley & Hawkes 1996; Walley & Hawkes 1997), definiram que a equação preditiva com as variáveis ambientais caísse de 28 para apenas 11. Foram ainda, incorporadas informa-

ções quantitativas para se detectar a perda substancial de sensibilidade se utilizadas as abundâncias dos indivíduos no nível de família, surgindo então, o modelo do RIVPACS III (1995-97) (Wright 2000; Clarke *et al.* 2002). Atualmente, o RIVPACS III define 32 grupos de rios, baseadas em 614 localidades de referência e utiliza apenas 11 variáveis ambientais preditivas. O modelo é amplamente aplicado na Inglaterra com base no uso de um *software* que fornece as predições da fauna esperada da comunidade de macroinvertebrados de um local na ausência de influência humana, contrapondo-se ao desvio da fauna observada (Reynoldson & Wright 2000), fornecendo assim o grau da qualidade ecológica da água.

Outros modelos similares ao RIVPACS foram aplicados em outras partes de mundo. O AusRivAS (sistema Australiano de avaliação de rio), implantou consideráveis mudanças nos procedimentos amostrais e de nivelamento taxonômico (Norris & Norris 1995, Parsons & Norris 1996, Simpson & Norris 2000). Na primeira avaliação nacional deste modelo foram examinadas informações de amostras de macroinvertebrados relativo a 1500 locais selecionados como referência, atualmente o programa abrange cerca de 6000 locais (Simpson & Norris 2000). O AusRivAS consiste em uma série de modelos matemáticos de estado-específicos que usam dados do campo para prever as famílias aquáticas dos macroinvertebrados que se esperariam encontrar em locais ditos de referência (isto é, segue a concepção do RIVPACS de comparação entre uma condição pristina contra

o local alvo), basicamente a diferença entre os dois modelos é quanto a resolução taxonômica, no AusRivAS baseia-se no número observado de famílias de macroinvertebrados, enquanto no RIVPACS trabalha-se preferencialmente no nível específico. O valor da contagem da relação entre a fauna observada e a esperada (O:E) pode variar de zero (não indicando nenhum Taxa/família encontrado no local teste), na outra extremidade prevê-se a indicação do maior número previsto de taxa/famílias encontradas no local). A contagem do O:E nos modelos fornece um indicador de confiança integrado, medindo uma variedade de impactos, incluindo a qualidade de água, condição do habitat, e mudanças no regime do fluxo. As relações de proporcionalidades entre O:E são atribuídas às categorias ou às faixas que descrevem níveis diferentes da condição biológica da água, variando do mais rico comparando-se as condições de referência até o local mais empobrecido (contendo muito poucos taxons previstos). Estas faixas fornecem um *status* biológico de registro da condição de severidade total do impacto para vários locais, permitindo que a saúde geral do rio nos locais do exame seja caracterizada. O AusRivAS tem sido também aplicado na Nova Zelândia (Joy & Death. 2003).

No Canadá, surgiu o modelo BEAST - modelo preditivo para a avaliação bentônica do sedimento (Reynoldson *et al.* 1997). O modelo BEAST possui três estágios de processamento: 1) análise da situação de referência relativa a estrutura das comunidades e sua classificação; 2) análise do relacionamento entre a estrutura da comunidades e características ambientais; avaliação 3, da qualidade biológica dos locais de teste pela comparação com o subconjunto apropriado de locais de referência (Rosenberg *et al.* 2000). Os dados biológicos quantitativos do uso do modelo BEAST, não mais consideram a probabilidade de uma comunidade do local de teste a um outro grupo de referência. O modelo procura testar se um novo local se enquadra dentro de um limite de confiança especificada por uma ordenação de escala multi-dimensional, previamente definida considerando os locais de referência, avaliando se este novo local é parecido ou não com o grupo de referência (Feio *et al.* 2007). Conseqüentemente, Reynoldson *et al.* (1997) recomendam o uso articulado dos modelos de AUSRIVAS/RIVPACS e de BEAST por causa de suas diferenças complementares. Recentemente o

modelo BEAST, tem sido testado no rio Mondengo, em Portugal, com bons resultados (Feio *et al.* 2006). No Brasil o modelo foi testado para a bacia do rio das Velhas (Moreno 2008). Uma das críticas ao uso da aproximação multivariada é o grande esforço inicial necessário na fase de construção dos modelos. Tal problema tem diminuído devido a disponibilidade de softwares que incorporam as análises dos modelos e produz resultados facilmente compreensíveis. Um exemplo é o *software* do AusRivAS, disponível na Internet após a autorização (<http://AusRivas.Canberra.ed.au/AUSRIVAS>); (Reynoldson *et al.* 1997).

### CARACTERÍSTICAS BIOLÓGICAS E ECOLÓGICAS (MODELO HABITAT-TEMPLET)

O uso do conceito de *habitat-templet* proposto por Southwood (1977) associado aos aspectos práticos do biomonitoramento, fundamenta-se na idéia de que todas as espécies possuem características biológicas e ecológicas que refletem como se comportam e respondem a um gradiente ambiental. Assim, suas características intrínsecas de vida, tais como, onde vivem, respiram, formas de crescimento, tipo de alimentação, padrões de deslocamento e movimento, capacidade de dispersão, característica reprodutiva, entre outras, serviriam para ser usado como ferramenta para o monitoramento biológico modificado para rios (Townsend & Hildrew 1994). O conceito original propõe que tais características evoluíram como consequência das pressões seletivas exercidas pelo ambiente sobre os organismos. Assim a imagem funcional da comunidade poderia potencialmente ser utilizada como uma ferramenta geral para o manejo ecologicamente orientado de rios e outros ecossistemas (Statzner *et al.* 2001).

Determinados aspectos, sejam eles morfológicos, comportamentais ou fisiológicos permitiriam que as espécies sejam bem sucedidas em um dado ambiente. As espécies que não possuem os traços requeridos não sobrevivem e desaparecem da comunidade. Tais características da espécie forneceriam os meios de examinar as ligações entre aspectos biológicos e como eles operam nos ecossistemas. Além disso, um dos aspectos mais importantes dessa abordagem é que determinados traços funcionais não podem ser confinados pela taxonomia e são assim aplicáveis em escalas espaciais múltiplas. Por exemplo, os tipos das

fontes de alimento (energia) disponíveis em um local, refletirão os tipos dos mecanismos de alimentação encontrados; um córrego aberto com fundo rochoso formando lajes pode suportar o comportamento para pastagens de macroinvertebrados herbívoros ou detritívoros, tais como, alguns ephemeropteras e gastrópodos, mas não o serão favoráveis para os animais fragmentadores. Através dessa abordagem, o simples registro da perda ou uma redução nos números de uma espécie em consequência de um distúrbio, o uso das características da espécie permite que possamos identificar a característica mais sensível da história de vida dos organismos alvo. As características das espécies funcionam como bioindicadores focalizando mudanças na estrutura da comunidade (distribuição e abundância). Se descrevêssemos as características das espécies que formam a estrutura da comunidade de um rio acima de uma fonte poluidora, a análise rio abaixo, apresentaria uma fauna que suportasse esse distúrbio possibilitaria que funções do ecossistema indicassem que modificações tivessem sido sofridas ou quais os mecanismos foram preditos com tais mudanças. Nessas circunstâncias, a comunidade rio abaixo da fonte poluidora seria composta por espécies que possuem como características traços, tolerantes para as circunstâncias ambientais alteradas. Espécies sem esses traços, não sobreviveriam e teriam sido eliminadas.

Assim, observando as características das espécies que fossem mais bem sucedidas e localizadas no trecho de rio abaixo da fonte poluidora, seríamos capazes de melhorar e identificar os mecanismos provocados pelos efeitos da poluição. A partir de então, os gestores poderiam planejar ações mais eficazes. As comunidades não perturbadas de macroinvertebrados indicam uma maior diversidade de características das espécies e tornam-se comunidades mais especializadas, porém apresentam também maior funcionalidade. Portanto em comunidades sujeitas a poluição ambiental, em se comparando com aquelas mais preservadas, apresentam reduzida funcionalidade. Um outro benefício da aproximação das características das espécies é que a composição de espécie pode ser variável com o espaço e o tempo, mas a composição dos traços das espécies tende a ser mais estável. Olhando as características múltiplas simultaneamente, nós podemos compreender melhor como a comunidade de macroinvertebrados muda enquanto

as circunstâncias ambientais variam. Esta aproximação aumenta também a probabilidade de detectar impactos porque permite a utilização de indicadores múltiplos.

Embora essa abordagem seja bastante promissora, comparativamente tem sido pouco testada, devido principalmente à necessidade de estar disponível um extenso banco de dados. A grande maioria dos artigos publicados na última década na Comunidade Européia sobre o assunto, tomou como base a revisão de Tached *et al.* (1991), dentre alguns atores podemos citar (Statzner *et al.* 1994a, Usseglio-Polatera *et al.* 2000, Charvet *et al.* 2000, Statzner *et al.* 2001). Nesses estudos a separação das comunidades em córregos dispostas ao longo de um gradiente espaço-temporal poderiam ser melhores realçadas se as características funcionais tais como história do ciclo de vida, preferência do habitat, entre outras já mencionadas acima, estivessem mais extensamente disponíveis para níveis de taxa específicos. Porém, os resultados na sua grande maioria apresentados em gênero obtiveram excelentes resultados (Charvet *et al.* 2000). Desta forma, às aplicações potenciais em larga escala dessa metodologia envolve um aumento do conhecimento sobre a biologia e ecologia das espécies. Estudos recentes têm demonstrado o interesse na pesquisa nessa área do conhecimento, tanto para rios grandes quanto para os pequenos (Tached *et al.* ,1994, Dias, *et al.* 2008, Ducrot *et al.* 2005, Ilg & Castella 2006, Vieira *et al.* 2006).

Nesta publicação pretende-se apenas dar subsídios aos interessados em biologia e ecologia de rios e em particular, aqueles que estudam os macroinvertebrados, algum direcionamento a aplicação do monitoramento biológico. Assim apresentamos uma breve revisão, das principais abordagens utilizadas. De forma alguma, não tenho a pretensão de esgotar o tema em questão. Essa obra visa estimular aos estudantes e profissionais envolvidos com a ecologia aquática, voltarem parte de sua atenção para o emprego dos macroinvertebrados no biomonitoramento e gerenciamento de recursos hídricos, uma vez, que se têm verificado a sua eficácia, podendo tornar-se bastante útil na operacionalização de sua aplicação no Brasil.

Para finalizar, temos conhecimento que muitos grupos de pesquisas no Brasil vêm desenvolvendo estudos com macroinvertebrados nos mais diferentes aspectos e em diversos ecossistemas aquáticos

brasileiros, entretanto tais publicações estão voltadas para estudos ecológicos, taxonômicos, biológicos, não abordando a temática do monitoramento biológico com macroinvertebrados em acordo com os modelos que foram considerados nesse trabalho, desta forma, muitos desses estudos, embora sejam de grande relevância científica, não são alvo de citações pois fogem da proposta por ora aqui apresentada.

**AGRADECIMENTOS.** Durante a redação deste artigo ao auxílio do CNPq Edital Universal (Proc. 475359/2006-2) e CNPq Bolsa de Produtividade (Proc. 304466/2006-9); FIOCRUZ.

## REFERÊNCIAS

- ARAÚJO, P.R.P. 1995. Biomonitoramento do Guandu e do Paraíba. *Revista FEEMA*, Rio de Janeiro, 22-25.
- ARMITAGE, P.D.; MOSS, D.; WRIGHT, J.F. & FURSE, M.T., 1983. The performance of a new biological water quality score based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research*, 17: 333-347.
- BAILEY, R.C.; KENNED, M.G.; DERVISH, M.Z.; & TAYLOR, R.M.. 1998. Biological assessment of freshwater ecosystems using a reference condition approach: comparing predicted and actual benthic invertebrate communities in Yukon streams. *Freshwater Biology*, 39: 765-774.
- BALLOCH, D.; DAVIS, C.E. & JONES, F.H. 1976. Biological assessment of water quality in three British rivers, the North Esk (Scotland), the Ivel (England) and the Tass (Wales). *Water Pollution Control*, 75: 92-100.
- BAPTISTA, D.F.; BUSS, D.F.; EGLER, M.; GIOVANELLI, A.; SILVEIRA, M.P. & NESSIMIAN, J.L. 2007. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest stream at Rio de Janeiro Estate, Brazil. *Hydrobiologia*, 575: 83-94.
- BAPTISTA, D.F.; BUSS, D.F.; DORVILLÉ, L.F.M. & NESSIMIAN, J.L. 2001a. Diversity and habitat preference of aquatic insects along the longitudinal gradient of the Macaé river basin, Rio de Janeiro, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 61(2): 249-258.
- BAPTISTA, D.F.; DORVILLÉ, L.F.M.; BUSS, D.F.; NESSIMIAN, J.L. 2001b. Spatial and temporal organization of aquatic insect assemblages in the longitudinal gradient of a tropical river. *Brazilian Journal of Biology*, 61(2): 295-304.
- BAPTISTA, D.F.; BUSS, D. F.; DIAS, L.G.; NESSIMIAN, J. L.; SILVA, E.R.; MORAES NETO, A.H.; OLIVEIRA, M.A.; CARVALHO, S.N.; ANDRADE, L.R. 2006. Functional Feeding Groups of Brazilian Ephemeroptera Nymphs: Ultrastructure of mouthparts. *Annales de Limnologie*, 42: (2): 87-96.
- BOOTHROYD, I.K. G; STARK, J.D. 2000: Use of invertebrates in Monitoring In: New Zealand Stream Invertebrates: Ecology and implications for management. Collier K. & Winterbourn, M. J. eds. New Zealand Limnological Society, Hamilton. Pp. 344-373.
- BARBOUR, M.T.; GERRITSEN, J.; GRIFFITH, G.E.; FRYDENBORG, R.; McCARRON, E.; WHITE, J. S. & BASTIAN, M.L. 1996. A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 15: 185-211.
- BARBOUR, M.T.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B.D. & STRIBLING, J.B. 1999. Rapid Bioassessment Protocols for use in streams and wadeable rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition. Washington: U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water, EPA 841-B-99-002.
- BROWN, A.V. & BRUSSOCK, P.P. 1991. Comparisons of benthic invertebrates between riffles and pool. *Hydrobiologia*, 220: 99-108.
- BOHMER, J.; RAWER-JOST, C. & ZENKER, A. 2004. Multimetric assessment of data provided by water managers from Germany: assessment of several different types of stressors with macrozoobenthos communities. *Hydrobiologia*, 516: 215-228.
- BONADA, N.; PRAT, N.; RESH, V.H. & STATZNER, B. 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annual Review Entomology*, 51: 495-523.
- BUFFAGNI, A.; ERBA,S.; CAZZOLA, M. & KEMP, L. L. 2004. The AQEM multimetric system for the southern Italian Alps: assessing the impact of water quality and habitat degradation on pool macroinvertebrates in Mediterranean rivers. *Hydrobiologia*, 516: 313-329.
- BUSS, D.F. 2001. Utilizando macroinvertebrados bentônicos no desenvolvimento de um programa integrado de avaliação da qualidade da água de rios. Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia UFRJ – Rio de Janeiro
- BUSS, D.F.; BAPTISTA, D.F.; NESSIMIAN, J.L.; DORVILLÉ, L.F. & SILVEIRA, M.P. 2002. Influence of water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrate assemblage in a river basin in South-Est Brazil. *Hydrobiologia*, 481: 125-136.
- BUSS, D.F. BAPTISTA, D.F.; NESSIMIAN, J.L.; SILVEIRA, M.P. & EGLER, M. 2004. Substrate specificity, environmental degradation and disturbance structuring macroinvertebrate assemblages in neotropical streams. *Hydrobiologia*, 518: 178-188.

- CAIRNS, J. Jr. & PRATT, J. R., 1993. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. Pp.10-27 In: *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates* (D. M. Rosenberg & V. H. Resh, eds.), New York: Chapman & Hall.
- CALLISTO, M.; MORENO, P. & BARBOSA, F.A.R. 2001. Habitat diversity and benthic functional trophic groups at Serra do Cipó, Southeast Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, 61(2): 259-266.
- CARVALHO, A.L.; NESSIMIAN, J.L. Odonata do Estado do Rio de Janeiro, Brasil: hábitos e hábitos das larvas. Pp. 03- 28 . In: NESSIMIAN, J.L.; CARVALHO, A.L. (Ed.). *Ecologia de insetos aquáticos*. Rio de Janeiro: UFRJ-PPGE, 1998. (Séries Oecologia Brasiliensis, Vol.V).
- CROPP, R. & GABRIC, A. 2002. Ecosystem adaptation: Do ecosystems maximize resilience? *Ecology*, 83(7): 2019-2026.
- CETESB. 2002. Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo: CETESB, 2002. 274 p. (Série Relatórios). Disponível em: [http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/rede\\_monitoramento.asp](http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/rede_monitoramento.asp)
- CHARVET, S.; STATZER, B.; USSEGLIO-POLITERA, P. & DUMONTS, B. 2000. Traits of benthic macroinvertebrates in semi-natural French streams: an initial application to biomonitoring in Europe. *Freshwater Biology*, 43: 277-296.
- CLARKE, R.T.; FURSE, M.T.; JUN, R.J.M.; WINDER, J.M. & WRIGHT, J.F. 2002. Sampling variation in macroinvertebrate data and implications for river quality indices. *Freshwater Biology*, 47(9): 1735-1751.
- COHEN, T.; BRIERLEY, G. & FRYIRS, K. 1996. Development of a generic geomorphic framework to assess catchment character. Part 2. Fluvial geomorphology and river ecology of coastal rivers in southeastern Australia. Working Paper 9603, Macquarie University, Graduate School of the Environment.
- COLLIER, K.J. & WINTROURN, M.J. 2000. New Zealand stream invertebrates: ecology and implications for management. Pp: 53-7. In: *New Zealand's Stream Invertebrates Communities: An International Perspectives*. (Thompson, R.M. & Colin, R. Eds) 4. New Zealand Limnological Society, Christchurch.
- CUMMINS, K.W. 1973. Trophic relations of aquatic insects. *Annual Review of Entomology*, 18: 183-206.
- CUMMINS, K.W. & KLUG, M.J. 1979. Feeding ecology of stream invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 10: 147-172.
- CORKUM, L.D. 1990. Intra-biome distributional patterns of lotic macroinvertebrate assemblages. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 47: 2147-2157.
- DÍAZ, A.M.; ALONSO, M.L.S. & VIDAL-ABARCA GUTIÉRREZ, M. R. 2008. Biological traits of stream macroinvertebrates from a semi-arid catchment: patterns along complex environmental gradients. *Freshwater Biology*, 53(1): 1-21.
- DUCROT, V.; USSEGLIO-POLATERA, P.; PÉRY, A.R.R.; MOUTHON, J.; LAFONT, M.; ROGER, M. C.; GARRIC, J. & FÉRARD, J.F. 2005. Using aquatic macroinvertebrate species traits to build test batteries for sediment toxicity assessment: accounting for the diversity of potential biological responses to toxicants. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24 (9): 2306-2315.
- EUROPEAN COMMISSION, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and Council, establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Community L 327*: 1-72.
- EGLER, M. 2002. Utilizando a comunidade de macroinvertebrado de bentônicos na avaliação da degradação ambiental de ecossistemas de rios em áreas agrícolas, RJ, Brasil. Dissertação de mestrado apresentada no Programa de Pós-Graduação em Saúde Pública, ENSP/FIOCRUZ. Rio de Janeiro. 147p.
- FEIO, M.; REYNOLDS, T.B. & GRAÇA, M.A.S. 2006. The influence of taxonomic level on the performance of a predictive model for water quality assessment. *Canadian Journal Fish Aquatic Science*, 63(2): 367-376.
- FEIO, M.; REYNOLDS, T.B.; FERREIRA, V. & GRAÇA, M.A.S. 2007. A predictive model for freshwater bioassessment (Mondego River, Portugal). *Hydrobiologia*, 589: 55-68.
- FURSE, M.; HERING, D.; BRABECK, B.; BUFFAGNIA, S.; SANDIN L. & VERDONSCHOT, P. 2006. The STAR project: context, objectives and approaches. *Hydrobiologia*, 566: 3-29. G
- GERRITSEN, J., 1995. Additive biological indices for resource management. *Journal of the North American Benthological Society*, 14: 451-457.
- GHETTI, P.F. 1986. I macroinvertebrati nell'analisi di qualità dei corsi d'acqua., Manuale di applicazione. Volume allegato agli atti del convegno "esperienze e confronti nell'applicazione degli indici biotici in corsi d'acqua italiani". 169 p.
- GIBSON, G.R.; BARBOUR, M.T.; STRIBLING, J.B.; GERRITSEN, J. & KARR, J.R. 1996. *Biological criteria: Technical guidance for streams and small rivers (revised edition)*. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D. C. EPA 822-B-96-001.
- GIOVANELLI, 2005. Avaliação dos efeitos de *Melanoides tuberculatus* (Müller, 1774) sobre moluscos do gênero *Biomphalaria* e seu impacto sobre a biodiversidade das comunidades de macroinvertebrados aquáticos, no município de Guapimirim, RJ. Tese de Doutorado em Biologia Parasitária - Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro.

- HART, D.D. 1987. Feeding Territoriality in Aquatic Insects: Cost-Benefit Models and Experimental Tests<sup>1</sup>, *American Zoologist*, 27(2):371-386.
- HANNAFORD, M.J. and RESH, V.H. 1995. Variability in macroinvertebrate rapid-bioassessment surveys and habitat assessment in a northern California stream. *Journal of the North American Benthological Society*, 14: 430-439.
- HAWKES, H.A. 1996. Origin and development of the Biological Monitoring Working Party Score System. *Water Research*, 32: 964-968.
- HAWKINS, C.; FURNISH, J. CARLSON, A. & ROBY, K. 2008. Development, Evaluation, and Application of a RIVPACS-type Predictive Model for Assessing the Biological Condition of Streams in Region 5 (California). National Forests Western Center for Monitoring and Assessment of Freshwater Ecosystems. Utah State University, USDA Region 5 Forest Service Lisa Lackey, USFS-GeometronicsGIS. [http://www.swrcb.ca.gov/swamp/docs/cabw2003/15\\_r5developmodel\\_hawkins.pdf](http://www.swrcb.ca.gov/swamp/docs/cabw2003/15_r5developmodel_hawkins.pdf). Acesso: 20/05/2008.
- HERING, D.; VERDONSCHOT, P.F.M.; MOOG, O. & SANDIN, L. 2004. Overview and application of the AQEM assessment system: Integrated Assessment of Running Waters in Europe. *Hydrobiologia*, 516: 1-20.
- HENRIQUES, C; BAPTISTA, D.F.; NESSIMIAN, J.L. 2007. Sewage input effects on the macroinvertebrate community associated to *Typha domingensis* Pers in a coastal lagoon in southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 67: 73-80.
- HUAMANTICO, A.A. & NESSIMIAN, J.L. 2000. Variation and life strategies of the trichoptera (Insecta) larvae community in a first order tributary of the Paquequer River, Southeast Brazil. *Revista Brasileira de Ecologia*, 60(1): 73-82.
- HUGHES, R.M.; LARSEN, D.P.; OMERNIK, J.M. 1986: Regional reference sites: a method for assessing stream potentials. *Environmental Management*, 10: 629-635.
- HUGHES, R.N. 1995. Defining acceptable biological status by comparing with reference conditions. Pp. 31-47. In: Davis W. S.; Simon T. P. ed. *Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision making*. Boca Raton, Lewis Publishers.
- HYNES, H.B.N. 1970. The ecology of running waters. Liverpool, pp 195.
- ILG, C. & CASTELLA, E. 2006. Patterns of macroinvertebrate traits along three glacial stream continuums. *Freshwater Biology*, 51 (5): 840-853.
- JUNQUEIRA, V.M & CAMPOS, S.C.M. 1998. Adaptation of the "BMWP" method for water quality evaluation to Rio Das Velhas watershed (Minas Gerais Brazil). *Acta Limnológica Brasiliensia*, 10 (2): 125-135.
- JUNQUEIRA, V.M.; AMARANTE, M. C.; DIAS, C.F.S. & FRANÇA, E.S. 2000. Biomonitoramento da qualidade das águas da Bacia do Alto Rio das Velhas (MG/Brasil) através de macroinvertebrados. *Acta Limnológica Brasiliensia*, 12: 73-87.
- JOY, M.K.; RUSSELL, G. & DEATH, M. 2003. Biological assessment of rivers in the Manawatu-Wanganui region of New Zealand using a predictive macroinvertebrate model. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 37: 367-379.
- KARR, J.R., 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6:21-27.
- KARR, J. R., 1991. Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications*, 1: 66-84.
- KARR, J.R. & CHU, E.W. 2000. Sustaining living rivers. *Hydrobiologia*, 422/423:1-14.
- KERANS, B.L.; KARR, J.R. & AHLSTEDT, S.A. 1992. Aquatic invertebrate assemblages: Spatial and temporal differences among sampling protocols. *Journal of the North American Benthological Society*, 11:377-390.
- KIKUCHI, R.M. & UIEDA, V.S. 1998. Composição da comunidade de invertebrados aquáticos de um ambiente lótico tropical e sua variação espacial e temporal. Pp157-172. In: Nessimian, J.L. & A. L. Carvalho (eds), *Ecologia de Insetos Aquáticos (Oecologia Brasiliensis vol V)* PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro.
- LENAT, D.R. & CRAWFORD, J.K. 1994. Effects of land use on water quality and aquatic biota of three North Carolina Piedmont streams. *Hydrobiologia*, 294: 185-199.
- MINISTRY FOR THE ENVIRONMENT, NZ 1999: The use of macroinvertebrates in water management. Ministry for the Environment, NZ, Wellington. 118 p.
- METCALFE, J.L., 1989. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrates communities: history and present status in Europe. *Environmental Pollution*, 60:101-139.
- MERRIT, W. & CUMMINS, K. W. 1996. An introduction to the aquatic insects of North America. 3<sup>o</sup> ed.
- MOSS, D.; FURSE, M.T.; WRIGHT, J.F. & ARMITAGE, P.D., 1987. The prediction of the macroinvertebrate fauna of unpolluted running-water sites in Great Britain using environmental data. *Freshwater Biology*, 17: 41-52.
- MORENO, P.S.P. 2008. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta na avaliação da qualidade ambiental da bacia hidrográfica do Rio das Velhas (MG). Tese de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. Pg.94.

- MUGNAI, R. ; OLIVEIRA, R.B.; CARVALHO, L. C. & BAPTISTA, D.F. 2008. Adaptation of the indice biotico esteso (ibe) for water quality. *Tropical Zoology*, 21: 57-74.
- NORRIS R.H. & NORRIS K.H. 1995. The need for a biological assessment of water quality: Australian perspective. *Australian Journal of Ecology*, 20, 1-6.
- NORRIS, R.H., & GEORGES, A. 1993. Analysis and interpretation of benthic macroinvertebrate surveys. Pp 234-286. In D.M. Rosenberg and V.H. Resh (editors). *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman and Hall, New York, New York.
- OMERNIK, J.M., 1987. Ecoregions of conterminous United States. *Annals of the Association of American Geographers*, 77: 118-125.
- PARSONS, M. & NORRIS, R.H. (1996) The effect of habitat-specific sampling on biological assessment of water quality. *Freshwater Biology*, 36, 419-434.
- PEIRO, D.F. & ALVES, R.G. 2006. Insetos aquáticos associados a macrófitas da região litoral da represa do Ribeirão das Anhumas (município de Américo Brasiliense, São Paulo, Brasil). *Biota Neotrópica* v6 (n2) –<http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn02906022006>
- PINTO P.; ROSADO, J.; MORAIS, M. & ANTUNES, I. .2004. Assessment methodology for southern siliceous basins in Portugal. *Hydrobiologia*, 516: 193-216.
- PLAFKIN, J.L.; BARBOUR, M.T.; PORTER, K.D.; GROSS, S.K. & HUGHES, R.M., 1989. Rapid Bioassessment Protocols for use in Streams and Rivers: Benthic Macroinvertebrates and Fish. Washington: U.S. Environmental Protection Agency, EPA-444/4-89- 001.
- RESH, V.H. & JACKSON, J.K., 1993. Rapid assessment approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates. Pp. 195-233 In: *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates* (D. M. Rosenberg & V. H. Resh, eds.), New York: Chapman & Hall.
- ROSENBERG, D.M. & RESH V.H. 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. London: Chapman & Hall. Pp. 461.
- REYNOLDSON, T.B.; NORRIS, R.H.; RESH, V.H.; DAY, K.E. & ROSENBERG, D.M. 1997. The reference condition: a comparison of multimetric and multivariate approaches to assess water-quality impairment using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 16: 833-852.
- REYNOLDSON T.B.; BAILEY, R.C.; DAY, K.E. & NORRIS, R.H. 1995. Biological guidelines for freshwater sediment based on Benthic Assessment of Sediment (the BEAST) using a multivariate approach for predicting biological state. *Australian Journal of Ecology*, 20: 198-219.
- REYNOLDSON, T.B. & WRIGHT, J.F. 2000. The reference condition: problems and solutions. pp. 293-303. In: Wright, J. F.; Sutcliffe, D. W.; Furse, M. T. ed. *Assessing the biological quality of freshwaters. RIVPACS and other techniques*. Ambleside, United Kingdom. Freshwater Biological Association.
- ROSENBERG, D.M. & RESH, V.H., (eds.), 1993. *Freshwater Biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. New York: Chapman & Hall.
- ROSENBERG, D.M.; REYNOLDSON, T.B. & RESH, V.H. 2000. Establishing reference conditions in the Fraser River catchment, British Columbia, Canada, using the BEAST (Benthic Assessment of Sediment) predictive model. Pp. 181-194 In: Wright, J.F., Sutcliffe, D.W. and Furse, M.T. (eds.) *Assessing the Biological Quality of Freshwaters: RIVPACS and other techniques*. Freshwater Biological Association, Ambleside.
- SILVEIRA, M.P. 2001. Estudo da comunidade de macroinvertebrados aquáticos e sua utilização na avaliação da qualidade da água na bacia do rio Macaé, Estado do Rio de Janeiro. Dissertação de Mestrado Programa de Pós-Graduação em Ecologia UFRJ, Rio de Janeiro.
- SILVEIRA, M.P.; BAPTISTA, D.F.; BUSS, D.F.; NESSIMIAN, J.L. & EGLER, M. 2005. Application of biological measures for stream integrity assessment in south-east Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 101: 117-128.
- SIMPSON, J.C. & NORRIS, R.H. 2000. *Biological assessment of river quality: development of AUSRIVAS models and outputs* Pp. 125-142. In: Wright, D.W.; Sutcliffe, D.W. & Furse, M.T. (eds.). *Assessing the biological quality of fresh waters: RIVPACS and other techniques*. Freshwater Biological Association, Ambleside, UK.
- STATZNER, B. & HIGLER, B. 1985. Stream hydraulics as a major determinant of benthic invertebrate zonation patterns. *Freshwater Biology*, 16: 127-139.
- STATZNER, B.; RESH, V.H. & DOLÉDEC, S. 1994a. Ecology of the Upper Rhône River : a test of habitat template theories. *Freshwater Biology*, 31: 253-556.
- STATZNER, B.; BIS, B.; DOLÉDEC, S. & USSEGLIO-POLATERA, P. 2001. Perspectives for biomonitoring at large scale: a unified measure for the functional composition of invertebrate communities in European running waters. *Basic and Applied Ecology*, 2: 73-85.
- STODDARD, J.L.; LARSEN, D.P.; HAWKINS, C.P.; JOHNSON, R.K. & NORRIS, R.H. 2006. Setting expectations for the ecological condition of streams: The



- concept of reference condition. *Ecological Application*, 16(4): 1267-1276.
- SOUTHWOOD, T.R.E. 1977. Habitat, the templet for ecological strategies? *Journal of Animal Ecology*, 46: 337-365.
- STRIBLING, J.B.; JESSUP, B.K. & FELDMAN, D.L. 2007. Precision of benthic macroinvertebrate indicators of stream condition in Montana. *Journal of the North American Benthological Society*, 27(1): 58-67.
- TACHET, H.; BOUNAUD, M. & RICHOUX. 1991. Introduction à l'étude des Macroinvertébrés des eaux douces. Université Lyon 1, Association Française de Limnologie, Lyon.
- TACHET, H.; USSEGLIO-POLATERA, P. & ROUX, C. 1994. Theoretical habitat templet, species traits, and species in floodplain. *Freshwater Biology*, 31: 397-415.
- TOWNSEND, C.R. & HILDREW, A.C. 1994. Species traits in relation to a habitat templet for river systems. *Freshwater Biology*, 31: 265-275.
- USSEGLIO-POLATERA, P.; BOURNAUD, M.; RICHOUX, P. & TACHET, H. 2000. Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits. *Freshwater Biology*, 43: 175-205.
- VALANDRO, L.; CAIMMI, R. & COLOMBO, L. 2003. What is hidden behind the concept of ecosystem efficiency in energy transformation? *Ecological Modelling*, 170 (2-3): 185-191.
- VANNOTE, R.L.; MINSHALL, G.W.; CUMMINS, K.W.; SEDELL, J.R. & CUSHING, C.E. 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 37: 130-137.
- VIEIRA, N.K.M.; POFF, N.L.; CARLISLE, D.M.; MOULTON II, S. R.; KOSKI, M.J. ; & KONDRATIEFF, L.B.C. 2006. A Database of Lotic Invertebrate Traits for North America : U.S. Geological Survey Data Series 187, <http://pubs.water.usgs.gov/ds187>.
- VLEK, H.E.; VERDONSCHOT, P.F.M. & NIJBOER, R.C. 2004. Toward a multimetric index for the assessment of Dutch streams using benthic macroinvertebrate. *Hydrobiologia*, 516: 173-189.
- YULE, C.M. & PEARSON, R.G. 1996. Aseasonality of benthic invertebrates in a tropical stream on Bougainville Island, Papua New Guinea. *Archiv für Hydrobiologie*, 137 (1): 95-117.
- WARD, J.V. 1992. *Aquatic Insect Ecology: Biology and Habitat*. John Wiley and Sons, New York.
- WALLACE, B.J. & WEBSTER, J. R. 1996. The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annual Review of Entomology*, 41:115-135.
- WALLEY, W.J. & FONTAMA, V.N. 1998. Neural network predictors of Average Score Per Taxon and number of families at unpolluted river sites in Great Britain. *Water Research*, 32: 613-622.
- WALLEY, W.J. & HAWKES, H.A. 1996. A computer-based reappraisal of the Biological Monitoring Working Party scores using data from the 1990 River Quality Survey of England and Wales. *Water Research*, 30: 2086-2094.
- WALLEY, W.J. & HAWKES, H.A. 1997. A computer-based development of the Biological Monitoring Working Party score system incorporating abundance rating, site type and indicator value. *Water Research*, 31: 201-210.
- WALLING, E.D. 1990. Linking land use, erosion and sediment yields in river basins. *Hydrobiologia*, 410: 233-240.
- WATZIN, M.C. & MACINTOSH, A.W. 1999. Aquatic ecosystems in agricultural landscapes: A review of ecological indicators and achievable ecological outcomes. *Journal of Soil and Water Conservation*, 4: 636-644.
- WRIGHT, J.F., 1995. Development and use of a system for predicting the macroinvertebrate fauna in flowing waters. *Australian Journal of Ecology*, 20: 181-197.
- WRIGHT, J.F.; FURSE, M.T.; ARMITAGE, P.D. & MOSS, D., 1993. New procedures for identifying running-water sites subject to environmental stress and for evaluating. *Hydrobiologia*, 127: 319-326.
- WRIGHT, J.F.; MOSS, D.; ARMITAGE, P.D. & FURSE, M.T. 1984. A preliminary classification of running-water sites in Great Britain based on macro-invertebrate species and the prediction of community type using environmental data. *Freshwater Biology*, 14: 221-256.

*Submetido em 12/03/2008.*

*Aceito em 23/06/2008.*