

DESENVOLVIMENTO DE UM ÍNDICE BIOLÓGICO PARA USO DE VOLUNTÁRIOS NA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DE RIOS

Daniel Forsin Buss¹

¹ Laboratório de Avaliação e Promoção da Saúde Ambiental, IOC, Fundação Oswaldo Cruz – FIOCRUZ. Av. Brasil 4365, Manguinhos, Rio de Janeiro, RJ. Brasil. CEP 21045-900.

E-mail: dbuss@ioc.fiocruz.br

RESUMO

A avaliação e o monitoramento da qualidade das águas são fundamentais para a regulação e acompanhamento das ações de gestão de recursos hídricos. Estas atividades são, ou deveriam ser, realizadas por agências ambientais governamentais, embora dois problemas impeçam que isso ocorra adequadamente: os métodos de análise utilizados não são adequados para avaliar diversas situações ecológicas, além das agências não darem conta da enorme, e sempre crescente, demanda. Visando auxiliar na resolução destes problemas, a legislação prevê a participação das comunidades em várias etapas do processo de gestão de recursos hídricos. Em consonância com esses objetivos, este estudo relata o desenvolvimento um índice biológico, analisando seu potencial para uso por voluntários na avaliação e monitoramento da qualidade da água de rios. O índice (IBVol) foi construído a partir da atribuição de valores para grupos de macroinvertebrados, com base em sua distribuição em um gradiente ambiental representado por 52 localidades/ocasiões amostrais. O IBVol mostrou-se capaz de refletir macro-alterações ambientais e foi correlacionado a Demanda Bioquímica de Oxigênio, um parâmetro indicador da qualidade da água. O índice foi testado ainda na região serrana do Espírito Santo e demonstrou que possui robustez para ser usado em outras regiões com características similares ao que foi desenvolvido. Como perspectiva, o IBVol pode ser testado em programas de capacitação de agentes comunitários.

Palavras-chaves: Monitoramento participativo, voluntariado, IBVol, macroinvertebrados bentônicos, ecologia de rios.

ABSTRACT

DEVELOPMENT OF A BIOTIC INDEX FOR VOLUNTEER MONITORING AND ASSESSMENT OF STREAM WATER QUALITY. The implementation of a water quality assessment and monitoring program is paramount to an efficient system of water regulation and management. These activities are, or should be, performed by official environmental protection agencies, but two major drawbacks hinder such actions: analytical methods used are often inappropriate to evaluate ecosystem health and the incapacity to attend the overwhelming growing demand. To solve these problems, Brazilian “Water Legislation” stimulates public participation in the management of water resources. As a contribution to this process, this study aims to develop a biotic index for volunteer monitoring and assessment of wadeable streams. The index (IBVol) is composed by tolerance values, which were attributed to macroinvertebrate groups based on their distribution in an anthropogenic impact gradient represented by 52 sites/occasions. The IBVol was correlated to environmental parameters as well as to Biochemical Oxygen Demand, indicating its ability to reflect both major ecosystem changes and the water quality. A test performed in Espírito Santo State indicated the index is robust enough to be used in other regions, in streams with similar ecological conditions to those where it was created. As a future perspective, the IBVol should be tested in volunteer monitoring programs.

Keywords: Volunteer monitoring, watchdogging, IBVol, benthic macroinvertebrates, freshwater ecology.

INTRODUÇÃO

A falta de informação sobre a qualidade dos ecossistemas aquáticos impede a sistematização de bancos de dados abrangentes, o que por sua vez prejudica o direcionamento de políticas e a construção dos planos de ação para os recursos hídricos nas diversas esferas de governo. Observa-se que, no Brasil, a coleta de dados está concentrada em entidades federais com atribuições que envolvem um território muito extenso (Tucci *et al.* 2001). Dados sobre as bacias de pequeno e médio porte são essenciais para o gerenciamento de demandas como abastecimento de água, irrigação e conservação ambiental, praticamente não existem, aumentando a incerteza das decisões sobre os usos e gerando conflitos.

Parte do problema reside nas ferramentas tradicionais de análise da qualidade das águas – baseadas em parâmetros físicos, químicos e bacteriológicos – que são ineficientes na avaliação da qualidade estética, recreativa e ecológica dos ecossistemas aquáticos por avaliarem o ambiente apenas no momento em que foram coletadas, como uma fotografia do rio (Rosenberg & Resh 1993, Buss *et al.* 2003). Isto faz com que seja necessário um grande número de análises, geralmente custosas, o que inviabiliza seu uso para a realização de um monitoramento temporal eficiente.

Pesquisadores e gestores apontam que a integração desses dados com outros métodos analíticos aumenta o poder de detecção de impactos, sendo o monitoramento biológico, ou biomonitoramento, o método mais utilizado para este fim (Rosenberg & Resh 1993, USEPA 1997). Em consonância com essa constatação, a legislação brasileira teve grandes avanços nas últimas décadas no que diz respeito ao estabelecimento de ferramentas e diretrizes para a avaliação e a conservação dos ecossistemas aquáticos. Dentre esses, destacam-se a Lei 9.433/97, que estabelece a Política Nacional de Recursos Hídricos, a Resolução Conama 274/00 que estabelece os padrões de qualidade para a balneabilidade, e a Resolução Conama 357/05 que revê os padrões para a classificação dos corpos d'água segundo seus usos, estabelecendo os limites para lançamento de efluentes para cada classe. Neste último, pela primeira vez o uso de instrumentos de avaliação biológica é citado (artigo 8º, parágrafo 3º): “a qualidade dos ambientes aquáticos poderá ser avaliada por indicadores biológicos quando

apropriado, utilizando-se organismos e/ou comunidades aquáticas”. Apesar desses avanços, ainda há uma lacuna a ser preenchida, pois a legislação não faz qualquer menção à padronização dos métodos a serem usados no monitoramento biológico.

A segunda parte do problema é institucional: mesmo com o esforço recente das agências ambientais, o número de corpos d'água avaliados tem sido insuficiente para atender às demandas. Além disso, o monitoramento é realizado esporadicamente, ou com longa periodicidade, e utilizando apenas as técnicas tradicionais. Poucas agências incorporaram as análises biológicas em seus protocolos e, ainda assim, na maior parte só as utilizam em rios de grande porte (CETEC 1998, CETESB 2004).

As alternativas para resolver esses problemas estão, portanto, no estabelecimento de ferramentas analíticas adequadas e de baixo custo (*i.e.* melhoria no sistema de monitoramento da qualidade das águas) e no aumento da capacidade institucional de atendimento das demandas de monitoramento (*i.e.* melhoria na quantidade de dados levantados).

Outro documento norteador de políticas sócio-ambientais, a Agenda 21, traz um conceito inovador que auxilia na resolução destes dois problemas (CNUMAD 1992, Capítulo 18, pp. 337-338): “para delegar o manejo dos recursos hídricos ao nível adequado mais baixo é preciso educar e treinar o pessoal correspondente em todos os planos e assegurar que a mulher participe em pé de igualdade dos programas de educação e treinamento. Deve-se dar particular ênfase à introdução de técnicas de participação pública, inclusive com a intensificação do papel da mulher, da juventude, das populações indígenas e das comunidades locais. Os conhecimentos relacionados com as várias funções do manejo da água devem ser desenvolvidos por governos municipais e autoridades do setor privado, organizações não-governamentais locais/nacionais, cooperativas, empresas e outros grupos usuários de água. É necessária também a educação do público sobre a importância da água e de seu manejo adequado. (...) Para implementar esses princípios, as comunidades precisam ter capacidades adequadas. Aqueles que estabelecem a estrutura para o desenvolvimento e manejo hídrico em qualquer plano, seja internacional, nacional ou local, precisam garantir a existência de meios para formar essas capacidades os quais irão variar de caso para caso. Elas incluem

usualmente: (a) programas de conscientização, com a mobilização de compromisso e apoio em todos os níveis; (...); e (e) partilha de conhecimento e tecnologia adequados, tanto para a coleta de dados como para a implementação de desenvolvimento planejado, incluindo tecnologias não-poluidoras e o conhecimento necessário para obter os melhores resultados do sistema de investimentos existente”.

No que diz respeito à formação do público para o manejo dos recursos hídricos, e a fim de desenvolver capacidades e massa crítica para a gestão, algumas experiências vêm sendo desenvolvidas em diversos países. Dentre outras, o treinamento do público leigo, em caráter voluntário, com técnicas de avaliação ambiental (um processo cujo conceito será denominado aqui de “monitoramento participativo”) é uma das que parecem ter boa capacidade de aplicação no Brasil. No EUA, um país com dimensões continentais como o Brasil, essas atividades permitem que sejam coletadas áreas muito mais extensas, com maior frequência do que as agências ambientais dariam conta e com custos mais baixos (Maas *et al.* 1991, Markusic 1991, Levy 1998). Esses grupos, desde que tenham treinamento adequado, produzem dados confiáveis a ponto de serem considerados como dados oficiais pelo órgão ambiental daquele país (Mattson *et al.* 1994, Engel & Voshell 2002).

Para atingir esse estágio de reconhecimento pelos órgãos ambientais é fundamental que os métodos de análise disponíveis para esse público sejam simples e eficazes na detecção dos problemas ambientais. Dentre as preocupações com o desenvolvimento dessas ferramentas estão o nível de identificação dos organismos bioindicadores, as limitações das técnicas de coleta e o conteúdo teórico-prático transmitido e absorvido pelos voluntários durante os treinamentos (Penrose & Call 1995).

Neste estudo, o objetivo foi desenvolver um índice biológico para uso por voluntários na avaliação da qualidade da água de rios. Para tal, foram utilizados dados de frequência de macroinvertebrados bentônicos de diversos riachos do município de Guapimirim, RJ, e foi realizado um curso de identificação biológica com um grupo de voluntários, de forma a verificar o nível taxonômico mais adequado para uso com esse público. Após esta determinação, graus de tolerância aos impactos foram atribuídos a cada táxon, formando um índice biológico. A capacidade do índice em

responder aos impactos foi avaliada nesta bacia hidrográfica e também no Estado do Espírito Santo.

MATERIAIS E MÉTODOS

O curso de monitoramento biológico para os voluntários enfatizou a identificação taxonômica de macroinvertebrados bentônicos. Dentre os diversos organismos que podem ser usados como bioindicadores, esse grupo é o mais utilizado em programas similares em países como Estados Unidos e Canadá (Engel & Voshell 2002). Segundo Plafkin *et al.* (1989), isto ocorre por uma série de razões: são ubíquos, podendo responder a perturbações em todos os ambientes aquáticos e em todos os períodos; o grande número de espécies oferece um amplo espectro de respostas; mesmo em rios de pequenas dimensões, a fauna pode ser extremamente rica; a natureza relativamente sedentária de várias espécies permite uma análise espacial eficiente dos efeitos das perturbações; apresenta metodologias de coleta simples e de baixo custo, que não afetam adversamente o ambiente; e são relativamente fáceis de identificar segundo as metodologias existentes.

O treinamento (8 horas, em quatro dias com duas horas/dia) ocorreu em duas escolas do município de Guapimirim, RJ (Escola Municipal Ilza Junger Pacheco e Colégio Cenequista Alcindo Guanabara) em 1999. O público prioritário foi o de professores e alunos de sexta e sétima séries (14 meninos e 13 meninas, com idades entre 11 e 15 anos), como uma forma de dar retorno à sociedade local sobre os conhecimentos técnicos adquiridos durante as pesquisas desenvolvidas na região. O programa contou com o apoio da Secretaria Municipal de Educação, responsável pela escolha das escolas e todas as despesas de compra de materiais e de infra-estrutura.

Ao término do curso, foram realizadas avaliações periódicas a respeito da identificação dos macroinvertebrados. Os registros realizados pelos voluntários foram comparados com a identificação realizada por um biólogo especialista, de forma a determinar o percentual de acertos. Para a maioria dos organismos, o nível de ordem foi o que atingiu percentual desejado de identificações corretas (mais de 80% de acertos), embora tentativas tenham sido feitas para níveis taxonômicos mais refinados.

As coletas de macroinvertebrados para determi-

nação do índice biológico para voluntários (IBVol) foram realizadas no mesmo município, entre 1997 e 1999, em 52 localidades/ocasiões (dados publicados em Buss 2001, Buss *et al.* 2002, Giovanelli 2005). Destas, 15 localidades/ocasiões representavam áreas consideradas “Referência”, com alto grau de integridade ambiental, sem canalizações ou quaisquer outros sinais claros de impactos antropogênicos e qualidade de água condizente com as de classe 1 segundo a Resolução Conama 357/05; 12 localidades/ocasiões representavam áreas “Sub-ótimas” com alguns sinais de impactos (poucas casas próximas, desmatamento pontual, mata ciliar presente em todos os trechos); 18 localidades/ocasiões representavam áreas “Regulares”, onde a presença de casa e outras edificações era evidente, embora o entorno do rio ainda guardasse presença de mata ciliar (esparsa e freqüentemente arbustiva) e mecanismos naturais de retenção, como pedras; e 7 localidades/ocasiões representando áreas “Impactadas”, onde a mata ciliar era ausente e os impactos humanos evidentes, tanto na qualidade da água quanto no leito do rio, totalmente assoreado.

Todas as amostras foram coletadas por uma equipe de pesquisadores da Fiocruz, utilizando um coletor do tipo Surber (900cm² área; malha de 125µm). Doze amostras foram retiradas em cada local, representando os quatro substratos mais abundantes (sedimento, folhço em área de remanso, folhço em área de correnteza e pedras – ver detalhes da metodologia em Buss *et al.* 2002).

A metodologia de cálculo do IBVol seguiu a lógica de diversos índices bióticos (BMWP – ver revisão em Hawkes 1997, FBI – Hilsenhoff 1988, entre outros): foram atribuídos valores de 1 a 5 para cada grupo de macroinvertebrados (aqueles que eram possíveis de serem identificados corretamente pelos voluntários), de acordo com a sensibilidade dos mesmos aos impactos ambientais. Valores mais altos equivalem a uma maior sensibilidade, ou seja, distribuição preferencial ou exclusiva em locais sabidamente não-impactados.

Apesar dos procedimentos de cálculo do índice considerarem apenas os dados de presença de cada grupo, neste estudo a contagem de todos os indivíduos foi realizada, pois o percentual relativo dos grupos representa um componente da “chance” do organismo ser encontrado pelo público leigo. Grosso modo, é esperado que pelo menos um indivíduo dos grupos mais abundantes seja encontrado, embora isso também

dependa de fatores como a mobilidade (organismos que se movem mais são mais facilmente visualizados), a coloração (uma coloração críptica dificulta a visualização, enquanto cores vibrantes, como o vermelho de *Chironomus*, chamam a atenção) e o tamanho.

De acordo com a presença dos organismos na amostra, a pontuação equivalente era somada e o valor final foi usado para a determinação da qualidade da água do local. Estes totais eram então comparados a uma tabela, onde podiam ser atribuídos a uma das cinco classes: Péssima (menos que 7 pontos), Ruim (8 a 13 pontos), Regular (14 a 20 pontos), Boa (21 a 26 pontos) e Excelente (maior que 27 pontos). Os valores das classes de água foram baseados em uma classificação prévia sobre as localidades, de acordo com parâmetros físico-químicos e ambientais, buscando refletir as quatro classes de qualidade pré-estabelecidas (Referência, Sub-ótimas, Regulares e Impactadas).

Para verificar a acuidade do IBVol na determinação da qualidade da água, foram calculadas as correlações de Pearson entre o IBVol e o índice de avaliação de habitats (IAH; traduzido de Barbour *et al.* 1999) e com a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO). O IAH é composto por dez variáveis ambientais, avaliadas visualmente *in loco*, que caracterizam a qualidade do habitat aquático em micro-escala (e.g. rugosidade do leito e deposição de sedimentos), macro-escala (e.g. morfologia do canal), integridade da mata ciliar e região adjacente ao rio. Cada variável possui quatro condições descritas, com pontuações associadas a elas. A soma dos valores determina o grau de integridade ambiental, sendo 0-5,0 Pobre; 5,1-10,0 Marginal; 10,1-15,0 Sub-ótimo e 15,1-20 Ótimo. A DBO é uma medida da quantidade de oxigênio consumida por micro-organismos na quebra do material orgânico na água durante um período. É comumente utilizada como um parâmetro da entrada de esgotos domésticos ou de outras fontes de poluição orgânica, principal impacto ambiental observado nesta bacia hidrográfica. Segundo a Resolução Conama 357/05, águas de Classe 1 de qualidade (aquelas que se destinam ao abastecimento humano, à proteção da vida aquática e à recreação de contato primário), devem apresentar concentrações de DBO₅ menores do que 3mg/L O₂; as águas de Classe 2 (destinadas, entre outros usos, à aquicultura e à pesca) menores do que 5mg/L O₂ e as águas de Classe 3 (destinadas, entre

outros usos, à dessedentação de animais) menores do que 10mg/L O₂.

Para verificar a aplicabilidade do IBVol em outras regiões, o mesmo foi utilizado em 2001 em nove localidades da bacia do Braço Norte do Rio Jucu e seus tributários principais (entre os pontos 20°26'48"S, 41°01'16" O – primeira localidade – e 20°21'56" S, 41°03'41" O – nona localidade), no município de Domingos Martins, região serrana do Espírito Santo, seguindo os mesmos procedimentos de coleta e análise.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Durante o curso, as aulas de Biologia indicaram que a falta de prática na observação dos organismos aquáticos dificultou a correta classificação dos mesmos. Assim, na maioria dos grupos, o nível taxonômico mais baixo que os voluntários conseguiram atingir confiavelmente (*i.e.* com mais de 80% de precisão na identificação) foi o de ordem. A partir dessa informação, o desafio foi o de construir um índice biológico que contivesse informação relevante para o monitoramento biológico da qualidade da água dos rios e que, ao mesmo tempo, fosse factível com a capacidade de identificação pelo público leigo após um rápido treinamento.

Uma análise do percentual de acertos dos voluntários na identificação taxonômica indicou que Hemiptera poderia ser separado ao nível de família, por serem morfologicamente bem distintas. No entanto, como não foi verificada uma associação clara entre as famílias com as condições ecológicas avaliadas (apresentaram distribuição ampla ao longo do gradiente de impacto), a separação a este nível não era justificada para a composição do índice. Este resultado pode ter ocorrido pelo fato da maioria dos hemípteros aquáticos ser nectônica (não estando diretamente associada ao sedimento) e porque muitos possuem sifão respiratório (não estando sujeitos à redução de oxigênio dissolvido na água) e terem bom potencial de rápido deslocamento através da natação (podendo se afastar de condições críticas). Essas características fizeram com que, usando os procedimentos de coleta aqui descritos, o número de organismos coletados tenha sido relativamente pequeno, com predomínio de Veliidae sobre as demais famílias. Considerando o nível de ordem, como foi observada uma preferência

por áreas Referência e Sub-ótimas (Figura 1), foi atribuído valor 3 no IBVol.

Plecoptera e Megaloptera possuem poucas famílias em riachos brasileiros (duas em cada). Neste estudo, as duas famílias de Plecoptera (Perlidae e Gripopterygidae) foram encontradas, ambas sempre fortemente associadas às áreas Referência (Figura 1). Portanto, o nível taxonômico de ordem já foi suficiente para a caracterização de impactos ambientais e foi atribuído o valor máximo, 5, na construção do IBVol. No caso de Megaloptera, todos os indivíduos encontrados pertenciam à família Corydalidae. Por serem organismos grandes e representados por pouco indivíduos, corresponderam a percentuais relativos baixos. No entanto, sua preferência por áreas Referência ou Sub-ótimas foi evidente (áreas Referência 0,1% dos indivíduos por amostra, em média; Sub-ótimas 0,07%; Regulares 0,04% e ausente de áreas Impactadas) e, portanto, foi atribuído valor 4 no IBVol.

Quanto à Ephemeroptera, seria particularmente desejável para o aumento da sensibilidade do índice a identificação das famílias Baetidae e Leptophlebiidae, pois possuem distribuições associadas a condições ecológicas distintas. Baetidae é composta por muitas espécies com variados graus de tolerância (inclusive ao nível de espécie, como demonstrado por Buss & Salles 2007), mas é particularmente bem representada em áreas de transição pouco/moderadamente Impactadas – padrão encontrado tanto no EUA (Hilsenhoff 1988), quanto na Europa (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega 1988). Já Leptophlebiidae está mais associada a áreas com boa integridade/Referência (Hilsenhoff 1988, Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega 1988). Esse padrão foi parcialmente confirmado neste estudo, ficando Leptophlebiidae claramente associada às áreas Referência, mas Baetidae também foi mais associado às áreas Referência, embora tenha apresentado distribuição mais representativa ao longo do gradiente de impactos (Leptophlebiidae – Referência 1,4% dos indivíduos por amostra, em média; Sub-ótimas 0,4%; Regulares 0,1% e ausente em áreas Impactadas – e Baetidae – Referência 10,1%; Sub-ótimas 3,7%; Regulares 4,3% e Impactadas 0,8%).

Embora a identificação de Ephemeroptera ao nível de família não seja difícil com treinamento técnico moderado, verificaram-se dificuldades de classificação pelo público não-especialista. Um aspecto que facilitou

a identificação de Baetidae foi a observação dos organismos enquanto estavam vivos: Baetidae têm o comportamento de nadar rapidamente, enquanto as outras famílias (Caenidae, Leptohyphidae e Leptophlebiidae, neste estudo) possuem o corpo mais achatado dorsoventralmente e tendem a caminhar ou ficar imóveis sobre ou sob o substrato. No entanto, apesar do protocolo prever a coleta dos organismos vivos, a dificuldade de identificação pelos voluntários (52% de acertos em média) levou à determinação do uso do nível taxonômico de ordem. Neste nível, a distribuição foi relacionada às três classes de integridade mais altas, com leve preferência pelas áreas de melhor qualidade ecológica (Figura 1), sendo atribuído valor 3 no IBVol.

A ordem Coleoptera é rica em espécies aquáticas e muitas possuem tamanho diminuto, fazendo com que a identificação ao nível de família requiera equipamentos e treinamento técnico moderado/alto. Dessa forma, a identificação ao nível de ordem é a mais adequada para o público leigo. Neste estudo, a dominância, tanto em número de indivíduos quanto em número de gêneros, foi da família Elmidae. A ordem teve distribuição preferencial em áreas Sub-ótimas, com alta representatividade nas áreas Referência. No entanto, como foi representada também em áreas Regulares e até mesmo em áreas Impactadas (dois indivíduos de Hydrophilidae adultos, que respiram ar atmosférico) (Figura 1), foi atribuído valor 3 no IBVol para a ordem.

A literatura indica graus de tolerância diferenciados para grupos do filo Mollusca: Bivalvia, com algumas exceções, sendo mais sensível do que os demais moluscos de água doce (e.g. Hilsenhoff 1988, Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega 1988). Neste estudo, foram encontrados poucos bivalves (0,05% do total). A grande maioria dos moluscos foi de Thiaridae (gênero *Melanoides*). Como a classificação do filo é de conhecimento geral, optou-se por seu uso e, dada a clara preferência por áreas Impactadas (Figura 1), foi atribuído valor 1 no IBVol.

As diferenças morfológicas da ordem Odonata permitem que sejam facilmente identificados em nível taxonômico de sub-ordem, Zygoptera e Anisoptera, pela presença de brânquias externas no primeiro. A identificação em nível de família não foi viável para este público. Ademais, os padrões encontrados para as famílias foram similares em todas as situações, não justificando sua separação a este nível taxonômico.

Embora errôneo, para facilitar a comunicação com os voluntários, a classificação adotada em comum acordo foi de “Odonata com cauda” (Zygoptera) e “Odonata sem cauda” (Anisoptera). Ambas as sub-ordens apresentaram preferência por locais mais bem preservados, porém como relativamente poucos organismos foram coletados (1,4% do total) e se distribuíram por todo o gradiente, foi atribuído a ambas o valor 2 no IBVol.

Para a ordem Trichoptera, optou-se por uma classificação com base nas “características mais facilmente identificáveis” ao invés de uma subdivisão respeitando critérios taxonômicos. A observação de que larvas construtoras de abrigos (usando pedras, folhas, gravetos e/ou seda) têm clara preferência por áreas Referência (Figura 1), fez com que lhe fosse atribuído valor 5 no IBVol. Vale ressaltar que não houve diferenças claras entre as distribuições de larvas fragmentadoras construtoras de abrigos com folhas e graveto (particularmente representados por *Phylloicus* – Calamoceratidae; *Necopsyche* e *Triplectides* – Leptoceridae) das construtoras de abrigos de pedras e seda, geralmente raspadoras ou coletoras (Helicopsychidae, Glossosomatidae, Odontoceridae e demais Leptoceridae). Dessa forma, o grupo “Trichoptera com casulo”, apesar de não possuir base taxonômica (inclusive por haver uso dos mesmos casulos por diferentes espécies, segundo Crisci-Bispo *et al.* 2004), pode ser usado nos programas participativos com essa classificação.

O grupo “Trichoptera sem casulo” incluiu organismos de vida-livre, em toda ou na maior parte de seu desenvolvimento: Hydrobiosidae, Hydropsychidae, Philopotamidae, Polycentropodidae e Hydroptilidae. Nesse último, apesar de construírem abrigos de seda permeável, isso só ocorre nos últimos instares e muitos voluntários os classificavam como “sem casulo” justamente por serem totalmente visíveis mesmo dentro dos abrigos. A distribuição desse grupo foi bem distinta dos “Trichoptera com casulo” (Figura 1), evidenciando que são favorecidos por características ecológicas distintas, justificando sua separação. O grupo foi bem representado nas áreas Referência, Sub-ótimas e Regulares (Figura 1) e, portanto, lhe foi atribuído valor 2 no IBVol.

Em Diptera, percebem-se dois padrões de distribuição: um com destaque para os dois grupos mais abundantes, Simuliidae e Chironomidae, cujos

picos foram em áreas Regulares ou Impactadas (Simuliidae – Referência 11,3% dos indivíduos por amostra, em média; Sub-ótimas 21%; Regulares 39% e Impactadas 1,3% – e Chironomidae – Referência 35,3%; Sub-ótimas 39,4%; Regulares 23,9% e Impactadas 60,2%). Também se destacaram Tipulidae e Empididae, bem representados em áreas Referência ou Sub-ótimas (Tipulidae – Referência 0,5% dos indivíduos por amostra, em média; Sub-ótimas 0,1%; Regulares 0,03% e ausente em áreas Impactadas – e Empididae – Referência 0,4%; Sub-ótimas 0,3%; Regulares 0,3% e Impactadas 0,08%).

Assim como ocorreu com Trichoptera, optou-se por uma divisão baseada em características morfológicas mais facilmente identificáveis e não necessariamente com base em critérios taxonômicos. Logo, dada a preferência de “Diptera com cabeça distinta” (que reúne as famílias Chironomidae, Simuliidae, Ceratopogonidae, Culicidae e Psychodidae) por locais mais impactados (Figura 1), foi atribuído valor 1 no IBVol. Já o grupo “Diptera sem cabeça distinta” (famílias Tipulidae e Empididae), apesar do baixo percentual relativo, foi mais comumente encontrado em locais Referência, mas também em áreas Sub-ótimas e Regulares (Figura 1), recebendo valor 3 no IBVol.

Os grupos Hirudinea e Oligochaeta foram frequentemente associados às áreas mais impactadas, sendo este último muito abundante nesse trecho (Hirudinea – ausentes em áreas Referência; Sub-ótimas 0,01% dos indivíduos por amostra, em média; Regulares 0,02% e Impactadas 0,6% – e Oligochaeta – Referência 0,09%; Sub-ótimas 0,02%; Regulares 0,07% e Impactadas 4,1%). Já Turbellaria, apesar de ter maior percentual relativo em localidades Sub-ótimas (Turbellaria – ausente em áreas Referência; Sub-ótimas 0,06%; Regulares 0,01% e Impactadas 0,05%), isto foi causado pela presença desses organismos em uma só amostra. Esse grupo pode ser considerado mais facilmente associado a locais impactados (encontrado em mais de 70% das amostras nesta condição), sendo atribuído valor 1 a cada um destes grupos para a construção do IBVol.

Os Crustacea foram representados por poucos indivíduos, predominantemente encontrados em áreas Referência e ausentes dos locais impactados (Referência 0,7% dos indivíduos por amostra, em média; Sub-ótimas 0,1%; Regulares 0,07% e ausente em áreas Impactadas), sendo-lhe atribuído valor 4 no IBVol.

Em resumo, o índice foi composto por dois grupos fortemente associados a áreas Referência (Plecoptera e “Trichoptera com casulo”), recebendo valor 5 no IBVol, e dois grupos com preferência por áreas mais bem conservadas (Megaloptera e Crustacea), recebendo valor 4. As ordens Ephemeroptera, Coleoptera, Hemiptera e o grupo “Diptera sem cabeça distinta” também foram associadas a essas áreas, mas tiveram boa distribuição em áreas Regulares, sendo-lhes atribuído valor 3. Os organismos considerados moderadamente sensíveis e que tiveram distribuição mais associada a áreas Regulares foram Odonata (“com cauda” e “sem cauda”) e “Trichoptera sem casulo”, recebendo valor 2. Por fim, os organismos considerados tolerantes foram “Diptera com cabeça distinta”, Mollusca, Oligochaeta, Hirudinea e Turbellaria, recebendo valor 1 no IBVol (Tabela I).

Tabela I. Valores atribuídos a cada grupo de macroinvertebrado para composição do Índice Biológico para Voluntários (IBVol).
Table 1. Scores assigned to each macroinvertebrate group in the Volunteer Biotic Index (IBVol).

Grupo	Valor IBVol
Plecoptera	5
Trichoptera com casulo	5
Crustacea	4
Megaloptera	4
Coleoptera	3
Ephemeroptera	3
Diptera sem cabeça distinta	3
Hemiptera	3
Odonata com cauda	2
Odonata sem cauda	2
Trichoptera sem casulo	2
Mollusca	1
Diptera com cabeça distinta	1
Turbellaria	1
Hirudinea	1
Oligochaeta	1

A aplicação dos valores do índice nas amostras retiradas dessas localidades revelou que o IBVol foi significativamente correlacionado com o índice de avaliação de habitats e com a Demanda Bioquímica de Oxigênio da água (DBO) (Figura 2).

Para que os resultados de um índice sejam considerados confiáveis, é importante que o mesmo seja testado em regiões diferentes da que foi criado. O teste do índice no município de Domingos Martins, região serrana do Espírito Santo, indicou que o índice se manteve correlacionado com os mesmos parâmetros

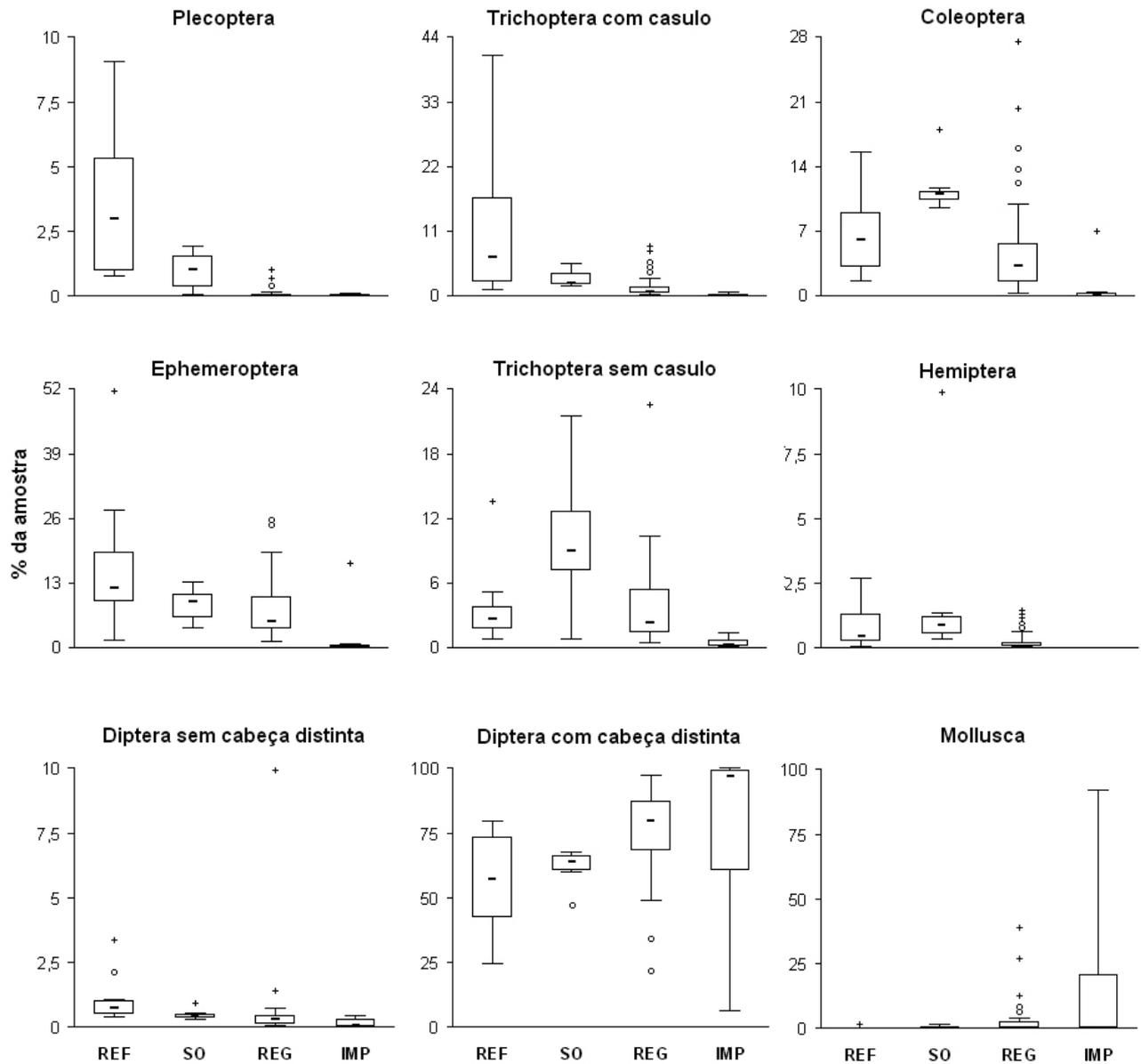


Figura 1. Percentual relativo de cada grupo de macroinvertebrado coletado em quatro condições ecológicas (Ref – Referência; SO – Sub-ótima; Reg – Regular e Imp – Impactada). Nos gráficos, o sinal (-) indica a mediana, as bordas da caixa representam os percentis 25% e 75%, as extremidades indicam os valores mínimo e máximo, o sinal (o) indica os valores outlier e o sinal (+) indica os valores extremos.

Figure 1. Relative percentage of each macroinvertebrate group collected at sites representing four ecological conditions (Ref – Reference sites; SO – Sub-optimal; Reg – Regular; Imp – Impaired). In the Box-and-Whisker plots, the sign (-) represents the median, borders of the box the quartiles 25% and 75%, extremities indicate maximum and minimum numbers, sign (o) outlier values and sign (+) extreme values.

(índice de avaliação de habitats: $r = 0,76$; $p < 0,001$; e DBO: $r = -0,79$; $p < 0,001$), comprovando que, apesar de simplificado, pode ser utilizado em regiões diferentes da que o originou.

Como comentários à aplicação do IBVol, este se mostrou uma ferramenta de avaliação ambiental simples e robusta o suficiente para uso em programas de capacitação de agentes comunitários. No entanto, é uma mera ferramenta de análise que, por si só, não garante a melhoria da qualidade da água – a participação pública, bem como de outros atores,

é fundamental para esse fim. Outros fatores devem ser levados em consideração para que os dados sejam considerados válidos: as estratégias usadas nos programas de treinamento dos voluntários e, mais importante, um plano de controle que ateste a qualidade dos dados gerados por essas equipes.

A inclusão de voluntários no monitoramento ambiental não substitui a ação de biólogos ou outros técnicos. Como os rios são ecossistemas complexos, em muitas situações os resultados numéricos produzidos por esses índices (reduzidos a um único

valor) não fornecem informações suficientes para a tomada de decisões. Nestes casos, a experiência desses profissionais continua sendo fundamental na documentação da causa dos impactos, quantificação dos efeitos e desenvolvimento de planos mitigadores e preventivos desses impactos (Engel & Voshell 2002).

O IBVol foi desenvolvido e testado para uma situação ecológica (rios de montanha, de pequeno a médio porte, com fundo de pedras) e, embora tenha sido testado com sucesso em outros sistemas aquáticos, sua aplicação não deve ser automática para todas as situações. Variações fisiográficas como altitude, tamanho do rio, tipo e composição de leito, presença ou não de mecanismos naturais de retenção, dentre outros, podem ser responsáveis por alterações da fauna que nada têm a ver com impactos antropogênicos. Portanto, alterações nos valores podem ser necessárias e estudos ecológicos devem ser conduzidos nas novas áreas antes que o índice seja aplicado pelos voluntários ou grupos técnicos.

O IBVol foi construído apenas com dados relativos à presença dos organismos. No entanto, os resultados indicaram que agregar informação sobre a frequência relativa dos organismos poderia dar ainda mais robustez ao índice. As dificuldades disso são quanto à padronização das contagens dos organismos por diferentes grupos de voluntários que, por não terem necessariamente um longo treinamento técnico, demonstraram dificuldades para coletar e identificar

os organismos de menor tamanho, menor movimentação ou de coloração críptica. As contagens tornam o processo mais complexo e mais passível de erros, por isso, pelo menos para grupos iniciantes, parece ser prudente o uso apenas de dados binários (presença/ausência) para o cálculo do índice.

Dificuldades ainda maiores se aplicam no caso do aumento da resolução taxonômica. Parece haver benefícios na identificação, pelo menos ao nível de família para Ephemeroptera, mas isso requer treinamento específico, nem sempre factível com a disponibilidade de tempo dos voluntários. Assim, os potenciais benefícios podem se transformar em problemas, caso a identificação não seja feita corretamente, o que pode afetar a classificação os corpos d'água, prejudicando a implantação dos planos de recursos hídricos.

No Brasil, o voluntariado ainda não é suficientemente sólido, apesar de ter havido um avanço significativo na criação de mecanismos e espaços para a participação da sociedade civil nos últimos anos (Camargo *et al.* 2003). Essas ações não são, necessariamente, “transferências de responsabilidades” ou “culpabilização das vítimas”, como afirmam alguns (ver em Valla 1998), pois se os benefícios que essa participação trará para a comunidade forem pequenos, não haverá o engajamento por muito tempo. No que diz respeito à participação no monitoramento ambiental, o fato da informação ser gerada

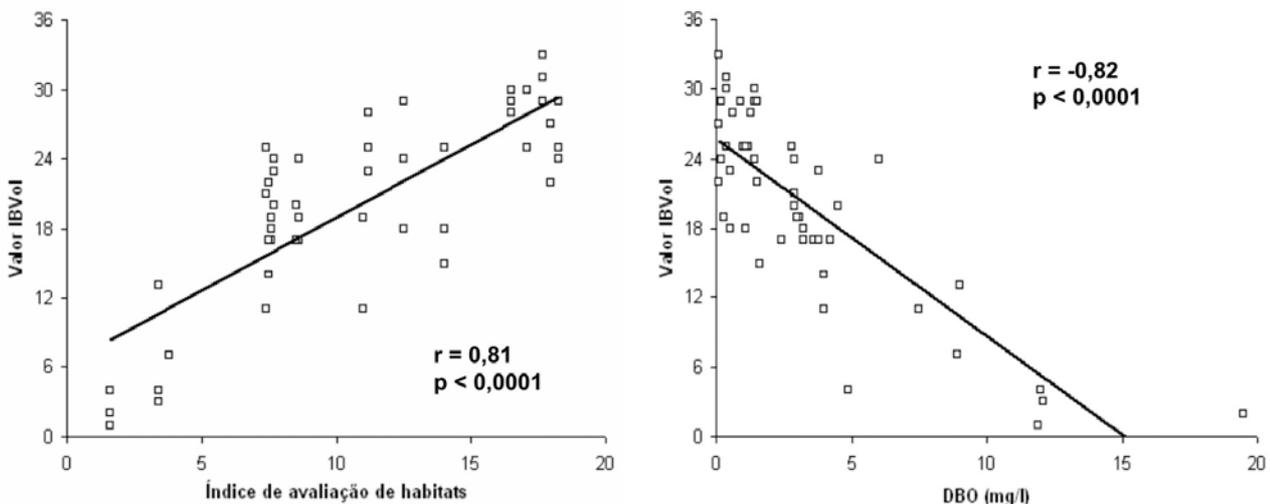


Figura 2. Correlação de Pearson entre os valores obtidos no Índice Biológico para Voluntários (IBVol) e o Índice de avaliação de habitats e a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) em 52 localidades/ocasiões de coleta.

Figure 2. Pearson Correlations between the Volunteer Biotic Index (IBVol) and the Visual-based Habitat Assessment for Streams and Biological Chemical Demand (DBO).

localmente, com autonomia do grupo de voluntários é um indicativo de empoderamento das comunidades, que passam a contar com informações importantes para pleitear seu papel nos espaços de decisão sobre os planos de recursos hídricos. Os programas realizados nos estados do Rio de Janeiro, Espírito Santo e Paraná demonstraram que o monitoramento participativo permite ao público, atuar nos processos de discussão com vistas à resolução dos problemas detectados (Buss *et al.* in prep.).

AGRADECIMENTOS: Este estudo contou com a valiosa participação de voluntários e professores das Escolas Municipal Ilza Junger Pacheco e Colégio Cenecista Alcindo Guanabara, além da Secretaria Municipal de Educação – na figura de seu secretário à época, Ivan Coutinho.

REFERÊNCIAS

- ALBA-TERCEDOR, J. & SÁNCHEZ-ORTEGA, A. 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnética*, 4: 51-56.
- 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). EPA 841-B-99-002. EPA, Office of Water, Washington. 197p.
- BUSS, D.F. 2001. *Utilizando macroinvertebrados no desenvolvimento de um procedimento integrado de avaliação da qualidade da água de rios*. Dissertação de mestrado. UFRJ, Rio de Janeiro, Brasil. 132p.
- BUSS, D.F.; BAPTISTA, D.F.; SILVEIRA, M.P.; NESSIMIAN, J.L. & DORVILLÉ, L.F.M. 2002. Influence of water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrate assemblages in a river basin in south-east Brazil. *Hydrobiologia*, 481: 125-136.
- BUSS, D.F. & SALLES, F.F. 2007. Using Baetidae Species as Biological Indicators of Environmental Degradation in a Brazilian River Basin. *Environmental Monitoring and Assessment*, 130: 365-372.
- CAMARGO, A.; CAPOBIANCO, J.P.R. & OLIVEIRA J.A.P. 2003. *The state of the Brazilian environment 1992-2002: a view from civil society*. CIDS/EBAPE, Rio de Janeiro. 47p.
- CETEC (FUNDAÇÃO CENTRO TECNOLÓGICO DE MINAS GERAIS). 1998. *Biomonitoramento da qualidade da água da bacia do Alto Rio das Velhas*. Relatório Técnico Final. CETEC, Belo Horizonte. 110p.
- CETESB (COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL DE SÃO PAULO). 2004. *Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo 2003*. CETESB, São Paulo. 264p.
- CNUMAD. 1992. *Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento: a Agenda 21*. Senado Federal, Brasília. 585p.
- CRISCI-BISPO, V.L.; BISPO, P.C. & FROEHLICH, C.G. 2004. *Triplectides* larvae in empty cases of *Nectopsyche* (Trichoptera, Leptoceridae) at Parque Estadual Intervales, São Paulo State, Brazil. *Revista Brasileira de Entomologia*, 48(1): 133-134.
- ENGEL, S. & VOSHELL, J.R. 2002. Volunteer Biological Monitoring: Can It Accurately Assess the Ecological Condition of Streams? *American Entomologist*, 48(3): 164-177.
- FERRARO, S.P. & COLE, F.A. 1992. Taxonomic level sufficient for assessing a moderate impact on macrobenthic communities in Puget Sound, Washington, USA. *Can. J. Fish. Aquatic Sciences*, 49: 1184-1188.
- GIOVANELLI, A. 2005. *Avaliação dos efeitos de Melanoides tuberculatus (Muller, 1774) sobre moluscos do gênero Biomphalaria e seu impacto sobre a biodiversidade das comunidades de macroinvertebrados aquáticos, no município de Guapimirim, RJ*. Tese doutorado. FIOCRUZ, Rio de Janeiro, Brasil.
- HAWKES, H.A. 1997. Origin and development of the Biological Monitoring Working Party score system. *Water Research*, 32: 964-968.
- HILSENHOFF, W.L. 1988. Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *Journal of the North American Benthological Society*, 7(1):65-68.
- LEVY, S. 1998. Using bugs to bust polluters. *Bioscience*, 48: 342-346.
- MAAS R.P.; KUCKEN, D.J. & GREGUTT, P.F. 1991. Developing a rigorous water quality database through a volunteer monitoring network. *Lakes and Reservoir Management*, 7: 123-126.
- MARKUSIC, J.S. 1991. Cost-effective monitoring using lay volunteers on Shipshewana Lake. *Lakes and Reservoir Management*, 7: 126-131.
- MATTSON, M.D.; WALK, M.F.; KERR, P.A.; SLEPSKI, A.M.; ZAJICEK, O.T. & GODFREY, P.J. 1994. Quality assurance testing for a large scale volunteer monitoring program: The acid rain monitoring project. *Lakes and Reservoir Management*, 9: 10-13.
- PENROSE, D. & CALL, S. M. 1995. Volunteer monitoring of benthic macroinvertebrates: regulatory biologists' perspectives. *Journal of the North American Benthological Society*, 14: 203-209.
- 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*. EPA 440/4-89/001. EPA, Office of Water, Washington. 170p.
- ROSENBERG, D.M. & RESH, V.H. 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York. 488 pp.
- TUCCI, C.E.M.; HESPANHOL, I. & NETTO, O.M.C. 2001. *Gestão da água no Brasil*. UNESCO, Brasília. 156p.
- USEPA (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). 1997. *Volunteer Stream Monitoring: A Methods Manual*. EPA 841-B-97-003. EPA, Office of Water, Washington. 227p.
- VALLA, V.V. 1998. Sobre participação popular: uma questão de perspectiva. *Cadernos de Saúde Pública*, 14 (Supl. 2): 7-18.

Submetido em 15/05/2008.

Aceito em 22/09/2008.