

DESENVOLVIMENTO DE ÍNDICES MULTIMÉTRICOS PARA UTILIZAÇÃO EM PROGRAMAS DE MONITORAMENTO BIOLÓGICO DA INTEGRIDADE DE ECOSISTEMAS AQUÁTICOS

Renata Bley da S. de Oliveira^{1,2*}, Carolina Milhorange de Castro¹ & Darcilio Fernandes Baptista¹

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

²Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Inst. de Biologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Ilha do Fundão, Caixa Postal: 68020. Rio de Janeiro, Brasil. CEP: 21941-590.

*E-mail: reoliveirabio@gmail.com

RESUMO

Os índices multimétricos constituem atualmente as ferramentas de avaliação biológica da integridade ecológica de ecossistemas aquáticos mais utilizadas em programas rotineiros de monitoramento biológico, sendo ferramenta padrão em países como EUA, Alemanha, França e Áustria. A força da abordagem multimétrica está na habilidade de integrar informações dos vários aspectos de uma comunidade biológica para fornecer uma classificação geral da degradação, sem perder a informação proveniente das métricas individuais. O desenvolvimento desse tipo de índice é baseado na comparação entre áreas livres de influência humana, consideradas como referências, e áreas sujeitas a impactos da atividade humana. As formas mais utilizadas de desenvolver índices multimétricos serão dispostas na presente revisão que visa fornecer uma explicação objetiva das etapas necessárias para o desenvolvimento do índice.

Palavras-chave: Índice multimétrico, Índice de Integridade Biótica, biomonitoramento.

ABSTRACT

DEVELOPING MULTIMETRIC INDICES FOR AQUATIC ECOSYSTEMS INTEGRITY BIOASSESSMENT. Multimetric indices are nowadays the most popular tool for assessing biological integrity of aquatic ecosystems, being broadly employed in biomonitoring programs in USA, Germany, France, and Austria. The greatest advantage of this approach is its capability of integrating different aspects of a given biological community in order to return a general classification of the degree of disturbance without loss of individual metrical information. The design of this type of index is based on comparing between selected regions devoid of human influence – taken as references – with areas under strong human influence. The most common ways of developing multimetric indices are herein explained, and the series of necessary steps are objectively explained.

Keywords: Multimetric Index, Index of Biotic Integrity, biomonitoring.

INTRODUÇÃO

DEFINIÇÃO E ORIGEM DOS ÍNDICES MULTIMÉTRICOS

Há 27 anos, quando o monitoramento da qualidade da água era feito principalmente através de parâmetros físico-químicos, Karr (1981) desenvolveu um Índice de Integridade Biótica (*Index of Biotic Integrity* - IBI). Este índice era designado para quantificar características das comunidades de peixes para avaliar a integridade biótica de rios. A “integridade biótica” pode ser definida como “a capacidade de manter uma

comunidade de organismos equilibrada, integrada e adaptativa, possuindo diversidade e organização funcional semelhantes às áreas que conservam o habitat natural da região”. Nesta definição, Karr & Dudley (1981) incluíram a noção da aplicabilidade regional do conceito, o que hoje é um desafio a ser enfrentado nos processos de desenvolvimento de ferramentas para o biomonitoramento.

Desde então os IBI's baseados na comunidade de peixes se tornaram uma ferramenta padrão para monitoramento de rios e lagos. Todos os continentes possuem adaptações de índices multimétricos (Hughes & Oberdorff 1999). A maioria das adaptações do

modelo original de Karr foi realizada para rios (Araújo *et al.* 2003, Hued & Bistoni 2005, Rodríguez-Olarte *et al.* 2006, Ferreira *et al.* 2007). No entanto, a idéia se propagou também para diferentes ecossistemas, como lagos (Lyons *et al.* 2000, Drake & Pereira 2003), recifes (Jameson *et al.* 2001) e estuários (Puente *et al.* 2008). A utilização de macroinvertebrados bentônicos para o desenvolvimento de índices é atualmente extremamente comum, especialmente para avaliação da integridade de rios e riachos (Barbour *et al.* 1996, Klemm *et al.* 2003, Böhmer *et al.* 2004, Moya *et al.* 2007). Além disso, outros organismos passaram a ser utilizados como bioindicadores para o desenvolvimento dos índices, como pássaros (Bryce *et al.* 2002), anfíbios (Hughes *et al.* 2004), macrófitas aquáticas (Miller *et al.* 2006), perifiton (Hill *et al.* 2003) e fitoplâncton (Lacouture *et al.* 2006). No Brasil, existem três trabalhos publicados em revistas internacionais que apresentam desenvolvimento de índices multimétricos: (1) para macroinvertebrados em riachos (Baptista *et al.* 2007); (2) para peixes em rios (Araújo *et al.* 2003, Bozzeti & Schulz 2004).

Um índice multimétrico considera os efeitos de múltiplos impactos e agrega medidas biológicas individuais em um único valor que pode ser usado para avaliar a condição geral de um local (Hering *et al.* 2006). Essas medidas biológicas são comumente chamadas de métricas. Estas podem ser definidas como uma característica ou um processo mensurável de um sistema biológico que se altera em valor ao longo de um gradiente de influência humana (Karr & Chu 1999). As métricas devem apresentar respostas previsíveis da biota com o aumento do distúrbio, sendo ele proveniente de um único fator de impacto ou dos efeitos cumulativos da influência humana em função dos usos múltiplos da água.

O desenvolvimento de índices multimétricos é baseado na comparação entre áreas que refletem as condições mais próximas do natural (referência) e áreas impactadas (teste). Essa abordagem é chamada de *a priori*, uma vez que é preciso definir antecipadamente os critérios que separam estes dois grupos. A definição das áreas de referência vem sendo assunto de muita discussão, especialmente em função do avanço da influência humana e a conseqüente escassez de áreas prístinas.

Recentemente, com os índices multimétricos caracterizando as ferramentas mais utilizadas em

programas de monitoramento biológico, surgiram muitas discussões acerca de seu uso apropriado (e.g. Karr and Chu 1999, Norris & Hawkins 2000). As questões que têm levantado maiores discussões são: Quando e como as métricas devem ser modificadas ou substituídas em um IBI? Quantas métricas são necessárias para compor um índice? Como o processo de desenvolvimento dos índices pode se tornar menos subjetivo (Whittier *et al.* 2007)?

Nesse contexto, esta revisão busca levantar as diversas formas de desenvolvimento de índices multimétricos em geral, considerando os diferentes grupos biológicos utilizados como biomonitores, buscando comparar as diferentes abordagens e apresentar os novos caminhos que a literatura recente traz para tornar a utilização destes índices uma ferramenta ainda mais robusta.

VANTAGENS E DESVANTAGENS DOS ÍNDICES MULTIMÉTRICOS

A força da abordagem multimétrica está na habilidade de integrar informações dos vários aspectos de uma comunidade para fornecer uma classificação geral do nível de degradação do ecossistema, sem perder a informação proveniente das métricas individuais. As métricas devem ser baseadas em conceitos ecológicos sólidos e representar processos complexos do ecossistema, permitindo a avaliação de funções ecológicas. A utilização de métricas de diferentes naturezas pode permitir a avaliação qualitativa além da quantitativa, uma vez que uma métrica individualmente pode ser capaz de qualificar a origem do impacto.

Em princípio, índices multimétricos podem ser aplicados em diferentes tipos de ecossistemas (rios, lagos, brejos, florestas) e para diferentes elementos da qualidade biológica (peixe, macroinvertebrados, macrófitas aquáticas, fitoplâncton, anfíbios), sendo uma ferramenta flexível que aumenta a comparabilidade entre os diferentes sistemas de avaliação.

Os custos de implementação da abordagem multimétrica vão depender do protocolo de coleta, triagem e identificação, que devem ser altamente padronizados para garantir a estabilidade do índice. O primeiro passo para o desenvolvimento dos critérios biológicos é o desenvolvimento de metodologias padronizadas que requerem muitos estudos prévios de teste e comparação de procedimentos metodológicos (Simon 2000).

A maioria dos sistemas de bioavaliação multimétrica utiliza protocolos de avaliação rápida (*Rapid Bioassessment Protocols*), que asseguram a aplicabilidade do método por apresentarem protocolos detalhados e definidos de todas as etapas da avaliação biológica. No entanto, muitos requerem identificação em nível de gênero, o que aumenta os custos para implementação (Bonada *et al.* 2006).

Os índices multimétricos são desenvolvidos a partir de uma amplitude de pontos definidos *a priori*, portanto seu bom funcionamento somente é garantido em locais com as mesmas características da área para a qual ele foi construído. Isso torna sua aplicação restrita a eco-regiões, bacias hidrográficas ou tipologia de rios. Para minimizar esse efeito, trabalhos recentes têm buscado desenvolver índices em escala continental, modelando a variação natural e tentando fazer com que o índice consiga diferenciar o impacto da variabilidade natural (Pont *et al.* 2006).

EXEMPLOS DE APLICAÇÃO EM PROGRAMAS DE BIOMONITORAMENTO

Os índices multimétricos são utilizados em dois dos maiores programas de biomonitoramento em larga escala: (a) nos Estados Unidos da América, onde as agências de proteção ambiental estaduais (EPA) realizam o monitoramento de rios, lagos e reservatórios e (b) na maioria dos países da União Européia que se organizaram recentemente em uma iniciativa para normatizar protocolos padronizados de monitoramento biológico utilizando índices multimétricos.

Nos EUA, em 1972, foi lançado pelo congresso o "*Clean Water Act*" que apresentava o objetivo de restaurar e manter a integridade física, química e biológica das águas da nação (Karr 1999). Isso trouxe a consciência da necessidade de programas eficientes de levantamento biológico devido à rapidez da destruição dos recursos hídricos. Foi então que se criou um esforço no sentido de coletar, analisar e interpretar dados biológicos para permitir ações de monitoramento, controle e mitigação do impacto. Com isso surgiu a iniciativa da criação dos *Rapid Bioassessment Protocols* (Protocolos de Bioavaliação Rápida) que tinham como base desenvolver: procedimentos rápidos, porém com validade científica, para levantamento biológico; relatórios científicos

que permitissem entendimento por leigos e gestores; resultados rápidos que viabilizassem as decisões de manejo (Barbour *et al.* 1999).

Nos EUA, as agências de proteção ambiental possuem domínio estadual, tendo cada uma suas leis e diretrizes. Em 1985 foi realizado um grande levantamento para verificar quais estados já possuíam algum sistema de biomonitoramento e quais eram os métodos mais utilizados. O *RBP I* (Plafkin *et al.* 1989) foi criado com base nos procedimentos de algumas destas agências. Atualmente existe o *RBP III* que agrega informações e métodos de mais agências, apresentando protocolos para macroinvertebrados, peixes e perifiton e englobando as mais variadas métricas utilizadas nos diferentes estados.

Apesar da tentativa do *RBP* de padronizar os procedimentos dos diferentes estados, ainda há algumas divergências principalmente no que concerne forma de coleta, triagem e identificação dos organismos entre as agências estaduais (Carter & Resh 2001). Em termos de análise e interpretação dos resultados, a grande maioria dos estados utiliza o conceito de métricas e índices multimétricos.

Em 1997, uma nova tentativa de normatizar protocolos de bioavaliação surgiu com o EMAP (*Environmental Monitoring and Assessment Program*), um programa que visa fazer um levantamento da condição ecológica das águas superficiais dos EUA e encorajar todos os estados a utilizar a mesma metodologia proposta nesse programa, para que avaliações futuras sejam ecológica e estatisticamente comparáveis em escala nacional (Stoddard *et al.* 2005). O EMAP apresenta protocolos para a avaliação biológica da integridade de riachos (Stoddard *et al.* 2005), de rios grandes (Lazorchak *et al.* 2000) e de lagos (Baker *et al.* 1997), sendo que todos utilizam índices multimétricos como ferramenta padrão para a avaliação.

Em Dezembro de 2002 foi publicada uma diretiva pelo congresso europeu (EU Water Framework Directive) visando normatizar diversos aspectos da política de gestão de recursos hídricos na Europa. O grande avanço desta iniciativa foi a obrigatoriedade de implementação do monitoramento biológico que deverá guiar medidas de restauração e manejo em ecossistemas aquáticos. Para atingir esse objetivo a União Européia financiou diversos projetos de pesquisa que buscassem desenvolver sistemas de biomonitoramento que preenchessem as expectativas da nova lei. Um

destes programas foi o AQEM (Desenvolvimento e teste de um programa de avaliação integrada da qualidade ecológica de rios e riachos na Europa usando macroinvertebrados bentônicos) um projeto que buscou desenvolver um sistema de monitoramento baseado em macroinvertebrados bentônicos e índices multimétricos em 8 países europeus (Hering *et al.* 2004).

Em 2006 foi criado mais um programa (STAR - Padronização das Classificações de Rios) que busca a intercalibração dos índices multimétricos dos diferentes países através da intercalibração das métricas comuns (ICM - *Intercalibration of the Common Metrics*) (Buffagni *et al.* 2006). Atualmente, 13 países da União Européia utilizam sistemas de biomonitoramento baseados na abordagem multimétrica de forma rotineira (Sandin & Verdonschot 2006).

Fora estes dois programas, apenas iniciativas locais, em pequena escala, conseguiram desenvolver índices multimétricos e aplicá-los como ferramenta de biomonitoramento. Em muitos locais, o maior desafio ainda está na etapa política de implementação de medidas práticas para o manejo dos recursos hídricos. No Brasil, a ausência de legislação específica para o biomonitoramento retira o caráter de obrigatoriedade desses procedimentos, minimizando sua importância para o sucesso de planos de manejo das águas do país.

DESENVOLVIMENTO DO ÍNDICE

Desenvolver um índice multimétrico robusto e eficiente requer a seleção atributos mensuráveis que forneçam sinais relevantes e confiáveis sobre os efeitos biológicos da influência humana. Esses atributos, tratados aqui como métricas, devem ser sensíveis a uma variedade de fatores físicos, químicos e biológicos que alteram os ecossistemas, tendo ainda que apresentar facilidade de mensuração e interpretação (Karr & Chu 2000). Essas métricas devem refletir os diversos aspectos que regem uma comunidade biológica, avaliando questões de estrutura, diversidade e composição.

No entanto, o desenvolvimento de uma ferramenta como um índice multimétrico deve considerar aspectos cruciais que acontecem bem antes da etapa de seleção das métricas propriamente dita (Figura 1). O trabalho começa em uma escala mais ampla, com a definição da área de aplicação do índice, a classificação do ecossistema alvo e a escolha das áreas de referência. Não existe

uma só maneira de realizar este trabalho, na verdade existem diversas formas de se desenvolver um índice multimétrico. O procedimento clássico para o desenvolvimento do índice está ilustrado na figura 1, no entanto, recentemente, muitas abordagens novas têm surgido com a finalidade de aumentar a eficiência, a área de aplicação e a robustez desta ferramenta. As etapas serão apresentadas separadamente em seguida, mostrando as diversas formas em que cada uma delas pode ser cumprida.

DEFINIÇÃO DA ÁREA DE APLICAÇÃO DO ÍNDICE

O desenvolvimento de um índice exige um sistema de classificação do corpo d'água para selecionar as áreas nas quais o funcionamento das métricas será avaliado. Sendo assim, os índices multimétricos possuem aplicabilidade regional, com definição da área de abrangência do índice *a priori*. Tais áreas podem ser inicialmente classificadas de acordo com características geográficas, físicas e químicas, utilizando parâmetros que sejam minimamente influenciados por atividades humanas. No entanto, refinamentos posteriores podem ser realizados através de dados biológicos. O objetivo desta classificação é criar grupos de pontos que irão minimizar a variância interna do grupo e maximizar a variância entre os mesmos (Barbour *et al.* 1999). O resultado disso pode ser a determinação de ecorregiões, tipologias ou ainda a utilização da bacia hidrográfica como unidade para aplicação do índice.

Nos EUA, a abordagem utilizada é a separação dos recursos hídricos por ecorregiões que são divididas de acordo com critérios geomorfológicos, geológicos, topográficos, climáticos, de altitude e de vegetação (Omernik 1995). Esta divisão pode apresentar diversas escalas, desde uma escala pouco refinada até uma altamente detalhada. No estado da Flórida, por exemplo, existem cinco níveis de refinamento em que o mais refinado apresenta até 20 sub-ecorregiões. No entanto, a escala utilizada pela EPA deste estado para o monitoramento biológico é o de nível 3, com três ecorregiões (Figura 2). Este grau de refinamento é suficiente para garantir a precisão dos 3 índices, um para cada ecorregião, sem comprometer a eficiência do programa de monitoramento.

Na Europa, de forma geral, os rios são separados por tipos e não por ecorregiões. Hering *et al.* (2004) definem "tipo de rio" como sendo uma "entidade artificialmente delimitada, mas com significado ecológico,

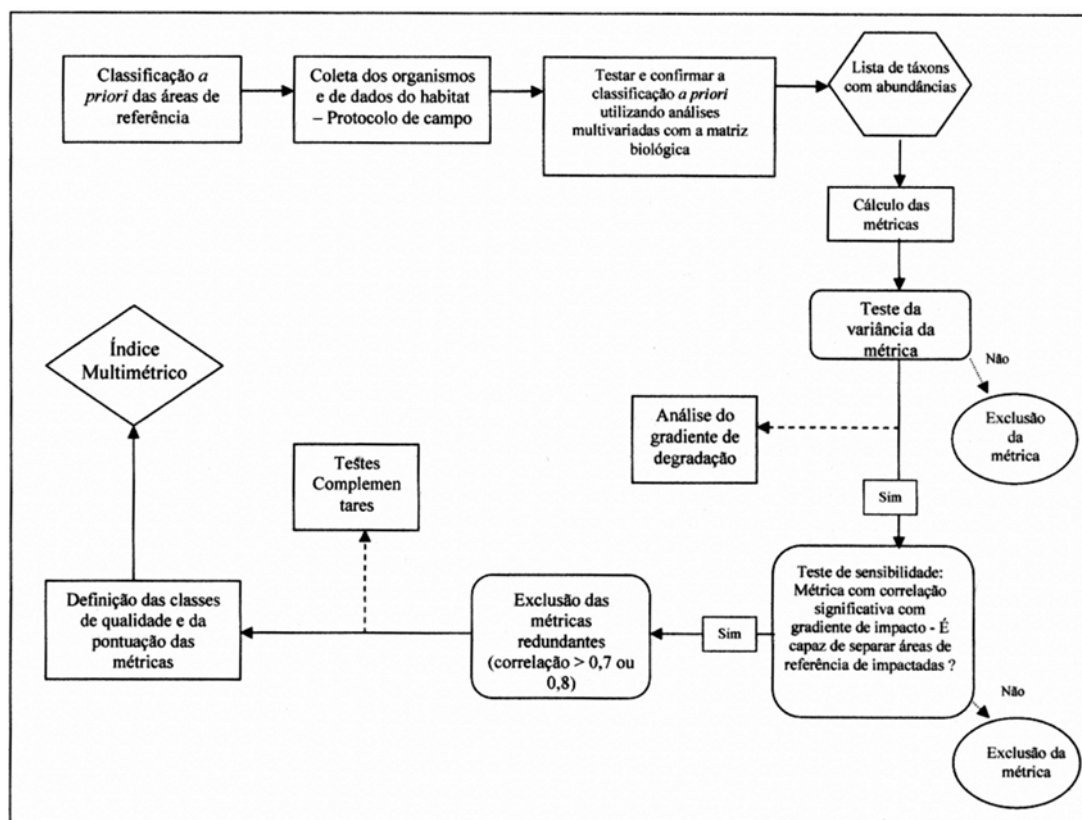


Figura 1. Esquema das etapas do desenvolvimento de um Índice Multimétrico (adaptado de Hering *et al.* 2006)

Figure 1. Steps for developing a multimetric index (adapted from Hering *et al.* 2006)

com variações internas bióticas e abióticas limitadas e que se diferencie em aspectos bióticos e abióticos de outros tipos de rios”. Para programas que objetivam a avaliação de rios e riachos, como é o caso do AQEM, esses mesmos autores sugerem que a definição do tipo de rio deve ser baseada nas condições de referência, próximas ao natural.

A classificação é feita na maioria das vezes apenas com base em fatores químicos e físicos. Na diretiva do quadro de águas europeu são propostos dois sistemas para classificação: (A) a tipologia é baseada na ecorregião definida por Illies (1978), tamanho do rio, com base na área da bacia, geologia da bacia e altitude (0-200m, 200-800m, >800m); (B) cinco fatores obrigatórios (altitude, longitude, latitude, geologia e tamanho do rio) e quinze fatores facultativos (profundidade média, distância da fonte, composição do substrato etc.) (Sandin & Verdonshot 2006). O sistema AQEM utiliza trinta tipos de rios diferentes distribuídas em seus oito países participantes, no entanto análises posteriores com a matriz biológica mostraram que poderiam ser consideradas apenas três grandes grupos: rios montanhosos, de baixada e mediterrâneos (Sandin & Verdonshot 2006).

No Brasil não existem ainda trabalhos publicados de divisão de ecorregiões ou tipologias com fim de monitoramento de corpos d’água. No Brasil, as iniciativas de desenvolvimento de programas e ferramentas de biomonitoramento são baseadas na bacia hidrográfica como unidade de aplicação (Baptista *et al.* 2007, Marques & Barbosa 2001, Araújo *et al.* 2003, Bozzetti & Schulz 2004, Ferreira & Casatti 2006). Isso se deve em grande parte ao fato de que as bacias hidrográficas são também a unidade de gerência dos rios, devendo possuir, cada uma, seu próprio comitê gestor. Os trâmites políticos e legais para desenvolver programas de biomonitoramento em conjuntos de bacias, respeitando a separação dos biomas, por exemplo, ainda são grande obstáculo neste processo. Nesta etapa de definição da área de abrangência do índice é preciso ter cuidado com a relação custo-benefício entre diminuir a área de abrangência do índice e a garantia de resultados mais robustos, uma vez que uma área de atuação extremamente restrita pode reduzir a viabilidade da aplicação da ferramenta em termos de gestão política do recurso. É necessário pensar qual o grau de refinamento realmente necessário para viabilizar a implementação de um sistema de biomonitoramento rotineiro.

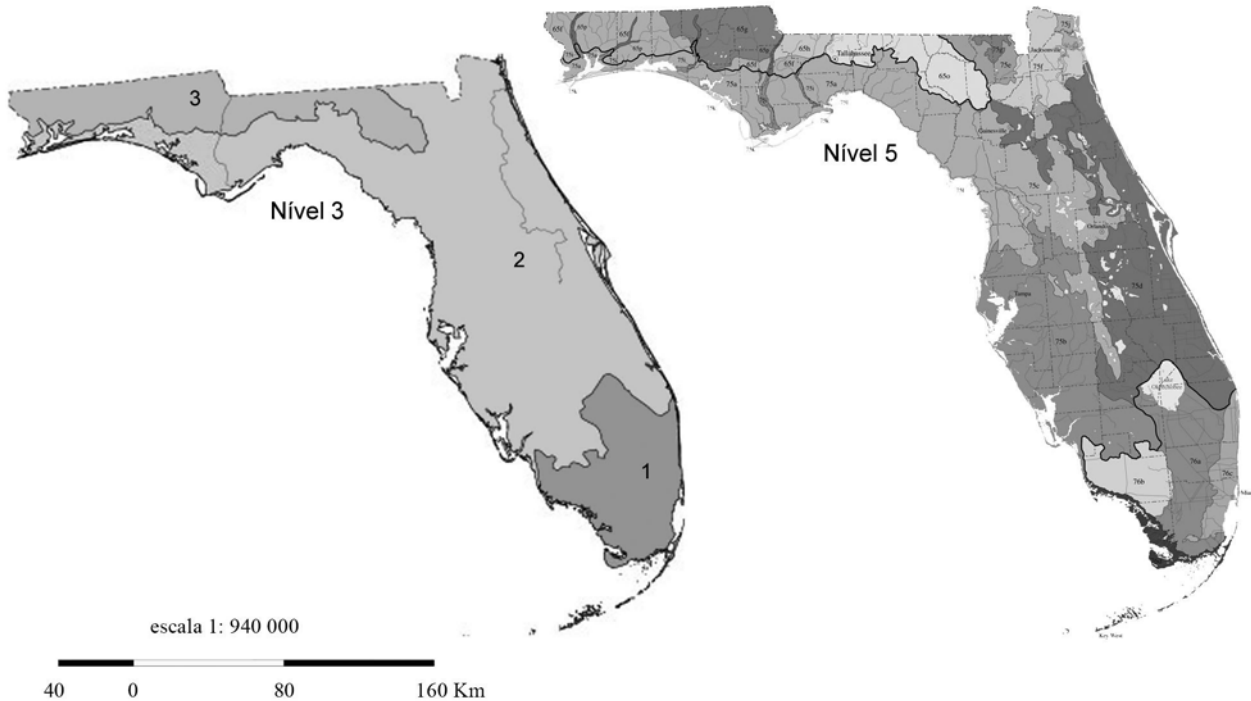


Figura 2. Definição de ecorregiões no estado da Flórida, EUA. (A) Nível 3 – refinamento médio, com 3 ecorregiões. (B) Nível 5 – alto refinamento, com 20 sub-ecorregiões. (Fonte: USEPA – www.epa.gov).

Figure 2. Defining ecoregions in Florida state, USA. (A) Level 3 - three ecoregions (B) Level 5 - approximately 20 ecoregions. (Source: USEPA - www.epa.gov).

SELEÇÃO DO GRADIENTE DE DEGRADAÇÃO – DEFINIÇÃO DAS ÁREAS DE REFERÊNCIA

É imprescindível, para o desenvolvimento de um índice, que o conjunto de dados abranja um gradiente de impacto incluindo áreas pouco ou minimamente impactadas (Referências) e áreas altamente degradadas (Teste). Um gradiente de estresse ambiental idealmente deve apresentar dados de locais sob todas as intensidades de distúrbios (Bom, moderado, ruim, altamente degradado) (Hering *et al.* 2006). Esse gradiente pode ser contínuo ou dividido em classes de qualidade.

Uma vez que o foco principal do biomonitoramento é a avaliação do efeito da atividade humana, estimar a condição biológica na ausência desta interferência é um passo fundamental. A definição da condição de referência vem sendo amplamente discutida e permanece controversa (Stoddard *et al.* 2006). Em geral, o conceito de “condição de referência” é largamente utilizado para descrever o padrão contra o qual a condição a ser avaliada será comparada. Stoddard *et al.* (2006) sugerem que o termo geral “condição de referência” seja substituído por termos mais específicos como: condição de referência para

integridade biológica, condição minimamente impactada, condição de menor impacto. Essa divisão pode auxiliar principalmente em casos onde áreas prístinas ou perto de naturais não existem mais e o conceito de condição de referência precisa ser relativizado.

Os critérios e os métodos para determinação das áreas de referência são muitos. No entanto quase todos os métodos incluem em alguma instância o julgamento de um profissional com experiência. Este pode ser um critério subjetivo, mas em muitos casos, se associado a outros critérios, pode ser um ótimo estimador da condição de referência. Essa classificação pode ser baseada em aspectos de uso da terra, qualidade físico-química e qualidade e disponibilidade de habitat. Critérios quantitativos são importantes no sentido de diminuir a subjetividade da classificação (Stoddard *et al.* 2006).

Em diversos programas de monitoramento biológico, valores críticos de parâmetros como pH, demanda de oxigênio, concentração de oxigênio, nitrogênio total, percentual de urbanização com relação à área total, extensão de mata ciliar, dentre outros, são estabelecidos para determinar a condição de referência. Estes valores críticos só podem ser estabelecidos quando se conhece bem as variações naturais dos parâmetros em condições prístinas e impactadas.

Stoddard *et al.* (2006) criticam a utilização da biota residente como critério para definição de área de referência devido à questão da circularidade, uma vez que é preciso evitar qualquer noção pré-concebida da estrutura da comunidade de áreas “tipicamente” de referência. O mais importante da definição das áreas de referência é descrever toda a variabilidade natural presente em locais na ausência da interferência humana utilizando critérios independentes e pouco subjetivos, que garantam precisão da avaliação. A biota será posteriormente avaliada pelos índices de integridade biótica.

Tanto os sistemas AQEM (europeu) quanto RBP (EUA) valorizam bastante a caracterização do habitat físico como importante ferramenta na determinação da classificação dos locais de coleta. No RBP para rios é sugerido um Protocolo de Avaliação Visual do Habitat (Barbour *et al.* 1999) que avalia parâmetros como: largura da vegetação marginal, presença de dispositivos de retenção no leito, grau de assoreamento do leito, presença de construções potencialmente poluidoras, etc. Este protocolo fornece uma pontuação final que pode ser um dos valores críticos utilizados na classificação dos locais.

Kaufmann *et al.* (1999) descrevem conceitos e procedimentos analíticos para caracterização do habitat físico em rios e fornecem métodos para calcular medidas e índices de gradiente, sinuosidade, estabilidade do substrato, complexidade do habitat, estrutura da vegetação ripária, interação entre canal e vegetação marginal. Medidas como estas refletem de forma fiel os distúrbios de habitat decorrentes principalmente do desmatamento e ocupação das margens, podendo constituir bons parâmetros para definição de áreas de referência.

PADRONIZAÇÃO DO PROCEDIMENTO DE COLETA, TRIAGEM E IDENTIFICAÇÃO

Os dados provenientes do procedimento de campo, triagem e identificação devem ter qualidade suficiente para permitir inferências sobre a condição biológica do ecossistema. A chave para isso é definir um protocolo rígido, que garanta a precisão e acurácia das informações provenientes de diferentes grupos responsáveis por esta etapa (Haase *et al.* 2004).

O sucesso do monitoramento biológico depende principalmente de medidas precisas dos organismos

indicadores em campo (Karr 1999). Neste momento, é importante definir o artefato utilizado para coleta, o número de réplicas, os habitats que serão amostrados, etc. Para esta definição é importante ter em mente que o artefato de coleta deve ser adequado para cada circunstância encontrada. Por exemplo, é difícil utilizar um coletor que funciona bem em pequenos riachos em rios de grande magnitude, portanto devem ser estabelecidos diferentes protocolos de coleta. Quanto aos habitats coletados deve-se pensar que a amostra deve refletir a diversidade dos mesmos, sendo importante incluir na amostra os organismos característicos dos diversos microhabitats do ecossistema.

Outros fatores influenciam a qualidade de uma avaliação e devem receber atenção adequada: definição do procedimento de subamostragem, tamanho mínimo de amostra e resolução taxonômica (Karr 1999). A subamostragem é uma operação padrão em programas de biomonitoramento que agiliza o procedimento de triagem e identificação, principalmente com macroinvertebrados, diminuindo o tamanho da amostra a ser processada. Nos EUA, a maioria dos estados utiliza a subamostragem com Contagem de Número Fixo (CNF), na qual se tria aleatoriamente um número determinado de indivíduos da amostra. Esse tamanho mínimo de amostra costuma variar entre 100 e 500, sendo que a maioria utiliza de 100 a 300 indivíduos. Na Europa a subamostragem é feita em geral por área, utilizando “quadrats” como subamostras. Diversos trabalhos vêm discutindo a questão da subamostragem (Doberstein *et al.* 2000, Lorenz *et al.* 2004, Clarke *et al.* 2006). Neste tipo de abordagem, é de extrema importância a realização de estudos antes do início do monitoramento para verificar qual o tamanho mínimo de subamostra requerido para garantir o bom funcionamento das métricas e do índice.

A questão da resolução taxonômica é tópico de interesse em estudos de zoologia e ecologia em geral, mas o crescimento da utilização de insetos e algas em avaliações de qualidade de água aumentou a importância do entendimento das perdas e ganhos associados à utilização dos diferentes níveis taxonômicos. A identificação em nível de espécie não é sempre possível, principalmente devido ao conhecimento limitado da taxonomia de diversos grupos e da limitação prática de tempo e dinheiro. Bailey *et al.* (2001) revisaram diversos trabalhos com diferentes níveis de identificação e sugerem que o nível de gênero, para

macroinvertebrados e algas, é suficiente para garantir a consistência das métricas e a avaliação correta da qualidade ecológica. No entanto, esta avaliação deve ser feita de acordo com a circunstância de cada programa de monitoramento.

Em suma, os protocolos de amostragem, triagem e identificação podem afetar de várias formas o sucesso de esforços de biomonitoramento e a habilidade dos métodos em detectar diferentes níveis de influência humana. No entanto, o protocolo analítico de seleção das métricas é mais importante do que os protocolos de campo e laboratório (Karr 1999). O mais importante é que o procedimento em campo e em laboratório seja organizado e padronizado, visando gerar dados com resolução suficiente para detectar os efeitos das atividades humanas.

É importante que se considere nessa etapa, o balanço entre o benefício da precisão dos métodos de coleta e triagem e o custo, em termos de tempo e dinheiro, desse processo. Haase *et al.* (2004) realizaram um estudo comparativo entre diferentes protocolos de amostragem, triagem e identificação de macroinvertebrados e demonstraram que os protocolos mais simples, porém bem padronizados, podem gerar resultados tão confiáveis quanto os gerados por protocolos mais complexos.

IDENTIFICAÇÃO DAS MÉTRICAS POTENCIAIS

Uma métrica é uma característica da biota que muda de forma previsível com o aumento da

influência humana, apresentando necessariamente correlação significativa com o gradiente de degradação ambiental. Para uma métrica ser útil precisa apresentar os seguintes atributos: (a) ser ecologicamente relevante para o grupo biológico em estudo e para os objetivos do programa de monitoramento; (b) ser sensível ao estresse e fornecer uma resposta que pode ser distinguida da variação natural. O objetivo de utilizar métricas múltiplas é agregar a informação disponível sobre diferentes aspectos das comunidades aquáticas (Barbour *et al.* 1999). Todas as métricas que apresentem estas características são potenciais e devem ser testadas.

As métricas costumam ser classificadas em 4 categorias: riqueza (medidas de diversidade), composição (medidas de abundância relativa), funcionais (medidas de hábito e alimentação) e tolerância (medidas de sensibilidade à perturbação). É aconselhável o uso de métricas de todas as categorias no índice final, para que os diversos elementos e processos da comunidade sejam representados. A tabela 1 apresenta exemplos dos diferentes tipos de métricas para peixes, macroinvertebrados bentônicos, macrófitas aquáticas e perifiton.

É importante salientar que diversos trabalhos, principalmente nos trópicos, demonstraram que métricas referentes a grupamentos funcionais de macroinvertebrados podem falhar em detectar a perturbação humana (Thorne & Williams 1997, Moya *et al.* 2007). Isso pode ser explicado pelo fato que macroinvertebrados em rios e riachos neotropicais apresentam

Tabela I. Exemplos dos diferentes tipos de métricas para peixes, macroinvertebrados, macrófitas e perifiton (adaptado de Barbour *et al.* 1999).
Table I. Examples of different types of metrics for fish, macroinvertebrates, aquatic plants and periphyton (adapted from Barbour *et al.* 1999).

	Métricas de Riqueza	Métricas de Composição	Métricas de Tolerância	Métricas Funcionais
PEIXES	<ul style="list-style-type: none"> No total de sp. nativas Diversidade (Shannon-Weaver, Margalef) 	<ul style="list-style-type: none"> Tamanho populacional Estrutura etária da população % de sp. pioneiras 	<ul style="list-style-type: none"> No. e identidade de sp. tolerantes % de ind. com tumores, doenças, anomalias 	<ul style="list-style-type: none"> % Onívoros % Carnívoros de topo No. de sp. reófilas
MACROINVERTEBRADOS	<ul style="list-style-type: none"> No. total de táxons No. EPT táxons Diversidade (Shannon, Margalef) 	<ul style="list-style-type: none"> % EPT % Chironomidae % Plecoptera % Diptera 	<ul style="list-style-type: none"> % Táxons dominantes Índices sapróbicos No. táxons sensíveis 	<ul style="list-style-type: none"> % Raspadores % Filtradores % Predadores % Fragmentadores
MACRÓFITAS	<ul style="list-style-type: none"> No. total de sp. No. total de gêneros Diversidade 	<ul style="list-style-type: none"> Cobertura de sp. terrestres Cobertura de sp. anfíbias Cobertura de sp. flutuantes 	<ul style="list-style-type: none"> % sp. Dominantes No. Sp. tolerantes 	<ul style="list-style-type: none"> No. de sp. Submersas No. de sp. Flutuantes
PERIFITON	<ul style="list-style-type: none"> No. total de táxons No. de táxons de diatomáceas 	<ul style="list-style-type: none"> % de diatomáceas vivas % similaridade na comunidade 	<ul style="list-style-type: none"> % Diatomáceas tolerantes % Táxons sensíveis % Diatomáceas aberrantes 	<ul style="list-style-type: none"> Clorofila <i>a</i> % Saprobiontes % eEutróficos

tendências generalistas. Isso significa que se um recurso associado a um grupamento trófico específico diminuir com o distúrbio, os macroinvertebrados podem compensar utilizando um outro recurso disponível. Sendo assim, a falta de previsibilidade desse tipo de métrica faz com que elas, muitas vezes, não possam ser utilizadas no índice final. No entanto, as respostas dos grupamentos funcionais parecem mudar de acordo com tamanho de rio, biogeografia e tipo de interferência humana (Karr 1999), sendo necessário um estudo local para avaliar a sua funcionalidade.

Sandin & Johnson (2000) realizaram um trabalho para avaliar o poder estatístico das métricas em detectar impactos, bem como seus coeficientes de variação espacial e temporal. De forma geral, os resultados mostraram que as métricas de riqueza parecem apresentar maior poder e menor coeficiente de variação, sendo consideradas as melhores para detecção de impactos de menor intensidade.

Antes de passar para a etapa seguinte, que inclui testes estatísticos mais específicos, as métricas potenciais devem passar por análises críticas simples. Por exemplo, a inclusão da métrica “deformidade morfológica em Chironomidae” pode ser inútil se não houver disponibilidade de equipamento e/ou tempo no programa de monitoramento para analisar tal característica. Deve ser considerado também o nível taxonômico requerido pela métrica, uma vez que métricas baseadas em espécies requerem alto esforço para identificação. Além disso, as métricas devem ser compatíveis com a metodologia de coleta utilizada (Hering *et al.* 2006).

As métricas potenciais podem ser consideradas inadequadas se: (1) possuem alta variabilidade temporal e/ou espacial, não permitindo a diferenciação entre influência humana e variação natural; (2) possuem amplitude de variação muito pequena (mínimo de 0 - 2) que diminua a variação e apresentem muitos zeros na população de áreas de referência; (3) não apresentem correlação significativa com gradiente de degradação. É preciso salientar que nem todas as métricas apresentam relação monotômica com o gradiente de estresse. Métricas como “biomassa total” ou “riqueza total de táxons” podem apresentar valores maiores em situações de níveis intermediários de poluição orgânica. Esse comportamento reduz a previsibilidade de resposta das métricas, diminuindo assim sua funcionalidade.

Essa primeira avaliação da correlação da métrica com o gradiente de degradação é muitas vezes pouco valorizada, no entanto é essencial para poupar trabalho nos procedimentos posteriores. Essa avaliação pode ser feita com correlações simples ou com matrizes de correlação. A forma mais utilizada é através de coeficientes de correlação de *Spearman*, uma vez que os dados provenientes de monitoramento biológico raramente apresentam distribuição normal (Hering *et al.* 2006). Entre os diversos estudos da área, o que varia bastante é o parâmetro utilizado para representar o gradiente de perturbação do ambiente. Alguns trabalhos utilizam índices que avaliam a integridade física do habitat (como o *Structure index* alemão) (Hering *et al.* 2006) ou valores de pontuação de protocolos de avaliação visual do habitat. Em matrizes de correlação de *Spearman* normalmente são incluídas as diversas métricas que se deseja testar e uma ampla gama de parâmetros que visam caracterizar a integridade do habitat e a qualidade química da água (i.e. % de área florestada da bacia, % de área de ocupação urbana da bacia, densidade demográfica da bacia, extensão da vegetação marginal, pH, nutrientes dissolvidos, turbidez, índices de qualidade de substrato, etc).

Esse mesmo procedimento pode, e deve ser utilizado para avaliar a correlação das métricas com medidas da variabilidade natural, como largura do rio, inclinação do canal, profundidade média do rio ou lago e vazão do rio. Métricas da comunidade de peixes, por exemplo, são comumente correlacionadas com parâmetros associados ao tamanho do rio, o que pode atrapalhar a sensibilidade destas métricas em mensurar e distinguir o impacto (McCormick *et al.* 2001).

SELEÇÃO DAS MÉTRICAS CENTRAIS

Existem diversos procedimentos para a escolha das métricas que irão formar o índice. Neste trabalho será apresentado primeiramente o passo-a-passo mais comum e utilizado na maioria dos trabalhos. Posteriormente, serão apresentados novos testes que estão sendo inseridos neste procedimento para aumentar a confiabilidade dos resultados e a área de aplicação do índice.

Até esta etapa as métricas já sofreram dois testes: (1) teste da variabilidade (amplitude), tendo que apresentar uma distribuição de valores não muito

pequena e não muito grande e (2) correlação com gradiente de perturbação (positiva ou negativa). Nesta fase, as métricas serão avaliadas em mais duas etapas: (3) sensibilidade, para verificar o poder de discriminação entre área de referência e área fortemente impactada e (4) teste de redundância.

Análises gráficas utilizando *Box-and-whiskers plots* são as ferramentas mais comuns para avaliar a capacidade das métricas de discriminar entre os diferentes graus de degradação (Barbour *et al.* 1996, Barbour *et al.* 1999, Karr & Chu 1999). A análise gráfica neste caso é particularmente interessante porque é possível determinar em que extensão a métrica é mais sensível, bem como caracterizar o tipo de resposta da métrica (Vlek *et al.* 2004). Esta comparação é feita entre uma distribuição dos valores da métrica em um conjunto de áreas de referência e em um conjunto de áreas severamente impactadas. O grau de sobreposição entre os quartis das distribuições é o que avalia a sensibilidade da métrica (Figura 3). Segundo Barbour *et al.* (1996) as métricas podem apresentar cinco comportamentos com relação a sua sensibilidade (Figura 3). As métricas consideradas sensíveis são aquelas nas condições 3 ou 2, ou seja, com nenhuma sobreposição dos quartis ou com apenas pequena sobreposição dos quartis sem sobreposição das medianas.

Portanto, as métricas que apresentarem nenhum ou mínimo grau de sobreposição entre os quartis na comparação entre áreas de referência e impactadas podem ser consideradas sensíveis o suficiente para discriminar impactos na área estudada e poderiam passar para a próxima etapa de teste. No entanto, alguns

estudos apontam para a necessidade da confirmação da análise gráfica com uso de testes para garantir que as distribuições são estatisticamente diferentes. Alguns trabalhos aplicam Análise de Variância univariada após transformação de dados (Whittier *et al.* 2007) e outros utilizam teste U de Mann-Whitney (Baptista *et al.* 2007). Se a diferença de fato for significativa, as métricas podem então ser consideradas sensíveis.

As métricas não devem apresentar informações redundantes, portanto é necessário testar a correlação entre elas. Isso pode ser feito utilizando uma matriz de correlação e o coeficiente de *Spearman*. Essa matriz deve conter, de preferência, somente valores das áreas menos impactadas para evitar a eliminação de métricas que são correlacionadas somente porque suas respostas ao estresse co-variaram. Whittier *et al.* (2007) consideram que um par de métricas é redundante se apresentar coeficientes de correlação de *Spearman* maiores que 0.7 ou menores que -0.7. Hering *et al.* (2006) utilizam como limite o coeficiente de correlação de 0.8.

Diante de um par de métricas redundantes os critérios para escolher uma delas são os mais variados. Hering *et al.* (2006) excluem a métrica que apresentar maior correlação geral com as outras métricas da matriz. Whittier *et al.* (2007) propõem a exclusão da métrica que tiver apresentado menor sensibilidade no teste anterior, selecionando a que apresenta maior *F* (do teste *F*) ou o menor *p*.

A abordagem tradicional de desenvolvimento de índices multimétricos considera que as métricas aprovadas nos testes descritos acima podem integrar

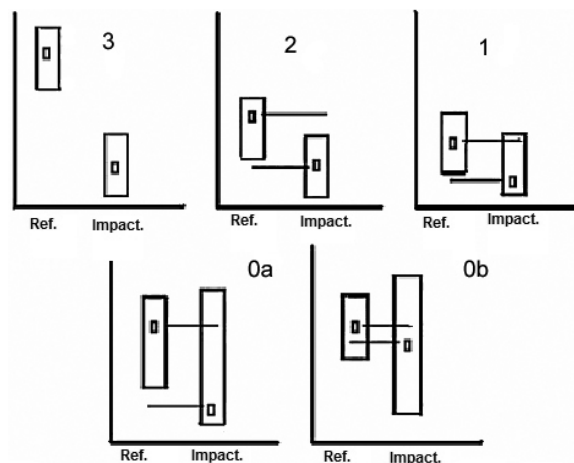


Figura 3. Avaliação da sensibilidade das métricas de acordo com Barbour *et al.* (1996). Os quadrados pequenos representam as medianas e as caixas representam a distribuição inter-quartil das métricas (quartis 25 -75 %).

Figure 3. Evaluation of metric sensitivity according to Barbour *et al.* (1996). Small squares represent median values and boxes represent interquartil range.

um bom índice multimétrico. No entanto, literatura mais recente sugere que testes complementares são necessários para aumentar a acurácia e a precisão dos índices, bem como para aumentar sua estabilidade espacial e temporal (Moya *et al.* 2007, Whittier *et al.* 2007). Sendo assim serão apresentados a seguir três testes complementares: (5) teste da estabilidade temporal das métricas; (6) teste da relação entre sinal e ruído (*Signal-to-Noise*) e (7) Correlação com gradientes naturais.

É importante que o índice possa ser utilizado em diferentes estações do ano, portanto é necessário que as métricas sejam estáveis temporalmente. Em clima temperado, onde as estações são bem marcadas e muitas vezes a comunidade muda muito ao longo do ano, nem sempre é possível utilizar as mesmas métricas ao longo do ano todo. Além disso, nem todos os programas de monitoramento biológico realizam coleta em mais de uma estação. No entanto, é possível testar a estabilidade temporal das métricas com análises simples, em um procedimento semelhante ao teste de sensibilidade das métricas. Para essa

finalidade, é necessário coletar a biota nos mesmos locais, em diferentes épocas de um mesmo ano e realizar uma análise gráfica utilizando os valores das métricas como um *Box-&-Whiskers Plots* associado a um teste para verificar a significância da diferença. Para assumir que a métrica é temporalmente estável, a diferença entre os valores das mesmas nas diferentes estações não deve ser significativa (Figura 4). Baptista *et al.* (2007) testaram em riachos de Mata Atlântica a estabilidade das métricas selecionadas em três épocas do ano e verificaram que todas possuíam relativa estabilidade ao longo do ano (Figura 4).

A relação chamada *Signal-to-Noise* ou Sinal/Ruído é a taxa de variação entre os pontos de coleta (Sinal) e a variância de visitas repetidas ao mesmo ponto (Ruído, que inclui tanto a variação natural quanto erros amostrais). Este tipo de avaliação é recente e utilizada em programas de monitoramento nos EUA que já possuem um banco de dados grande com longa seqüência temporal e consiste em uma medida da repetibilidade ou precisão de uma métrica (Whittier *et al.* 2007). Uma relação Sinal/Ruído igual

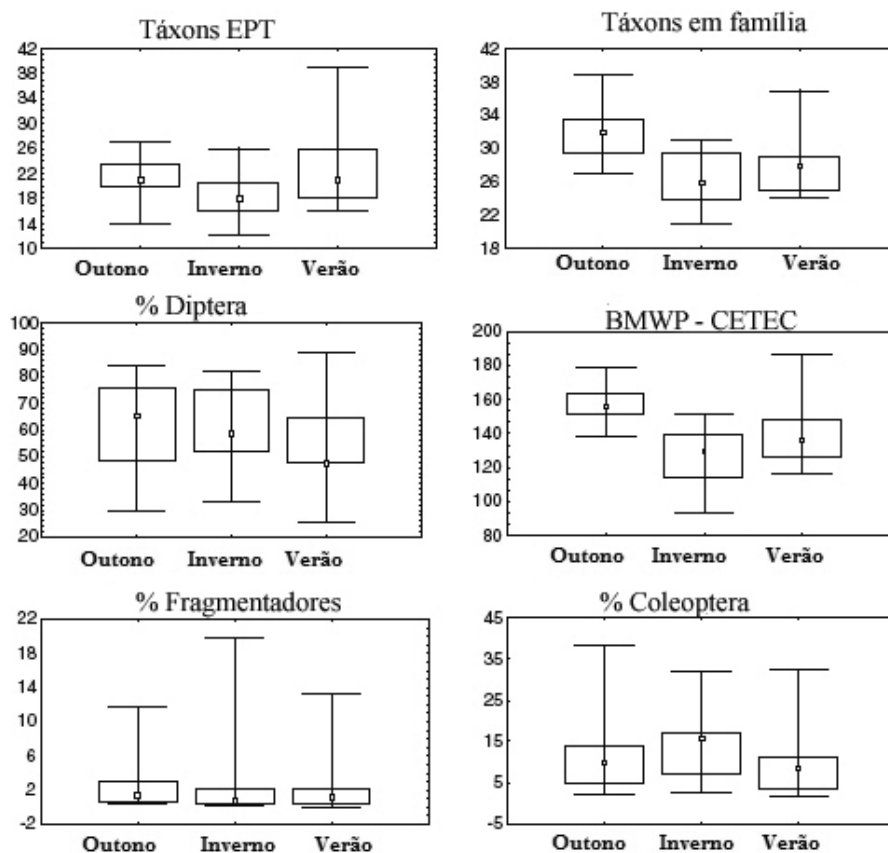


Figura 4. Verificação da estabilidade temporal das métricas em pequenos riachos da Mata Atlântica no estado do Rio de Janeiro (adaptado de Baptista *et al.* 2007)

Figure 4. Verifying temporal stability of metrics in small streams of Rio de Janeiro state (adapted from Baptista *et al.* 2007).

a um (1) significa que uma métrica apresenta a mesma variabilidade interna de um ponto (com o tempo) e entre os locais de coleta (no espaço), portanto não é capaz de distinguir bem entre os locais de coleta. É preciso salientar que este é um teste que necessita de bancos de dados grandes e robustos e que pode ser severo demais para dados de áreas pequenas e com pequena série temporal. Whittier *et al.* (2007) rejeitam apenas as métricas que provoquem muito ruído, rejeitando aquelas com valores de S:R menores que 3, ou seja, aquelas em que a variância interna do ponto no tempo é $\geq 1/3$ da variância entre os pontos.

Em programas de monitoramento de larga escala, que abrangem grandes áreas, com muitos pontos de avaliação, aparece o problema da heterogeneidade espacial. Algumas métricas podem ser correlacionadas com gradientes naturais da paisagem e é preciso avaliar essas relações sem o efeito covariante da influência humana. Esses gradientes naturais podem incluir parâmetros como temperatura, altitude, tamanho do rio, área da bacia hidrográfica, inclinação, área do espelho d'água em lagos, etc. Para isolar o efeito desses gradientes naturais é possível corrigir as métricas que se correlacionem significativamente com as variáveis naturais. Essa não é uma abordagem ainda muito comum, mas diversos trabalhos vêm apontando para a necessidade desta avaliação na tentativa de aumentar a área de aplicação dos índices (Oberdorff *et al.* 2001, Oberdorff *et al.* 2002, Pont *et al.* 2006, Whittier *et al.* 2007). Pont *et al.* (2006) apresentaram uma ousada tentativa de desenvolver um único índice para todos os países europeus participantes do AQEM a partir de modelagens das métricas em função dos gradientes naturais.

DEFINIÇÃO DOS LIMITES PARA CLASSIFICAÇÃO E PONTUAÇÃO DAS CLASSES DE QUALIDADE

As métricas podem representar uma variada gama de características biológicas, incluindo riqueza de táxons, tolerância à poluição, composição taxonômica e hábitos alimentares. Os valores brutos das métricas não podem ser diretamente utilizados para calcular o índice, pois diferem na amplitude de seus valores, unidades e na sua relação com o gradiente de impacto. Os valores das métricas devem então ser convertidos em números puros para permitir que sejam combinados em um único valor final do índice.

Através deste procedimento as métricas são norma-

lizadas para a mesma amplitude de variação e, ao mesmo tempo, são avaliadas em relação a sua sensibilidade ao impacto humano (Böhmer *et al.* 2004). Diversos métodos de padronização de valores de métricas já foram descritos e a escolha desse método pode influenciar a sensibilidade final do índice, uma vez que as distribuições dos valores originais das métricas podem ser alteradas (Blocksom 2003). Sendo assim, a relação entre os valores das métricas e o gradiente de distúrbio pode ser enfraquecida ou fortalecida pelo método escolhido no processo de pontuação. Poucas pesquisas foram feitas no sentido de avaliar diretamente a influência desta etapa de padronização das métricas na habilidade final de mensuração do índice. Blocksom (2003) apresenta um detalhado estudo sobre esta etapa do “*metric scoring*”, tratado aqui como pontuação ou padronização de métricas, comparando métodos diferentes de realizar esta etapa.

Os métodos de pontuação das métricas podem diferir em função do tipo de escala utilizada (discreta ou contínua) e em função do rigor utilizado na definição dos valores esperados para as áreas de referência. Originalmente, a pontuação e normalização das métricas era feita de forma discreta, atribuindo um valor 5 aos valores da condição de referência, valor 3 para aqueles com um desvio médio do valor esperado para áreas naturais (intermediários) e um valor 1 para situações com grande desvio em relação a expectativa (Karr & Chu 1999). Atualmente diversos programas de biomonitoramento ainda utilizam índices desenvolvidos a partir de padronização discreta das métricas, no entanto tem se buscado a utilização de quatro ao invés de apenas três categorias.

Neste procedimento é importante notar que as métricas podem responder positiva ou negativamente a um gradiente de impacto. Sendo assim, é preciso estabelecer critérios para duas situações diferentes: métricas que decrescem com aumento de impacto (chamadas também de métricas de pontuação positiva) e métricas que crescem em valor com aumento do impacto (métricas de pontuação negativa). Os critérios devem funcionar de forma inversa nessas duas situações.

A Figura 5 mostra dois exemplos de padronização de métricas de forma discreta. O primeiro (A) mostra a forma utilizada por Barbour *et al.* (1996) que consiste em uma pequena adaptação do modelo

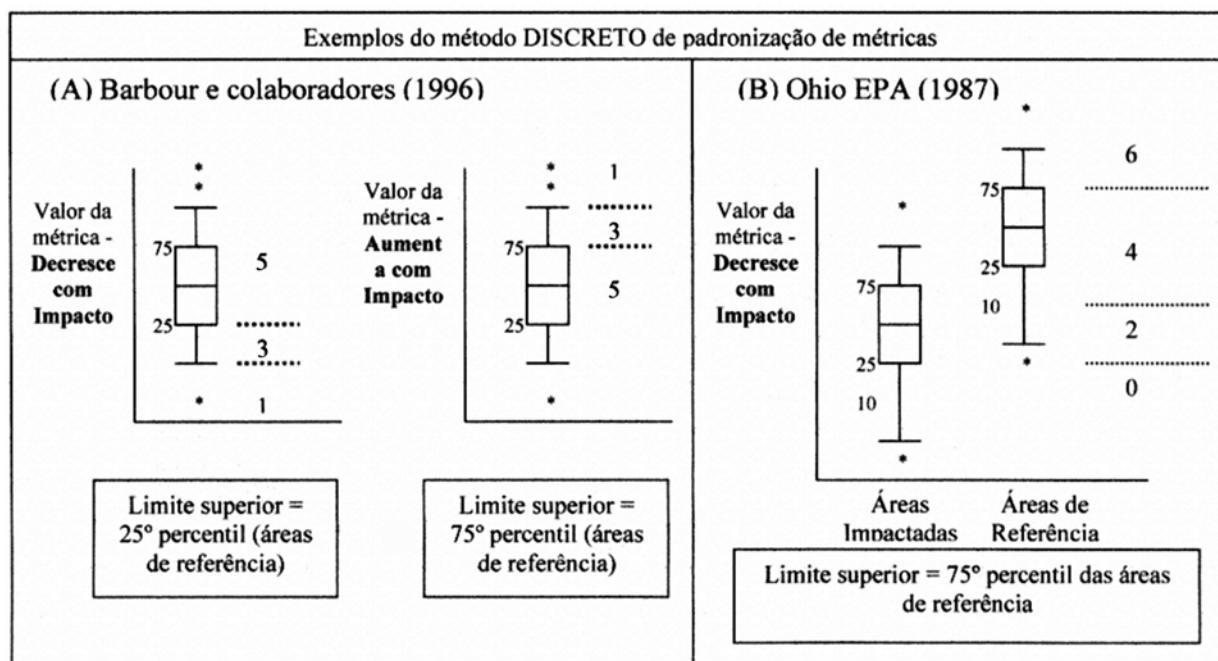


Figura 5. Exemplos de métodos discretos no processo de padronização das métricas para montagem de um índice multimétrico.

Figure 5. Examples of discrete methods of metric scoring.

original de Karr (1981). Estes autores utilizaram a distribuição da frequência de todas as suas áreas de referência como base para o estabelecimento de critérios de pontuação. Eles estabeleceram, para métricas que decrescem com impacto, que o percentil 25 deve ser utilizado como divisor da categoria de maior pontuação chamado de “limite superior”. Para métricas que crescem com intensificação do impacto é utilizado o percentil 75 como limite superior e a valores abaixo dele é atribuída a maior pontuação. A pior pontuação (1) é atribuída aos valores que não entram na distribuição das áreas de referência.

O segundo exemplo foi desenvolvido na EPA-OHIO (EUA) em 1987 e leva também em consideração apenas a distribuição dos valores da métrica nas áreas de referência. No entanto, esse modelo utiliza quatro categorias de pontuação ao invés de três. Isso deve atribuir ao índice um pouco mais de refinamento e pode fornecer um resultado mais rico para a interpretação biológica. A dinâmica da pontuação é realizada através da definição do limite superior da distribuição dos valores de áreas de referência (75 no caso de métricas que decrescem com impacto e 25 no caso das que crescem) e posterior divisão do restante da distribuição em três partes iguais. Este segundo passo é realizado considerando a distribuição de todos os pontos de coleta e não mais somente as áreas de referência.

Já a pontuação contínua é dada a partir da escolha de limites superiores e inferiores que representam a expectativa do valor da métrica, baseados na distribuição dos valores da mesma. Os valores observados entre os limites estabelecidos são pontuados de forma contínua como frações do valor esperado. Normalmente esses valores são escalonados em amplitudes de 0 a 1, 0 a 10 ou 0 a 100 através de interpolação linear com os limites da distribuição. Em métricas que decrescem com impacto, o menor valor (0) é obtido através do percentil 5 dos valores nas áreas impactadas e o maior valor (1, 10 ou 100) equivale ao percentil 95 dos valores das áreas de referência. Para métricas que aumentam com impacto, o contrário é realizado. A utilização dos percentis 5 e 95 é importante para a exclusão de eventuais valores extremos que prejudiquem a correta interpretação da métrica.

A Figura 6 mostra dois exemplos de padronização contínua de métricas. O primeiro exemplo (A) mostra o cálculo realizado por Klemm *et al.* (2003) que resulta em métricas variando de 1 a 10. A fórmula utilizada é a mais comum entre os trabalhos que utilizam padronização contínua de métricas e muitos índices vêm sendo recalibrados utilizando esse tipo de pontuação das métricas (Hughes *et al.* 1998).

O segundo exemplo é de um índice desenvolvido para rios pequenos da Virginia (EUA). Para esse cálculo devem ser utilizados os valores de todos

Exemplos de método CONTÍNUO de padronização de métricas	
<p>(A) Klemm e colaboradores (2003)</p> <div style="border: 1px solid black; padding: 5px; margin: 10px 0;"> $\frac{\text{Valor da métrica observado} - \text{Limite Inferior}}{\text{Limite Superior} - \text{Limite Inferior}} \times 10$ </div> <p>Métricas que decrescem com impacto:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Limite superior = 75º percentil das áreas de referência - Limite inferior = 25º percentil das áreas impactadas <p>Métricas que crescem com impacto:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Limite superior = 25º percentil das áreas de referência - Limite inferior = 75º percentil das áreas impactadas 	<p>(B) TetraTech (EPA – Virginia) (2000)</p> <div style="border: 1px solid black; padding: 5px; margin: 10px 0;"> $\frac{\text{Valor da métrica observado} \times 100}{\text{Limite Superior}}$ </div> <p>Métricas que decrescem com impacto:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Limite superior = 95º percentil de todos os pontos de coleta - Limite inferior = zero <p>Métricas que crescem com impacto:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Limite superior = 5º de todos os pontos de coleta - Limite inferior = 100 ou máximo possível

Figura 6. Exemplos de métodos contínuos no processo de padronização das métricas para montagem de um índice multimétrico.

Figure 6. Examples of continuous methods of metric scoring.

os pontos de coleta e não somente os dados das áreas de referência. Na fórmula não é considerado o limite inferior da distribuição e as métricas são normalizadas já na fórmula, resultando em métricas que variam de 0 a 100.

Atualmente, a maioria dos trabalhos utiliza métodos contínuos de padronização das métricas (Hughes *et al.* 1998, McCormick *et al.* 2001, Klemm *et al.* 2003, Hering *et al.* 2006, Whittier *et al.* 2007). Blocksom (2003) comparou diferentes métodos de pontuação das métricas e aponta que os métodos contínuos baseados na distribuição de todos os pontos e não só nas áreas de referência conferem maior sensibilidade e estabilidade ao índice. Os resultados indicaram também que a escolha do método de padronização afeta mais a variabilidade do índice que sua sensibilidade ao gradiente de estresse.

A normalização das métricas é um procedimento crucial no desenvolvimento de um índice multimétrico que garante a possibilidade de agregação das métricas em um só valor final. Essa agregação simplifica a informação fornecida pelo índice e facilita o manejo, uma vez que um único valor do índice pode apontar para a ação necessária. No entanto, a exata natureza dessa ação (restauração, tratamento de efluentes, mitigação) não é determinada pelo valor final do índice e sim pela análise das métricas que o compõem (Barbour *et al.* 1999).

FORMAÇÃO DO ÍNDICE

O valor que um índice multimétrico fornece para um determinado ponto de coleta é a soma dos escores das métricas e vai depender fortemente da etapa de seleção e normalização das métricas, uma vez que depende do número de métricas escolhidas e da amplitude de variação das mesmas. Essa soma das métricas pode ser subdividida em várias categorias que devem corresponder a diferentes níveis de degradação.

McCormick *et al.* (2001) desenvolveram um índice multimétrico para áreas de altitude do oeste dos EUA e optaram por pontuar suas nove métricas de forma contínua fazendo com que variassem de 1 a 10. Para agregar as métricas em um único índice variando de 0 a 100 eles somaram o valor de cada uma das nove métricas multiplicado por 1,1. Böhmer *et al.* (2004) também normalizaram suas métricas de forma contínua, fazendo com que elas variassem de 0 a 1. O valor do índice final nesse caso foi a média aritmética das métricas normalizadas, criando cinco classes de qualidade cada uma com 0,2 de amplitude. Os autores argumentam que se há no índice final um mesmo número de métricas de cada tipo (riqueza, composição, tolerância, funcional), o índice pode ser calculado pela média aritmética dos valores das métricas. No entanto,

se há uma desproporção dos tipos de métricas no índice final podem ser aplicados fatores que atribuem diferentes pesos às métricas para que cada grupo de métrica tenha a mesma influência no valor final do índice multimétrico.

No caso de métricas padronizadas de forma categórica a agregação também vai depender do número de métricas que compõem o índice e do número de escores atribuídos. Por exemplo, se forem atribuídos escores 5, 3 e 1 e o índice possui dez métricas, o maior valor possível é 50 (10x5) e o menor é 10 (10x1). Isso fornece uma amplitude de 40 que deve ser subdividida nas classes de qualidade desejadas. Baptista *et al.* (2007) desenvolveram um índice multimétrico para rios de montanha da Serra dos Órgãos (RJ) onde foram selecionadas seis métricas que foram padronizadas de forma discreta utilizando escores 5, 3 e 1. A variação final do índice foi de 6 a 30 e essa amplitude foi dividida em quatro classes de qualidade. A divisão entre as classes de qualidade deve ser realizada mantendo a mesma amplitude de variação para cada classe.

Hering *et al.* (2006) descrevem a formação de um índice multimétrico impacto-específico, que deve ser utilizado para avaliar apenas um tipo de distúrbio como, por exemplo, poluição orgânica. O procedimento geral é basicamente o mesmo, no entanto em todos os passos devem-se separar as variáveis ambientais e as métricas que respondem especificamente aos diferentes tipos de distúrbio. Isso gera uma lista de métricas centrais para cada tipo de impacto, que devem então ser normalizadas e combinadas como já descrito acima.

O resultado fornecido pelo índice multimétrico pode ser facilmente interpretado, o que é tido como grande vantagem dessa forma de bioavaliação. No entanto, é preciso atenção nessa interpretação para que se possam distinguir os parâmetros que estão gerando as respostas observadas, ou seja, para avaliar a que tipo de distúrbio as métricas estão respondendo. É necessária avaliação constante da sensibilidade e estabilidade temporal do índice para evitar erros de interpretação. É possível que ao longo do tempo e espaço as métricas tenham que ser reajustadas ou até trocadas em função da variabilidade natural inerente aos ecossistemas e/ou em função de disponibilidade de conhecimentos taxonômicos do grupo bioindicador utilizado.

AMPLIAÇÃO DA ÁREA DE APLICAÇÃO DO ÍNDICE – MODELAGEM DAS MÉTRICAS

Uma grande dificuldade de identificar quais métricas respondem melhor ao impacto humano é que essas métricas também apresentam padrões de variação natural. Sendo assim, é necessário muitas vezes avaliar se a métrica apresenta correlação com um gradiente natural e ajustá-la antes de analisar sua relação com o gradiente de impacto (Moya *et al.* 2007). Isso normalmente não é realizado no desenvolvimento de índices multimétricos (Marques & Barbosa 2001, Silveira *et al.* 2005), o que, apesar de não invalidar o índice desenvolvido, reduz a sua área de aplicação. Sendo assim, para que o índice possua aplicação nas mais variadas condições naturais (*eg.* altitude, tamanho do rio, área da bacia) é preciso ajustar as métricas para garantir que essas estejam respondendo ao gradiente de impacto e não às variações naturais. Esse limite metodológico tem sido corrigido em muitos novos índices multimétricos que procuram incluir diversas fontes de variações regionais na estrutura da comunidade e nas condições naturais (Oberdorff *et al.* 2002, Pont *et al.* 2006, Moya *et al.* 2007).

Em muitos trabalhos, se observa que as métricas para comunidades de peixes possuem correlação forte com a área da bacia. McCormick *et al.* (2001) realizaram a normalização das métricas para uma bacia de 100 km² a partir do seguinte procedimento: é calculada a equação da regressão das métricas com a área da bacia (área em Km² transformadas por log₁₀) somente para as áreas de referência. Depois, essa equação da regressão para as áreas de referência é aplicada para todos os pontos e são calculados os resíduos para cada ponto. Assim, determina-se o valor esperado para uma área de referência em uma área padronizada de bacia de 100 km² e aplica-se essa constante para todos os resíduos. Isso resulta em todos os valores das métricas sendo positivos. É possível realizar esse tipo de correção por resíduos para os mais diversos parâmetros, como altitude, inclinação, tamanho de rio, entre outros, no entanto essa análise deve ser feita individualmente para cada métrica e para cada fator de correção.

Trabalhos mais recentes apresentam uma metodologia para correção das métricas em relação a diversos parâmetros de variação natural ao mesmo tempo

através da criação de um modelo preditivo baseado em regressão múltipla (Oberdorff *et al.* 2002, Pont *et al.* 2006, Moya *et al.* 2007). Pont *et al.* (2006) apresentam um índice único planejado que pode ser utilizado em toda a Europa. O índice é resultado de uma modelagem das métricas em relação a diferentes variáveis naturais, (e.g. altitude, geologia, inclinação), usando modelos de regressão múltipla e utilizando os valores dos resíduos das métricas para a montagem do índice. Esse procedimento aumenta a eficiência do índice em detectar alterações menores provocadas por atividade humana e potencializa seu uso por permitir aplicação em maior escala geográfica (ver Tejerina-Garro *et al.* 2005 para discussão sobre o assunto).

CONCLUSÃO

O desenvolvimento de índices multimétricos envolve diversas etapas nas quais devem ser sempre considerados critérios que garantam acurácia, precisão e aplicabilidade do índice. Durante o processo de elaboração do índice deve-se considerar as especificidades da área em questão e do grupo biológico utilizado para escolher os métodos adequados em cada etapa, levando em conta que a ferramenta deve ser exequível no contexto de um programa de biomonitoramento de rotina. As metodologias descritas acima vêm sendo constantemente discutidas, modificadas e a literatura recente traz novas etapas que devem ser incorporadas no processo de elaboração da ferramenta.

Os índices multimétricos são amplamente utilizados em diversos programas de biomonitoramento e vêm sendo adaptados e desenvolvidos em pequena escala em diversos locais que ainda não possuem programas efetivos de bioavaliação. Um bom índice multimétrico pode ser desenvolvido no tempo hábil de uma tese de mestrado e pode representar um princípio da iniciativa de programas de monitoramento e conservação da integridade de ecossistemas aquáticos. No Brasil, onde o biomonitoramento não é obrigado por lei, muitas vezes é a falta da ferramenta, e não necessariamente a falta de vontade política, que faz com que o monitoramento da qualidade da água continue sendo feito exclusivamente com base nos parâmetros físico-químicos. O monitoramento biológico representa uma profunda mudança no pensamento porque põe a vida, e não as características químicas, no centro das questões do manejo das águas. Esta é a mudança

do paradigma da qualidade de água para a integridade ecológica dos ecossistemas aquáticos e é urgente a sensibilização do poder público e da comunidade para a grande importância dessa mudança de conceito.

O monitoramento biológico deve ser considerado hoje ação primordial para a manutenção dos recursos hídricos, uma vez que a biota é o melhor indicador da relação dos humanos com a água. Se nós entendermos bem essa relação, podemos medir nossas ações para garantir a conservação da integridade dos recursos hídricos no planeta que é crucial para a manutenção da vida (Karr & Chu 2000). Nesse contexto, os índices multimétricos ganham força por representar uma ferramenta altamente aplicável em diversas condições e por fornecer resultados que comunicam a um público mais amplo. A comunicação efetiva das condições dos sistemas biológicos para os diversos setores da sociedade pode transformar o biomonitoramento de um exercício acadêmico e restrito, em uma ferramenta efetiva para o manejo e a conservação dos corpos hídricos (Karr 1999).

Nesse contexto, é preciso que haja um esforço conjunto no sentido de desenvolver as ferramentas necessárias para o estabelecimento de um programa protocolado de biomonitoramento da integridade ecológica dos ecossistemas aquáticos. Essa iniciativa deve envolver estudos de comparação de metodologia básica, como ferramentas de coleta, protocolos de campo, tipologia de ecossistemas, ecorregiões, etc. As dimensões continentais do Brasil exigem que sejam desenvolvidos diferentes protocolos de biomonitoramento nas diferentes áreas, no entanto as iniciativas em menor escala, como estaduais ou regionais, podem ser um grande avanço para a implementação de programas de bioavaliação. No contexto do monitoramento biológico, nosso atual papel como pesquisadores é gerar as ferramentas e colocá-las a disposição para uso do poder público e benefício da sociedade e da vida em geral.

AGRADECIMENTOS: À CAPES e à FAPERJ pela bolsa durante o tempo do mestrado da primeira autora. Ao CNPQ pelo financiamento do projeto de pesquisa (Edital Universal-2006) e pela bolsa de produtividade do último autor. A Riccardo Mugnai pelos valiosos comentários.

REFERÊNCIAS

ARAÚJO, F.G.; FICHBERG, I.; PINTO, B.C.T. & PEIXOTO, M.G. 2003. A preliminary index of biotic integrity for

- monitoring the condition of the rio Paraíba do Sul, southeast Brazil. *Environmental Management*, 32(4): 516-526.
- BAILEY, R.C.; NORRIS R.H. & REYNOLDS, T.B. 2001. Taxonomic resolution of benthic macroinvertebrate communities in bioassessments. *Journal of the North American Benthological Society*, 20: 280-286.
- BAKER, J.R.; PECK, D.V. & SUTTON, D.W. (editors). 1997. *Environmental Monitoring and Assessment Program Surface Waters: Field Operations Manual for Lakes*. EPA/620/R-97/001. U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C.
- BAPTISTA, D.F.; BUSS, D.F.; EGLER, M.; GIOVANELLI, A.; SILVEIRA, M.P. & NESSIMIAN, J. 2007. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. *Hydrobiologia*, 575: 83-94.
- BARBOUR, M.T.; GERRITSEN, J.; GRIFFITH, G.E.; FRYDENBOURG, 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). EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C. 339p.
- BLOCKSOM, K.A. 2003. A performance comparison of metric scoring methods for a multimetric index for Mid-Atlantic highlands streams. *Environmental Management*, 31(5): 670-682.
- BÖHMER, J.; RAWER-JOST, C.; ZENKER, A.; MEIER, C.; FELD, C.K.; BISS, R. & HERING, D. 2004. Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: Development of a multimetric invertebrate based assessment system. *Limnologia*, 34: 416-432.
- BONADA, N.; PRAT, N.; RESH, V.H. & STATZNER, B. 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: A comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology*, 51: 495-523.
- BOZZETTI, M. & SCHULZ, U.H. 2004. An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in southern Brazil. *Hydrobiologia*, 529: 133-144.
- BRYCE, S.A.; HUGHES, R.M. & KAUFMANN, P.R. 2002. Development of a bird integrity index: Using bird assemblages as indicators of riparian condition. *Environmental Management*, 30(2): 294-310.
- BUFFAGNI, A.; ERBA, S.; CAZZOLA, M.; MURRAY-BLIGH, J.; SOSZKA, H. & GENONI, P. 2006. The STAR common metrics approach to the WFD intercalibration process: Full application for small, lowland rivers in three European countries. *Hydrobiologia*, 566: 379-399.
- CARTER, J.L. & RESH, V.H. 2001. After site selection and before data analysis: sampling, sorting, and laboratory procedures used in stream benthic macroinvertebrate monitoring programs by USA state agencies. *Journal of the North American Benthological Society*, 20(4): 658-682.
- CLARKE, R.T.; LORENZ, A.; SANDIN, L.; SCHMIDT-KLOIBER, A.; STRACKBEIN, J.; KNEEBONE, N.T. & HAASE, P. 2006. Effects of sampling and sub-sampling variation using the STAR-AQEM sampling protocol on the precision of macroinvertebrate metrics. *Hydrobiologia*, 566: 441-459.
- DOBERSTEIN C.P.; KARR, J.R. & CONQUEST, L.L. 2000. The effect of fixed-count subsampling on macroinvertebrate biomonitoring in small streams. *Freshwater Biology*, 44(2): 355-371.
- DRAKE, M.T. & PEREIRA, D.L. 2003. Development of a fishbased index of biotic integrity for small inland lakes in central Minnesota. *North American Journal of Fisheries Management*, 22: 1105-1123.
- FERREIRA, C.P. & CASATTI, L. 2006. Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. *Biota Neotropica*, 6(3): <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n3/pt/abstract?article+bn00306032006> ISSN 1676-0603 (acesso em 30/01/2008).
- FERREIRA, T.; CAIOLA, N.; CASALS, F.; OLIVEIRA, J.M. & DE SOSTOA, A. 2007. Assessing perturbation of river fish communities in the Iberian Ecoregion. *Fisheries Management & Ecology*, 14: 519-530.
- HAASE, P.; LOHSE, S.; PAULS, S.; SCHINDEHÜTTE, K.; SUNDERMANN, A.; ROLAUFFS, P. & HERING, D. 2004. Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: Development of a practical standardised protocol for macroinvertebrate sampling and sorting. *Limnologia*, 34: 349-365.
- HERING, D.; MOOG, O.; SANDIN, L. & VERDONSCHOT, P.F.M. 2004. Overview and application of the AQEM assessment system. *Hydrobiologia*, 516: 1-20.
- HERING, D.; FELD, C.K.; MOOG, O. & OFENBÖCK, T. 2006. Cook book for the development of a multimetric index for biological condition of aquatic ecosystems: Experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. *Hydrobiologia*, 566: 311-342.
- HILL, B.H.; HERLIHY, A.T.; KAUFMANN, P.R.; DECELLES, S.J. & VANDER BORGH, M.A. 2003. Assessment of streams of the eastern United States using a periphyton index of biotic integrity. *Ecological Indicators*, 2: 325-338.

- HUED, A.C. & BISTONI, M.A. 2005. Development and validation of a biotic index for evaluation of environmental quality in the central region of Argentina. *Hydrobiologia*, 543: 279–298.
- HUGHES, R. M. & OBERDORFF, T. 1999. Applications of IBI Concepts and Metrics to Waters Outside the United States and Canada. pp 79-83. *In*: T.P. Simon (Ed.). *Assessment Approaches for Estimating Biological Integrity using Fish Assemblages*. Lewis Press, Boca Raton, FL, USA.
- HUGHES, R.M.; KAUFMANN, P.R.; HERLIHY, A.T.; KINCAID, T.M.; REYNOLDS, L. & LARSEN, D.P. 1998. A process for developing and evaluating indices of fish assemblage integrity. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55: 1618-1631.
- HUGHES, R. M.; HOWLIN, S. & KAUFMANN, P.R. 2004. A biointegrity index for coldwater streams of western Oregon and Washington. *Transactions of the American Fisheries Society*, 133: 1497-1515.
- ILLIES, J. 1978. *Limnofauna Europaea*. Stuttgart, Spektrum Verlag. 1050p.
- JAMESON, S.C; ERDMANN, M.V.; KARR, J.R. & POTTS, K.W. 2001. Charting a course toward diagnostic monitoring: A continuing review of coral reef attributes and a research strategy for creating coral reef indexes of biotic integrity. *Bulletin of Marine Science*, 69(2): 701–744.
- KARR, J.R. & DUDLEY, D.R. 1981. Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management*, 5: 55-68.
- KARR, J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6: 21–27.
- KARR, J.R. & CHU, E.W. 1999. *Restoring life in running waters: better biological monitoring*. Island Press, Washington, DC, USA. 206p.
- KARR, J.R. 1999. Defining and measuring river health. *Freshwater Biology*, 2001: 221-234
- KARR, J.R. & CHU, E.W. 2000. Sustaining living rivers. *Hydrobiologia*, 422/423: 1-14.
- KAUFMANN, P.R.; LEVINE, P.; ROBISON, G.E.; SEELIGER, C. & PECK, D.V. 1999. *Quantifying physical habitat in wadeable streams*. U.S. Environmental Protection Agency, EPA/620/R-99/003, Washington, D.C. 149p.
- KLEMM, D.J.; BLOCKSOM, K.A.; FULK, F.A.; HERLIHY, A.T.; HUGHES, R.M.; KAUFMANN, P.R.; PECK, D.V.; STODDARD, J.L.; THOENY, W.T.; GRIFFITH, M.B.; DAVIS, W.S. 2003. Development and evaluation of a macroinvertebrate biotic integrity index (MBII) for regionally assessing Mid-Atlantic highlands streams. *Environmental Management*, 31(5): 656-669.
- LACOUTURE, R.V.; JOHNSON, J.M.; BUCHANAN, C. & MARSHALL, H.G. 2006. Phytoplankton Index of Biotic Integrity for Chesapeake Bay and its Tidal Tributaries. *Estuaries and Coasts*, 29(4): 598–616.
- LAZORCHAK, J.M.; HILL, B.H.; AVERILL, D.K.; PECK, D.V. & KLEMM, D.J. (editors). 2000. *Environmental Monitoring and Assessment Program -Surface Waters: Field Operations and Methods for Measuring the Ecological Condition of Non-Wadeable Rivers and Streams*. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati OH.
- LORENZ, A.; KIRCHNER, L. & HERING, D. 2004. Electronic subsampling of macrobenthic samples: how many individuals are needed for a valid assessment result? *Hydrobiologia*, 516(1): 299-312.
- LYONS, J.; GUTIÉRREZ-HERNANDEZ, A.; DIAZ-PARDO, E.; SOTO-GALERA, E.; MEDINA-NAVA, M. & PINEDA-LOPEZ, R. 2000. Development of a preliminary index of biotic integrity (IBI) based on fish assemblages to assess ecosystem condition in the lakes of central Mexico. *Hydrobiologia*, 418: 57–72.
- MARQUES, M.M. & BARBOSA, F. 2001. Biological quality of waters from an impacted tropical watershed (middle Rio Doce basin, southeast Brazil), using benthic macroinvertebrate communities as an indicator. *Hydrobiologia*, 457: 69-76.
- MCCORMICK, F.H.; HUGHES, R.H.; KAUFMANN, P.R.; PECK, D.V.; STODDARD, J.L. & HERLIHY, A.T. 2001. Development of an index of biotic integrity for the Mid-Atlantic Highlands Region. *Transactions of the American Fisheries Society*, 130: 857-877.
- MILLER, S.J.; WARDROP, D.H.; MAHANEY, W.M. & BROOKS, R.P. 2006. A plant-based index of biological integrity (IBI) for headwater wetlands in central Pennsylvania. *Ecological Indicators*, 6: 290–312.
- MOYA, N.; TOMANOVA, S. & OBERDORFF, T. 2007. Initial development of a multi-metric index based on aquatic macroinvertebrates to assess streams condition in the Upper Isiboro-Sécure Basin, Bolivian Amazon. *Hydrobiologia*, 589: 107-116.
- NORRIS, R.H. & HAWKINS, C.P. 2000. Monitoring river health. *Hydrobiologia* 435:5-17.
- OBERDORFF, T.; PONT, D.; HUGUENY, B. & CHESSEL, D. 2001. A probabilistic model characterizing fish assemblages of French rivers: a framework for environmental assessment. *Freshwater Biology*, 46: 399-415.
- OBERDORFF, T.; PONT, D.; HUGUENY, B. & PORCHER, J.-P. 2002. Development and validation of a fish-based index for the assessment of 'river health' in France. *Freshwater Biology*, 47: 1720-1734
- OMERNIK, J.M. 1995. Ecoregions: a spatial framework for

- environmental management, pp. 49-62. In: W.S. Davis & T.P. Simon (eds.). Biological assessment and criteria-tools for water resource planning and decision making. Boca Raton, Florida, Lewis Publishers. 415p.
- PLAFKIN, J.L.; BARBOUR, M.T.; PORTER, K.D.; GROSS, S.K. & HUGHES, R.M. 1989. *Rapid Assessment Protocols for Use in Streams and Rivers: Benthic Macroinvertebrates and Fish*. EPA-444/4-89-001, Washington, D.C. 181p.
- PONT, D.; HUGUENY, B.; BEIER, U.; GOFFAUX, D.; MELCHER, A.; NOBLE, R.; ROGERS, C.; ROSET, N. & SCHMUTZ, S. 2006. Assessing river biotic condition at the continental scale: a European approach using functional metrics and fish assemblages. *Journal of Applied Ecology*, 43: 70-80
- PUENTE, A.; JUANES, J.A.; GARCIA, A.; ALVAREZ, C.; REVILLA, J.A. & CARRANZA, I. 2008. Ecological assessment of soft bottom benthic communities in northern Spanish estuaries. *Ecological Indicators*, 8: 373-388.
- RODRIGUEZ-OLARTE, D.; AMARO, A.; CORONEL, J. & TAPHORN B.D.C. 2006. Integrity of fluvial fish communities is subject to environmental gradients in mountain streams, Sierra de Aroa, north Caribbean coast, Venezuela. *Neotropical Ichthyology*, 4(3): 319-328.
- SANDIN L. & VERDONSCHOT, P.F.M. 2006. Stream and river typologies : major results and conclusions from the STAR project. *Hydrobiologia*, 566: 33-37.
- SANDIN, L. & JOHNSON, R.K. 2000. The statistical power of selected indicator metrics using macroinvertebrates for assessing acidification and eutrophication of running waters. *Hydrobiologia*, 422/423: 233-243.
- 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.
- SIMON, T.S. 2000. The use of biological criteria as a tool for water resource management. *Environmental Science & Policy*, 3: 43-49.
- STODDARD, J.L.; PECK, D.V.; PAULSEN, S.G.; VAN SICKLE, J.; HAWKINS, C.P.; HERLIHY, A.T.; HUGHES, R.M.; KAUFMANN, P.R.; LARSEN, D.P.; LOMNICKY, G.; OLSEN, A.R.; PETERSON, S.A.; RINGOLD, P.L. & WHITTIER, T.R. 2005. *An Ecological Assessment of Western Streams and Rivers*. EPA 620/R-05/005, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. 56p.
- 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 for reference condition. *Ecological Applications*, 16(4): 1267-1276.
- TEJERINA-GARRO, F.L.; MALDONADO, M.; IBAÑEZ, C.; PONT, D.; ROSET, N. & OBERDORFF, T. 2005. Effects of natural and anthropogenic environmental changes on riverine fish assemblages: A framework for ecological assessment of rivers. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 48(1): 91-108.
- THORNE, R.St.J. & WILLIAMS, W.P. 1997. The response of benthic macroinvertebrates to pollution in developing countries: a multimetric system of bioassessment. *Freshwater Biology*, 37: 671-686.
- VLEK, H.E.; VERDONSCHOT, P.F.M. & NIJBOER, R.C. 2004. Towards a multimetric index for the assessment of Dutch streams using benthic macroinvertebrates. *Hydrobiologia*, 516: 175-191.
- WHITTIER, T.R.; HUGHES, R.M.; STODDARD, J.L.; LOMNICKY, G.A.; PECK, D.V. & HERLIHY, A.T. 2007. A structured approach for developing indices of biotic integrity: Three examples from streams and rivers in the western USA. *Transactions of the American Fisheries Society*, 136: 718-735.

Submetido em 25/03/2008.

Aceito em 18/07/2008.