

# ÍNDICES DE INTEGRIDADE BIÓTICA USANDO PEIXES DE ÁGUA DOCE: USO NAS REGIÕES TROPICAL E SUBTROPICAL

*Ursula Jaramillo-Villa*<sup>1,2\*</sup> & *Érica Pellegrini Caramaschi*<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup> Laboratório de Ecologia de Peixes, Depto. de Ecologia, Inst. de Biologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ). Ilha do Fundão. CEP: 21941-590, Caixa Postal: 68020. Rio de Janeiro, Brasil.

<sup>2</sup> Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Inst. de Biologia, UFRJ. Ilha do Fundão. CEP: 21941-590, Caixa Postal: 68020. Rio de Janeiro, Brasil.

\* E-mail: ursulaja@gmail.com

## RESUMO

O Índice de Integridade Biótica (IIB), utilizando assembléias de peixes de água doce, tem sido uma ferramenta efetiva de biomonitoramento amplamente utilizada em países de regiões temperadas. Em países tropicais e subtropicais, no entanto, seu uso é ainda reduzido, apesar da adaptação nestas regiões ter se iniciado há quase 15 anos. Esta revisão inclui 15 adaptações do IIB publicadas para essas regiões. Verificamos que a maioria delas foi realizada em zonas subtropicais, principalmente em riachos; algumas em rios de maior porte e apenas uma em lagos. Tornou-se evidente a necessidade de uma definição clara do local de referência e implementação de metodologias padronizadas e não seletivas (*e.g.* pesca elétrica), inclusive para rios de grande porte. As métricas foram criadas ou adaptadas usando as famílias ou grupos funcionais que se mostraram sensíveis na região estudada. No entanto, é fundamental que a seleção seja respaldada por métodos estatísticos rigorosos. Apesar do modelo do IIB ter se mostrado efetivo na detecção de alterações ambientais em todos os trabalhos analisados, é evidente que a aplicabilidade e eficácia nos países tropicais e subtropicais (em geral em desenvolvimento, com grande diversidade e complexidade ecológica) depende do preenchimento das lacunas de informação, tanto sobre diversidade como sobre processos ecológicos. Ressalta-se a importância da participação e coordenação governamental na implantação do biomonitoramento nessas regiões, uma vez que as iniciativas, até o momento, partiram exclusivamente de grupos de pesquisa.

**Palavras-chave:** IIB, índices multimétricos, biomonitoramento, peixes de água doce.

## ABSTRACT

**BIOTIC INTEGRITY INDEX USING FRESHWATER FISHES IN TROPICAL AND SUBTROPICAL REGIONS.** The Index of Biotic Integrity (IBI) using freshwater fish assemblages is an effective biomonitoring tool that is widely used in temperate countries. Despite the fact that the IBI is being adjusted to be applied to studies in tropical and subtropical countries for almost 15 years, it still is rarely used with these regions. The present review visits 15 publications of IBI adaptations for tropical regions. Most studies were performed in subtropical regions and mainly on streams, while some were done in large rivers, and one in lakes. There is evident need for a clear definition of the reference condition and for standardized and non-selective methodologies (*e.g.*, electrofishing), even in large river systems. Metrics were created or adapted using families or functional groups that proved sensitive in the studied regions. However, the metrics must be selected through rigorous statistical methods. Although IBI fish models were shown to be effective in detecting environmental changes in all studies analyzed, it is evident that the applicability and effectiveness of these models in tropical and subtropical countries (chiefly developing countries with high diversity and ecological complexity) depend on filling in the information gaps in diversity and ecological processes. We highlight the importance of government taking part in the coordination of biomonitoring programs within these regions, noting that all the initiatives developed up to now were carried out by research groups.

**Keywords:** IBI, multimetric index, biomonitoring, freshwater fishes.

## INTRODUÇÃO

Existe atualmente uma grande preocupação com o efeito das alterações antrópicas sobre os sistemas aquáticos e sua biota associada. Contudo, medir de forma precisa o impacto das alterações é difícil. Nos Estados Unidos, desde a década de 80, a legislação reconhece a importância da utilização de indicadores biológicos como base dos programas de monitoramento dos sistemas aquáticos, indo além do simples uso de indicadores meramente químicos ou físicos (Flotemersch *et al.* 2006).

Com o argumento de que a capacidade de sustentar uma biota balanceada é um dos melhores indicadores de “saúde” e, portanto, de potencialidade de uso da água pelo ser humano, surgiram esforços para mensurar a “integridade biótica” dos corpos d’água. A integridade biótica de um ecossistema é a capacidade de manter uma comunidade com riqueza de espécies, composição e organização funcional comparáveis à de ecossistemas não perturbados por atividades humanas (Karr & Dudley 1981). A utilização de peixes no monitoramento biológico se justifica por sua importância biológica e socioeconômica e, de fato, diferentes índices baseados em peixes foram desenvolvidos ao redor do mundo para avaliar o *status* ecológico dos rios (Roset *et al.* 2007).

James R. Karr, ecólogo da Universidade de Illinois com experiência em comunidades de peixes fluviais, apresentou, em 1981, a primeira descrição de um procedimento multimétrico para monitorar recursos aquáticos usando peixes de rios e riachos do meio-oeste dos Estados Unidos e atribuiu-lhe a denominação de Índice de Integridade Biótica (IIB).

Rapidamente surgiram artigos em que o IIB era testado, discutido e criticado. O próprio autor passou a desenvolver idéias e propostas melhoradas em que são consolidadas as métricas e o método (*e.g.* Angermeier & Karr 1986, Karr 1987). O IIB foi testado e adaptado com êxito na maioria dos Estados dos EUA, onde seu uso nos biomonitoramentos passou a ser exigido por lei (USEPA 2007). Como ressaltado por Hughes & Oberdorff (1998), com exceção da Antártica, todos os continentes apresentam adaptações para o uso dos índices. Adaptações também se propagaram para comunidades em ambientes muito distintos, como lagos (Drake & Pereira 2003), estuários (Puente *et al.* 2008), recifes (Jameson *et al.* 2001), e mesmo meio

terrestre (Kimberling *et al.* 2001). Considerando outros taxa, índices multimétricos, como o IIB, passaram a ser adaptados com grande frequência para macroinvertebrados aquáticos (artigo 5, *Oecol. Bras.* 12(3), 2008), e também para perifíton (Hill *et al.* 2003), macrófitas (Miller *et al.* 2006), fitoplâncton (Lacouture *et al.* 2006), zooplâncton (Carpenter *et al.* 2006) e, ainda, vertebrados como aves ribeirinhas (Glennon & Porter 2005) e anfíbios (Crewe & Timmermans 2005).

A abordagem do IIB constitui um método direto, de valor comparável ao dos índices de diversidade, ao das espécies indicadoras, às listagens de espécies e às análises multivariadas, pois busca uma aproximação ecológica mais holística e integradora (Roset *et al.* 2007).

Depois de mais de 20 anos da implementação dos índices de integridade biótica usando peixes, e de centenas de adaptações ao redor do mundo, ainda não se testou de maneira sistemática a adequação dessa metodologia de biomonitoramento na região tropical. Contudo, algumas adaptações foram propostas e o objetivo desta revisão é compilar alguns resultados obtidos nos estudos disponíveis e analisar seu alcance e limitações. Acredita-se que uma revisão sobre esse tema seja necessária para estabelecer focos e agregar esforços para a pesquisa.

## IMPORTÂNCIA DO USO DE PEIXES COMO GRUPO INDICADOR

As vantagens do uso dos peixes como bioindicadores foram enumeradas inicialmente por Karr (1981) e confirmadas ou complementadas posteriormente por outros autores (*e.g.* Gibson *et al.* 1995, Simon & Lyons 1995, Barbour *et al.* 1999, Flotemersch *et al.* 2006). Por exemplo:

- 1) Assembléias de peixes geralmente incluem espécies que representam variadas categorias tróficas (onívoros, herbívoros, insetívoros, planctívoros, piscívoros) e utilizam alimentos de origem terrestre e aquática.
- 2) Sua posição no topo da teia alimentar aquática, quando comparada com organismos de níveis tróficos mais baixos (diatomáceas e invertebrados), oferece uma visão integrada do corpo hídrico.
- 3) Peixes estão tipicamente presentes em comuni-

- dades aquáticas de todos os tamanhos: de rios muito pequenos até grandes lagoas.
- 4) São bons indicadores de efeitos a longo prazo e condições do hábitat numa escala ampla, pois peixes têm ciclos de vida mais longos (3-10 anos) que outros organismos utilizados como bioindicadores.
  - 5) A escala de ocupação do espaço dos peixes é maior, o que os torna menos suscetíveis, que organismos menores, a variações naturais no microhábitat. Isso os torna adequados na avaliação de diferenças de macrohábitat e regionais.
  - 6) Peixes vivem todo seu ciclo de vida na água, o que integra a história física, química e biológica desses corpos d'água.
  - 7) As comunidades de peixes são persistentes e se recuperam rapidamente dos distúrbios naturais.
  - 8) Os peixes apresentam um amplo espectro de tolerância, sendo que cada espécie apresenta um padrão específico para cada tipo de alteração.
  - 9) Dados da história de vida, requisitos ambientais e distribuição da maioria das espécies de peixes são relativamente bem conhecidos.
  - 10) Peixes são relativamente fáceis de coletar e identificar. Técnicos necessitam relativamente pouco treinamento. Além disso, as amostras podem ser triadas e identificadas no campo, dispensando o estudo dos organismos após o processamento.
  - 11) Tanto toxidez aguda (ausência de táxons) como crônica (queda de crescimento ou de sucesso reprodutivo) pode ser avaliada nos peixes. O exame cuidadoso da dinâmica de recrutamento e de crescimento das populações entre anos diferentes pode ajudar a identificar períodos de estresse pouco usuais.
  - 12) Peixes podem ser amostrados durante todo o ano, permitindo a avaliação das mudanças sazonais e de padrões de distribuição espacial, pois permanecem nos corpos d'água inclusive durante o inverno ou período de águas baixas.
  - 13) Substâncias contaminadoras geralmente produzem deformidades morfológicas facilmente identificáveis que podem ser utilizadas como indicadores.
  - 14) Pode-se esperar que dados de peixes provenientes de uma área não perturbada sejam comparáveis em tempos diferentes.
  - 15) A frequência de amostragem no monitoramento

pode ser menor do que a necessária para organismos menores.

- 16) Os peixes têm valor cultural e social. O público em geral pode entender e sentir-se envolvido com as condições das comunidades de peixes, e denunciar acontecimentos negativos relacionados a elas. Além do que, são consumidos por humanos, o que os torna valiosos para medir o risco ecológico e a saúde pública.
- 17) Resultados dos estudos usando peixes podem influenciar diretamente as leis relativas ao uso da água para a pesca.

Porém, nem sempre essas vantagens, realmente, estão presentes em todos os corpos hídricos. As vantagens relacionadas ao amplo conhecimento da taxonomia, a padrões de distribuição e à ecologia dos peixes, não são aplicáveis à região tropical, como será mostrado mais adiante.

Algumas desvantagens têm sido citadas. Enumeramos a seguir as mencionadas por Karr (1981) (que argumenta, no entanto, serem comuns a outros grupos taxonômicos) e Flotemersch (2006).

- 1) A amostragem dos peixes pode ser seletiva, se não forem utilizados equipamentos apropriados para cada lugar.
- 2) Dada a mobilidade sazonal de algumas espécies, essas podem não ser indicadoras adequadas de distúrbios localizados.
- 3) O custo inicial das redes de amostragem pode ser alto, e ainda maior se for utilizado equipamento para pesca elétrica.
- 4) A amostragem de peixes requer licenças de coleta, o que pode demandar tempo.
- 5) A amostragem pode requerer maior esforço físico.

## O QUE É O ÍNDICE DE INTEGRIDADE BIÓTICA USANDO PEIXES?

Há muitas versões do IIB e suas características variam entre regiões e tipos de hábitat, porém todas são índices multimétricos que refletem componentes importantes da ecologia da comunidade: riqueza taxonômica, uso de habitat, composição trófica, saúde e abundância dos indivíduos (Roset *et al.* 2007). O IIB permite uma aproximação mais integrada e compreensível que a oferecida por outros indicadores biológicos, baseados somente na riqueza de espécies, índices de diversidade ou espécies

indicadoras (Verdonschot 2000). É uma ferramenta de biomonitoramento bastante efetiva, ainda mais quando se tem demonstrado que os peixes são excelentes indicadores das condições ecológicas (Flotemersch *et al.* 2006).

O IIB busca medir conjuntamente vários atributos da comunidade, abordando-a em níveis diferentes (indivíduo, população e comunidade). Esse modelo considera a variação nos atributos das comunidades de peixes em rios com graus de interferência diferentes, comparando-os com um sistema modelo no qual a exposição a interferências antrópicas foi mínima, ou comparando-os com um sistema ideal, criado a partir de informação básica da região ou informação de referência (Karr *et al.* 1986).

O índice de integridade biótica está baseado nos seguintes pressupostos sobre como mudam as comunidades de peixes à medida que aumenta a alteração ambiental (Fausch *et al.* 1990):

Diminui:

- O número de espécies nativas e as guildas tróficas ligadas a habitats específicos.
- O número de espécies intolerantes.
- A proporção de indivíduos nativos.
- A proporção de especialistas, como invertívoros ou carnívoros.
- A abundância (mas não para todas as espécies).
- A proporção de indivíduos que requerem substratos livres de sedimento para a desova.

Aumenta:

- A proporção de indivíduos tolerantes.
- A proporção de generalistas tróficos, especialmente onívoros.
- A incidência de doenças externas e anormalidades morfológicas.
- A incidência de indivíduos híbridos e introduzidos.

Na versão original do índice, Karr (1981) define qualitativamente seis classes de integridade biótica, onde a qualidade varia de 'ausência de peixes' a 'condições excelentes' (Tabela I). As classes de integridade baseiam-se em doze atributos (métricas) da comunidade de peixes, que poderiam dividir-se em dois grupos: 1) riqueza e composição de espécies e 2) fatores ecológicos. Com os valores obtidos segundo a pontuação de cada métrica, é avaliado o estado da comunidade (Tabela II). As métricas recebem pontuação 5 se

apresentarem valor similar ao esperado para uma comunidade de peixes em um sistema com pouca influência humana; pontuação 1, se o valor obtido difere significativamente do obtido por peixes em sistemas com pouca influência humana e uma pontuação 3, se a métrica apresenta um valor intermediário (Simon & Lyons 1995).

Tabela I. Classes de integridade biótica propostas por Karr (1981) e os atributos de cada uma.

Table I. Biotic integrity classes proposed by Karr (1981) with their respective traits.

Classes	Atributos
Excelente	Comparável à melhor situação sem influência do homem. Estão presentes todas as espécies regionalmente esperadas para o habitat e o tamanho do corpo d'água, incluindo as mais intolerantes, em todas as faixas de tamanho e de proporções sexuais. Estrutura trófica balanceada.
Bom	A riqueza de espécies pode estar um pouco abaixo do esperado, principalmente por causa do desaparecimento de espécies intolerantes. Algumas espécies com abundâncias ou tamanhos abaixo do valor ótimo. A estrutura trófica mostra alguns sinais de estresse.
Regular	Sinais de deterioração tais como poucas formas intolerantes, estrutura trófica alterada (aumento da frequência de onívoros). Classes de idade mais altas dos predadores de topo podem ser raras.
Pobre	Dominada por onívoros, formas tolerantes à poluição e generalistas de habitat. Poucos carnívoros de topo. Taxas de crescimento e fator de condição comumente diminuídos. Híbridos e doentes freqüentemente presentes
Muito pobre	Poucos peixes presentes e estes, principalmente introduzidos ou muito tolerantes. Híbridos são comuns. Doenças, parasitas, nadadeiras feridas e outras anomalias são comuns.
Sem Peixes	Repetidas amostragens sem captura de nenhum peixe.

As métricas de Karr foram definidas levando em conta que cada espécie ou grupo de espécies apresenta diferentes graus de tolerância à qualidade da água, ao habitat ou a outras condições ambientais. O autor define a intolerância de uma espécie como o primeiro atributo cujo valor diminui frente a alguma alteração antrópica e selecionou famílias cujas espécies são suscetíveis como os *darter*, da família Percidae, os *sucker*, da família Catostomidae e os *sunfish*, da família Centrarchidae. Em cada uma dessas famílias, o autor identificou o grau de tolerância de cada espécie a alterações, classificando-as como muito ou pouco tolerantes.

Tabela II. Métricas originais do IIB propostas por Karr (1981, 1986) para riachos do meio oeste dos Estados Unidos.  
 Table II. Original IBI metrics proposed by Karr (1981, 1986) for Midwestern United States rivers.

Riqueza e composição de espécies	Riqueza	Número total de espécies Número total de espécies de Catostomidae ( <i>sucker</i> )
	Composição	Número total de espécies de Percidae ( <i>darter</i> ) Número total de espécies de Centrarchidae ( <i>sunfish</i> , exceto <i>green sunfish</i> )
		Espécies indicadoras
	Funções tróficas	% de indivíduos Insetívoros Cyprinidae
Fatores ecológicos		% de indivíduos Carnívoros de topo ou Piscívoros
	Função reprodutiva	% de indivíduos Híbridos
	Abundância e Condição	Abundância ou captura por unidade de esforço % de indivíduos doentes, machucados, com deformidades ou tumores

### PREMISSAS DO IIB

Karr (1981) enfatiza a importância da classificação biogeográfica, sazonal e do tamanho do corpo de água antes da escolha das métricas, o que permitiria antecipar, de certa forma, as características esperadas.

A seguir são listadas as premissas que o modelo assume na primeira proposta do IIB:

- A amostra deve representar a comunidade de peixes completa da área estudada (excluindo-se, apenas, indivíduos muito jovens).
- O local amostrado deve ser representativo da ecorregião (variações no corpo d'água requerem diferenças na técnica e no esforço de amostragem e devem ser amostrados todos os tipos de hábitat presentes em cada local).
- A equipe que analisa os dados e realiza as classificações deve ser composta por biólogos bem treinados e familiarizados com a ictiofauna local.

### O USO DO IIB (PEIXES) NOS PAÍSES TROPICAIS E SUBTROPICAIS

Adaptações do IIB foram desenvolvidas em todo o mundo, mas sua aplicação nos países tropicais e subtropicais é ainda rara. Nesta revisão foi feita uma compilação das adaptações do IIB realizadas na região tropical e/ou subtropical. Foram utilizados artigos publicados em revistas de alto impacto e/ou disponíveis através de procura eletrônica, selecionando-se os que melhor atenderam a nossos critérios de busca. Nos casos em que a localização da área de estudo não

foi expressa explicitamente no trabalho, utilizamos uma classificação climática, assumindo, como região tropical, a que está compreendida entre o Trópico de Câncer e o de Capricórnio, e como região subtropical, as zonas imediatamente ao norte e ao sul (entre 20° e 35°) em ambos os hemisférios. Estudos realizados na América do Norte ou na Europa não foram incluídos, mesmo se localizados na região subtropical. Também não foi feito um levantamento exaustivo da literatura regional. Nos mecanismos eletrônicos de busca surgiram referências a várias dissertações, teses e artigos publicados em revistas regionais de alcance limitado. Essas referências parecem diretamente relacionadas ao tema, mas optamos por não as considerar na revisão, ou por não estarem publicados, ou por serem de difícil acesso pelos sistemas usuais de obtenção entre bibliotecas.

Concentramos o trabalho ao redor de 15 artigos, dos quais sete foram realizados na América do Sul, dois na América Central, quatro na África e dois na Ásia. Do total, seis foram produzidos em região tropical e nove na região subtropical. Os países em que foram feitas adaptações do IIB são: Argentina, Brasil, México e Venezuela, na América do Sul; Camarões, Guiné, Namíbia e na África; China e Índia, na Ásia (Tabela III). Para outros países da região tropical e subtropical não foi encontrada nenhuma publicação sobre aplicações de índices de integridade biótica utilizando peixes. Apenas para a Guyana Francesa existe uma adaptação do IIB realizada como tese de doutorado (Tejerina-Garro 2001), que, entretanto, não foi publicada.

Um dos primeiros artigos em que o IIB é proposto numa região tropical foi o de Hocutt *et al.* (1994), no rio Okavango (Namíbia). Nele são apresentadas as primeiras adaptações de métricas relativas a características taxonômicas dos peixes à zoogeografia tropical, no caso, africana. Esse trabalho não chega a aplicar o índice, pois seu objetivo era testar

a sensibilidade das métricas escolhidas. É uma abordagem importante, pois utiliza uma metodologia de amostragem exaustiva, com o objetivo de estabelecer a linha de base necessária a posteriores adaptações do IIB na bacia estudada. Na região Neotropical as primeiras adaptações foram a de Lyons *et al.* (1995) no México e a de Araújo (1998) no Brasil.

Tabela III. Trabalhos que tem adaptado o IIB na região tropical e subtropical, com seus autores, periódico onde foi publicado, região climática, país, região, bacia, tipo de sistema e principal alteração no sistema.

Table III. Published papers adapting IBI to tropical and subtropical regions, along with authors, journal of publication, climatic region, targeted country, region, bay, system type and system alteration.

<b>Autores</b>	<b>Região climática</b>	<b>País</b>	<b>Região</b>	<b>Bacia</b>	<b>Tipo de sistema</b>	<b>Principal alteração</b>
<b>Hocutt <i>et al.</i> 1994</b>	Subtropical	Namíbia	África meridional	Rio Okavango	Rio não vadeável incluindo plano de inundação	Erosão, desmatamento, contaminação orgânica e contaminação agro-química
<b>Lyons <i>et al.</i> 1995</b>	Tropical	México	Centro oeste	Rio Duero e rios costeiros da serra de Manatlán	Rios vadeáveis e intermediários	Pecuária, agricultura, irrigação, barragens
<b>Hay <i>et al.</i> 1996</b>	Subtropical	Namíbia	África meridional	Rio Okavango	Rio não vadeável	Urbanização, agricultura, industrialização
<b>Hugheny <i>et al.</i> 1996</b>	Tropical	Guiné	África ocidental	Bacia do Rio Konkoure	Rios não vadeáveis	Mineração de bauxita
<b>Araújo 1998</b>	Subtropical	Brasil	Sudeste	Rio Paraíba do Sul	Rios não vadeáveis	Contaminação industrial
<b>Ganasan &amp; Hughes 1998</b>	Subtropical	Índia	Central	Khan e Kshipra	Rios não vadeáveis	Esgoto, efluentes industriais, agricultura
<b>Toham &amp; Teugels 1999</b>	Tropical	Camarões	Sudeste	Ntem	Rios de diferentes tamanhos	Desmatamento
<b>Lyons <i>et al.</i> 2000</b>	Tropical	México	Central	Rio Duero e rios costeiros	Lagos	Alterações de hidrologia e captação de água
<b>Araújo <i>et al.</i> 2003</b>	Subtropical	Brasil	Sudeste	Rio Paraíba do Sul	Rio não vadeável	Contaminação industrial
<b>Bozzetti &amp; Schulz 2004</b>	Subtropical	Brasil	Sul	Rio Sinos e Rio Gravataí	Rios vadeáveis	Agricultura intensiva, urbanização e canalização
<b>Hued &amp; Bistoni 2005</b>	Subtropical	Argentina	Central	Bacia do Rio Suquia	Rios de diferentes tamanhos	Esgoto, pecuária, urbanização, contaminação industrial
<b>Rodríguez-Olarte <i>et al.</i> 2006</b>	Tropical	Venezuela	Litoral ocidental do Caribe	Rio Aroa	Rios vadeáveis	Desmatamento e urbanização
<b>Ferreira &amp; Casatti 2006</b>	Subtropical	Brasil	Sudeste	Rio São José dos Dourados - Córrego Água Limpa	Rios vadeáveis	Pastagem
<b>Rodríguez-Olarte <i>et al.</i> 2007</b>	Tropical	Venezuela	Litoral norte do Caribe	Bacia do Rio Tocuyo	Rios de diferentes tamanhos	Contaminação e barragens
<b>Zhu &amp; Chang 2008</b>	Subtropical	China	Sul	Alto Rio Yangtze	Rio não vadeável	Sobrepesca

O Brasil foi o país da América do Sul onde houve mais regiões com aplicação do IIB (sudeste e sul do país), totalizando quatro trabalhos incluídos nesta revisão. Além desses há dissertações e teses não publicadas (Marciano 2001, Terra 2004, Galuch 2007). O grupo de trabalho liderado por Francisco Gérson Araújo, da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, se destaca porque, além da adaptação do IIB para um trecho alterado do rio Paraíba do Sul (Araújo 1998, Araújo *et al.* 2003), vem fazendo aplicação do índice adaptado. Por exemplo, em Pinto *et al.* (2006) é avaliado o efeito da paisagem e das condições ripárias sobre o IIB e em Pinto & Araújo (2007) é avaliado o efeito da variação sazonal sobre os valores do IIB.

Na Venezuela, na Universidad Centro-Occidental “Lisandro Alvarado” e na Universidad Nacional Experimental de los Llanos Occidentales “Ezequiel Zamora”, também há um grupo de pesquisa bastante ativo com linha de investigação direcionada a adaptar o IIB aos rios costeiros do Caribe. Desse grupo, analisamos os artigos de Rodríguez-Olarte *et al.* (2006 e 2007). Além desses, há outros publicados em revistas regionais (Rivera & Marrero 1995, Rodríguez-Olarte & Taphorn 1995) e vários trabalhos de conclusão de curso (Gutierrez 1994, Rivera 1994, Usma 2000, Sivira 2001, Amaro 2003, Agudelo-Zamora 2008). Os esforços desse grupo de pesquisa apontam um caminho claro à aplicação do IIB na Venezuela, fornecendo informação necessária à consolidação de uma linha de base para a aplicação do índice em ambiente tropical, enquanto o grupo de Araújo, no Brasil, faz o mesmo para ambiente subtropical.

Os ambientes de água doce em que se concentrou a maioria dos artigos são os sistemas lóticos, sendo que oito estudos foram feitos em riachos ou rios de pequeno porte (rios vadeáveis); seis em rios de maior porte (não vadeáveis), quatro incluíram rios vadeáveis e não vadeáveis, e apenas um foi realizado em lagos. Nessa ótica, destaca-se o artigo de Lyons *et al.* (2000), no México, pois é o único que adapta um IIB a lagos tropicais.

É importante ressaltar que vários dos trabalhos analisados, adaptaram o IIB para rios de grande porte ou não vadeáveis (Tabela III). Tal como é assinalado por Schiemer (2000), as comunidades de peixes de grandes rios são caracterizadas por uma alta diversidade, que reflete a diversidade estrutural e a

riqueza de habitats no canal principal e nas planícies de inundação adjacentes. O desenvolvimento de índices de integridade nesses sistemas é importante, pois esses rios sustentam a biomassa de peixes comerciais, da qual depende o alimento de boa parte da população ribeirinha em países tropicais e subtropicais.

As bacias hidrográficas onde foi adaptado o IIB são afetadas por diversas alterações que sobrepõem seus efeitos nos sistemas aquáticos, sendo difícil distinguir causas isoladas. O artigo de Toham & Teugels (1999) destaca-se por desenvolver um índice específico para mensurar o efeito do desmatamento na bacia do rio Ntem (Camarões); o de Hugheny *et al.* (1996) por avaliar o efeito de uma mineração de bauxita; e o de Zhu & Chang (2008), na China, por ter, como objetivo, avaliar o estado da fauna ictífica no rio Yangtzé, antes do represamento pela represa das Três Gargantas.

## ADAPTAÇÕES NA APLICAÇÃO DO ÍNDICE DE INTEGRIDADE BIÓTICA (IIB)

Para conseguir que o índice proposto por Karr (1981) seja passível de aplicação em diferentes latitudes, foi necessário adaptar as métricas, as metodologias e a seleção do local de referência às condições específicas de cada ecoregião, bacia ou situação específica. Não obstante, em todas as adaptações realizadas ao redor do mundo, os pressupostos e a estrutura conceitual do IIB proposto por Karr (1981) se mantiveram.

## METODOLOGIAS DE AMOSTRAGEM

O planejamento de metodologias de amostragem efetivas e específicas para cada ambiente estudado é fundamental e dele depende a qualidade dos resultados obtidos com o IIB. Roset *et al.* (2007) identificam, como aspectos-chave no desenvolvimento de um índice de integridade biótica, a delimitação da área de amostragem, a definição precisa do esforço mínimo de captura e a estratégia de coleta.

A pesca elétrica é a metodologia mais recomendada tanto para riachos como para rios grandes, por ser considerada um método não seletivo (Barbour *et al.* 1999, Flotemersch *et al.* 2006). No entanto, o uso de redes de diversos tipos é, às vezes, particularmente necessário para rios muito grandes (Roset *et al.* 2007), apesar de que essa metodologia pode causar

problemas nos valores finais do IIB, devido à agregação de dados provenientes de diferentes tipos de redes e com diferentes esforços amostrais (Simon & Lyons 1995).

Nesta revisão constatou-se que, em rios pequenos e riachos, a principal metodologia de amostragem utilizada foi a pesca elétrica; em rios de grande porte foi a de redes de espera de diferentes tipos e tamanhos (Tabela IV). Na região tropical o uso de equipamentos de pesca elétrica em rios de maior porte não tem sido implementado, talvez devido ao alto custo (essa técnica implica que o gerador elétrico deve estar dentro de um barco adaptado para esse fim) e à falta de capacitação nessa metodologia. No entanto, Penczak *et al.* (1998) verificaram que, comparada às redes de espera e tarrafas, a pesca elétrica foi o método mais efetivo para realizar amostragens de boa qualidade em um afluente de grande porte do rio Paraná. É possível, portanto, que essa técnica se torne mais difundida na região.

Por outro lado, surgem metodologias alternativas interessantes para as condições de alguns países sub-desenvolvidos, aplicáveis a rios de grande tamanho. Zhu & Chang (2008) utilizaram dados provenientes do monitoramento de longo prazo da pesca em quatro zonas do rio Yangtzé. Os autores justificam essa abordagem considerando-a uma forma adequada de solucionar problemas como os representados pelos peixes migradores. Além disso, dada a diminuição recente da abundância de peixes devido à sobrepesca, amostragens experimentais padronizadas em poucos lugares e pontuais seriam pouco representativas.

### ÉPOCAS DE AMOSTRAGEM

Usualmente os estudos com IIB não incluem avaliação das variações sazonais sobre os valores do índice, principalmente porque Karr (1981) não registrou existência de dependência temporal. De fato, em alguns dos artigos incluídos nesta revisão, o efeito da variação estacional sobre o índice foi avaliado e, na maioria das vezes, não houve resultados significativos (Tabela IV). A tendência nos trabalhos mais recentes, portanto, tem sido de realizar amostragens apenas na época de águas mais baixas.

Por outro lado, considerando as diferenças ecológicas interanuais que ocorrem nos trópicos, seria interessante avaliar a variação temporal por

muitos anos numa mesma localidade, na mesma estação, como recomendam Roset *et al.* (2007). Essa abordagem permitiria compreender e dimensionar a internalização da variação ambiental de longo prazo na biota.

### DETERMINAÇÃO DO LOCAL DE REFERÊNCIA

Na maioria das adaptações do IIB, não fica muito claro como foi estabelecida a condição de referência; além disso, os critérios considerados para selecioná-las variam enormemente. Existem duas abordagens quanto à definição teórica de comunidade de peixes. A abordagem tipo-específica está baseada em técnicas de agrupamento como ponto de partida, onde o local de referência é definido por classificações prévias baseadas em ecorregiões ou agrupamentos de similaridade de fauna. Essa abordagem é mais apropriada quando os descritores das comunidades apresentam um padrão de variação discreto. A abordagem sítio-específica não requer uma classificação prévia e prediz diretamente a fauna do local de acordo com as características ambientais do local avaliado. Nesse caso, é mais apropriada quando os descritores apresentam um padrão de variação contínuo (Roset *et al.* 2007).

Geralmente o local de referência corresponde ao lugar menos impactado da área estudada, pois é difícil encontrar ambientes sem qualquer impacto humano. Esse local menos impactado tem sido definido de três formas: 1) considerando as características da comunidade de peixes da localidade que alcança valor máximo em uma dada métrica; 2) considerando as avaliações ambientais (hábitat, qualidade de água) e a comunidade de peixes presente no lugar com maior valor de qualidade ambiental como “comunidade de referência”; 3) reconstruindo hipoteticamente o local, antes da alteração, através de dados históricos da comunidade de peixes, por exemplo por registros prévios em museus.

Nesta revisão há artigos com abordagem sítio-específica e também tipo-específica, embora, na maioria dos casos, esse aspecto não tenha sido explicitado. Quanto à forma de determinar o local de referência, foram constatadas várias abordagens (Tabela IV).

Foi comum, entre os artigos analisados, a utilização, concomitante ao uso do IIB, de índices de



Tabela IV. Metodologias de amostragem, definição do lugar de referência, escores, classes de integridade e qualidade encontrada nas adaptações do IIB na região tropical e subtropical.  
*Table IV. Sampling methodology, reference condition definition, scores, integrity and quality classes found in IBI adaptations of IBI to tropical and subtropical regions.*

Duração (anos)	Amostragem		Definição da comunidade de peixes teórico:	Definição do local de referência	Escore para as métricas	Classes de integridade	Qualidade encontrada	Outros Resultados
	Frequência / Estacionalidade	Nº de pontos						
<b>Hocutt et al. 1994</b>	5 jornadas	80	vários tipos de redes (arrasto, tarrafas, de espera) "kicknet", rotenona, pesca elétrica	Não foi escolhido			Não foi testado	Grande variação temporal e espacial nos valores das métricas
<b>Lyons et al. 1995</b>	Uma amostragem a cada ano	27	rede de arrasto, puçás, tarrafas, pesca elétrica	Menos impactado a partir de condições ambientais	0, 5, 10	Boa: 70 a 100; Regular: 45 a 65; Pobre: 0 a 40; Muito Pobre: 0	Boa = 15; Regular = 10; Pobre = 2	Métricas adaptadas a cada tamanho de rio
<b>Hay et al. 1996</b>	5 jornadas / outono e inverno	56	vários tipo de redes (de espera, de arrasto, tarrafas, etc), armadilhas, rotenona.	Menos impactado a partir de condições ambientais	1, 3, 5			Os valores do IIB diminuíram ao longo do tempo (comparando com dados de 1985 e 1986)
<b>Hugheny et al. 1996</b>	25 jornadas / estação seca	8	redes de espera	A montante do empreendimento	Contínuo		Valores estatisticamente baixos de IBI em área impactada	A família Mormyridae, mostrou ser muito intolerante a esta alteração; efeito da sazonalidade pouco significativo
<b>Araujo 1998</b>	Mensais	4	rede picaré, tarrafas e peneiras	Não impactado: histórico	1, 3, 5	Excelente: 57 a 60, Boa: 48 a 52, Razoável: 39 a 44, Pobre: 28 a 35, Muito pobre: <24, Sem peixes: 0	Entre muito pobre e razoável	Varição sazonal nos valores de IIB; mais baixos em fevereiro
<b>Ganasan &amp; Hughes 1998</b>	A cada dois meses	13	vários tipo de rede (de arrasto, tarrafas, etc) e dois tipos de armadilhas tradicionais	Condições da comunidade	comparar entre 0, 3, 5 e 0 a 10	Aceitável; Marginalmente alterado, Alterado	Alterado em 5 locais; Moderadamente alterado em 4; Aceitável em 4	Concordância na comparação entre uma análise multivariada e o multimétrico; sazonalidade não significativa

Continuação da Tabela IV

	Amostragem			Definição da comunidade de peixes teórico:	Definição do local de referência	Escore para as métricas	Classes de integridade	Qualidade encontrada	Outros Resultados
	Duração (anos)	Frequência / Estacionalidade	Nº de pontos						
<b>Toham &amp; Teugels 1999</b>	1994, 1995, 1996	Estação seca	36	pesca elétrica	Tipo-específico	Área não desmatada, dentro de reserva	1, 3, 5	Não definidas	Os locais dentro de uma área de reserva apresentaram valores de IIB maiores
<b>Lyons <i>et al.</i> 2000</b>	Compilação de dados históricos nos últimos 100 anos		19		Tipo-específico	Não impactado: histórico (4 lagos)	0, 5, 10	Valor de 0 a 100	Estimaram a área de cada lago e as mudanças ocorridas nos últimos 100 anos
<b>Araujo <i>et al.</i> 2003</b>	outubro 1998 - setembro 1999	Mensais / Todas as Estações	6	rede picaré, tarrafas e peneiras	Sítio-específico	Menos alterado segundo índice ambiental	1, 3, 5	Excelente: 57 a 60; Boa: 48 a 52; Razoável: 39 a 44; Pobre: 28 a 35. Muito pobre: <24, Sem peixes: 0	Encontraram melhor qualidade a jusante, do que no ponto da descarga de efluentes
<b>Bozzetti &amp; Schütz 2004</b>	10 meses 2000 - 2001	4 vezes no ano / Todas as estações	6	redes de bloqueio, pesca elétrica	Sítio-específico	Menos impactado (hipotético): condições da comunidade	Valores de 1 a 10; Observado/esperado; Valor máximo 100	Alterado em 1 localidade e medianamente alterado em 5	Recomendam mensurar variação sazonal
<b>Hued &amp; Bistoni 2005</b>	1998 - 2002	4 vezes no ano / Época seca e chuvosa	16	pesca elétrica	Sítio-específico	Menos impactado segundo Índice de Qualidade de Água (WQI)	1, 2, 3, 4	Excelente em 4 localidades; Boa em 8; Aceitável em 2; Pobre em 2	recomendam comparar a classificação das localidades segundo o WQI e o IIB
<b>Rodriguez-Olarte <i>et al.</i> 2006</b>	dezembro 2002 - abril 2003	só na seca	18	pesca elétrica	Tipo-específico	Não alteradas: dentro de área de reserva	1, 3, 5	Não definidas	Análises de PCA e CCA validaram moderadamente o IIB.
<b>Ferreira &amp; Casatti 2006</b>	2004 - 2005	13 amostragens no ano / Época seca e chuvosa	4	pesca elétrica	Sítio-específico	Diferente para cada trecho: em alguns casos a partir das condições da comunidade; em outros a partir de dados históricos	1, 3, 5	Bom: 4 a 5; Regular: 3 a 3,9; Pobre: 2 a 2,9; Muito pobre: 0 a 1,9	Métricas adaptadas para cada trecho; diferentes esforços de amostragem e sazonalidade
<b>Rodriguez-Olarte <i>et al.</i> 2007</b>	2003	só na seca	8	pesca elétrica	Tipo-específico	A partir de valores pré-determinados para a região	1, 3, 5	Excelente: >35 a 40; Buena: >30 a 35; Regular: >20 a 30; Mala: >10 a 20; Pésima: <10	Regular em 2 localidades; Pobre em 1; Muito pobre em 1.
<b>Zhu &amp; Chang 2008</b>	1997 - 2002	duas vezes no ano/maio-julho; setembro-dezembro	4	aparelhos usados pela pesca comercial	Sítio-específico	Hipotético: baseado em dados cumulativos da pesca desde 1950	1, 3, 5	Excelente: >60; Bom: 50 a 60; Regular: 40 a 50; Pobre: 35 a 40; Muito pobre: < 30	Constatarem diminuição dos valores do IIB ao longo de 6 anos de estudo

avaliação física do hábitat ou da qualidade da água. O artigo de Lyons *et al.* (2000) chama a atenção porque faz uma reconstrução histórica das alterações que ocorreram nos rios estudados e da fauna que desapareceu dos mesmos nos últimos 100 anos e, a partir disso, determina o local de referência. O artigo de Zhu & Chang (2008) também é original, porque o local menos impactado emerge de uma série de dados acumulados, sem a utilização de um sitio de referência determinado.

### CLASSES DE INTEGRIDADE BIÓTICA

Os estudos analisados criam categorias próprias, de acordo com o grau de degradação da área de estudo ou optam por não criar categorias e sim confrontar diferenças estatísticas entre os valores encontrados (Tabela IV).

Entre as seis classes de integridade propostas por Karr (1981), foram incluídas as categorias ‘muito pobre’ e ‘sem peixes’, porque depois de vários anos de utilização do método, esse autor verificou que havia ambientes fluviais tão degradados no centro do Estados Unidos, que poucos ou nenhum peixe era capturado. Nas adaptações analisadas pertencentes à região tropical e subtropical, em poucas ocasiões foram registrados locais com a classificação ‘muito pobre’ e em nenhuma foi registrada a categoria ‘sem peixes’. Essa é uma constatação que cria perspectivas otimistas no sentido de se evitar uma degradação maior através de técnicas de monitoramento que subsidiem políticas públicas de uso da água.

### MÉTRICAS

Na revisão sobre IIB adaptados na América do Norte e Europa, Roset *et al.* (2007) assinalam que poucos estudos seguem uma metodologia rigorosa para a seleção das métricas. Para esses autores, o ideal seria que as melhores métricas tivessem evidenciada sua sensibilidade através de métodos estatísticos, a partir de um grande leque de opções, mas constataram que, na maioria dos casos, as métricas são escolhidas *a priori* segundo critérios subjetivos dos pesquisadores. Nos estudos analisados na presente revisão observamos a mesma tendência.

A adaptação às condições tropicais consiste, de maneira geral, em identificar equivalentes ecológicos

para as métricas propostas para as regiões temperadas. Essas equivalências podem ser tanto de grupos taxonômicos, como de grupos funcionais. Na Tabela V são enumeradas as adaptações nas métricas realizadas pelos autores dos estudos incluídos nesta revisão. Enquanto algumas métricas se mantiveram iguais (ou com pequenas variações) às propostas para a região temperada, outras foram adaptadas (famílias positiva ou negativamente sensíveis a alterações foram substituídas por famílias de distribuição tropical com a melhor correspondência ecológica possível); ou foram criadas novas métricas que se mostraram úteis em sistemas tropicais.

Dentre as métricas propostas originalmente, o número de espécies, a captura por unidade de esforço (CPUE), o número de espécies intolerantes, a porcentagem de indivíduos onívoros e porcentagem de carnívoros foram as que se mantiveram na maioria dos estudos analisados (cerca de 90%). Hued & Bistoni (2005) evitaram o uso de métricas que avaliam a abundância pela CPUE, pois essa característica apresenta grande variação em locais poluídos, com valores muito altos ou muito baixos, o que não a recomenda como indicadora. Lyons *et al.* (1995) incluíram a CPUE entre as métricas, mas obtiveram resultados empíricos pouco claros.

As métricas enunciadas como ‘número de espécies’ ou ‘número de indivíduos’ intolerantes foram muito usadas. Em alguns casos foram adotadas tolerâncias mais específicas, como, por exemplo, ‘espécies ou indivíduos tolerantes à hipóxia’ considerando que peixes com esse tipo de tolerância são abundantes em lugares com enriquecimento orgânico (Bozzetti & Schulz 2004, Ferreira & Casatti 2006).

Vários autores substituíram o valor numérico em uma métrica pelo percentual de indivíduos. Por exemplo, Lyons *et al.* (1995) registraram poucas ‘espécies bentônicas’ em seus rios (métrica comum nos EUA), mas como reconhecem a importância desse grupo funcional, modificaram a métrica para ‘% de indivíduos bentônicos’. Ainda no caso dos lagos no México, Lyons *et al.* (2000) mensuraram algumas características utilizando a biomassa de indivíduos ou espécies. Esse pode ser um indicador melhor, quando há grandes diferenças no tamanho relativo das espécies (Minns *et al.* 1994).

Muitos artigos analisados restringem o ‘número de espécies’ ao ‘número de espécies nativas’, seguindo

Tabela V. Métricas adaptadas por cada trabalho realizado nas regiões tropical e subtropical. DMDT = Doentes, machucados, presença de deformidades, tumores  
 Table V. Metrics adapted to each published paper on IBI adaptation to tropical and subtropical regions. DMDT = sick, hurt, deformed individuals and those with tumors.

Atributos	Autor	Hocutt et al. 1994	Lyons et al. 1995	Hay et al. 1996	Hugueny et al. 1996	Araujo 1998	Ganasan & Hughes 1998	Toham & Teugels 1999	Lyons et al. 2000	Araujo et al. 2003	Bozzetti & Schulz 2004	Hued & Bistoni 2005	Rodriguez-Olarte et al. 2006	Ferreira & Casatti 2006	Rodriguez-Olarte et al. 2007	Zhu & Chang 2008
<b>Riqueza</b>	Nº espécies	nativas	nativas	nativas	total	total	nativas	total	nativas e comuns	nativas	total	total	total	nativas	total	nativas
Nº famílias	nativas															
<b>Abundância</b>	CPUE	Nº total indivíduos / amostra	Nº indivíduos / hora	Nº indivíduos / tipo de rede e valores combinados	total	total	total	Nº indivíduos / 100 m					indivíduos / m²		indivíduos / m²	Kg / bote
<b>Representatividade</b>	Dominância e diversidade												Índice Diversidade Simpson	Índice Dominância Simpson		
<b>Tolerância</b>	Intolerantes		Nº espécies			Presença espécies	Nº espécies	Nº espécies	Nº nativas	Nº espécies	Nº espécies	% espécies	Nº espécies	Nº espécies	Nº espécies	
	Tolerantes		% indivíduos			% espécies muito tolerantes	% indivíduos	% espécies tolerantes	% biomassa			% espécies	% espécies		Nº espécies	% indivíduos
	Tolerantes a Hipóxia										Nº espécies e indivíduos					
<b>Origem</b>	Híbridos			% indivíduos												
	Introduzidos	Nº total	% indivíduos	% indivíduos		% indivíduos			% biomassa	Nº espécies						% espécies
	Bentônicas	Nº de espécies especialistas	% indivíduos	% indivíduos			Nº espécies				Nº espécies					
	Reofíticas	Nº de espécies pelágico-reofíticas		% indivíduos				Nº espécies							Nº espécies e % indivíduos	% Characidae
	Pelágicas		Nº espécies							Nº Characiformes					Nº espécies e % indivíduos	
<b>Uso do habitat</b>	Vegetação Marginal			% indivíduos											% indivíduos	
	Ordens, Famílias, Gêneros ou espécies sensíveis	Nº total Cichlidae		Nº sp. Siluriformes bentônicos grandes	Nº espécies Mormyridae	Nº espécies Perciformes	Nº espécies Siluriformes	Nº siluriformes bentônicos	Nº Goodeidae nativos	Nº Siluriformes		abundância <i>R. catamarcensis</i>	% Loricariidae	% Siluriformes e Characiformes		% espécies Cyprinidae
								Presença-Ausência Cyprinodontiformes	Nº de Chirostoma nativos	% indivíduos Cyprinodontiformes		abundância <i>C. desceimaculatus</i>		Nº espécies Curimatidae		% espécies Bagridae
								Presença-Ausência Cyprinidae				abundância <i>G. affinis</i>		% abundância <i>P. reticulata</i>		% espécies Cobitidae
												abundância <i>A. eigenmanniorum</i>				

Continuação da Tabela V

Atributos	Autor	Hocutt <i>et al.</i> 1994	Lyons <i>et al.</i> 1995	Hay <i>et al.</i> 1996	Hugueny <i>et al.</i> 1996	Araujo 1998	Gamasan & Huges 1998	Toham & Teugels 1999	Lyons <i>et al.</i> 2000	Araujo <i>et al.</i> 2003	Bozzetti & Schulz 2004	Hued & Bistoni 2005	Rodriguez-Olarte <i>et al.</i> 2006	Ferreira & Casatti 2006	Rodriguez-Olarte <i>et al.</i> 2007	Zhu & Chang 2008	
N° Categorias																	
<b>Onívoros</b>		% indivíduos	% indivíduos		N° indivíduos	% indivíduos	% indivíduos	% indivíduos		% indivíduos e N° indivíduos pequenos	N° indivíduos		% onívoros		% de deriva	% indivíduos	
<b>Insetívoros</b>											N° espécies		% indivíduos e N° espécies reofilicas		%	% indivíduos bentônicos	
<b>Invertívoros</b>		% indivíduos principais		N° indivíduos	N° indivíduos	% indivíduos	% indivíduos	% indivíduos		N° indivíduos			% indivíduos				
<b>Perifívoros</b>													% indivíduos				
<b>Frugí-herbívoros</b>																	
<b>Herbívoros</b>		% indivíduos principais					% indivíduos			N° indivíduos							
<b>Piscívoros</b>		% indivíduos		N° indivíduos	N° indivíduos										N° espécies	%	
<b>Carnívoros</b>		% indivíduos necrófagos oportunistas				% indivíduos topo	% indivíduos topo	% indivíduos	% biomassa nativos	N° indivíduos			% carnívoro piscívoro			% indivíduos topo	
<b>Migra-dores</b>																	
<b>Ovoví-paras</b>			% indivíduos nativos														
<b>Vida longa</b>																	
<b>Classes de tamanho</b>																N° espécies	
<b>Compri-mento padrão</b>									Maximo sp. nativas								
<b>DMDT</b>		% indivíduos	% indivíduos	% indivíduos	% indivíduos	% indivíduos	% indivíduos	% indivíduos	% parasitas não nativos nas espécies nativas							% indivíduos	
<b>Uso</b>	<b>Pesca</b>																N° famílias

as recomendações de Karr *et al.* (1986) e de Hugues & Oberdorff (1999), dado que, em muitos sistemas tropicais, as espécies introduzidas são abundantes ou estão presentes em muitos ambientes. Lyons *et al.* (2000), refinando ainda mais essa métrica, a define como ‘número de espécies nativas comuns’.

Alguns autores, como Ganasan & Hughes (1998), utilizaram o ‘número de famílias’ em algumas métricas, ao invés de ‘indivíduos’ ou ‘espécies’; ou Zhu & Chang (2008) que utilizaram o ‘número de famílias nas capturas da pesca comercial’. Por outro lado, em muitos casos as métricas originalmente definidas por Karr (1981) a partir de famílias, foram trocadas por métricas que se referem a grupos funcionais (Tabela V), no que diz respeito ao uso do hábitat (por exemplo, bentônicos, reofílicos, pelágicos).

Karr (1981) evita o uso de índices de diversidade porque estes ignoram a composição da comunidade amostrada. Além disso, essa métrica seria redundante, pois leva em conta dois fatores combinados (equitabilidade e riqueza), e o IIB já inclui uma métrica que mede a riqueza. As adaptações de Ferreira & Casatti (2006) e Rodríguez-Olarte *et al.* (2006) incluem a diversidade ou a dominância de Simpson nas métricas usadas. Esses autores justificam essa utilização como complementar à métrica de riqueza, pois consideram que em um gradiente de alteração ocorrem mudanças na abundância relativa. Em ambientes conservados há baixa dominância de uma espécie em particular, mas com a degradação ambiental, as populações das espécies mais sensíveis são eliminadas ou reduzidas, e as tolerantes passam a dominar.

Ferreira & Casatti (2006) consideram que, de maneira geral, o percentual de abundância das ordens Characiformes e Siluriformes tende a ser maior, em lugares conservados, que o de Perciformes e Cyprinodontiformes, que tenderiam a apresentar maiores percentuais em locais alterados. Essas autoras usam, em uma métrica, a família Curimatidae, por exemplo, porque ocorre em números elevados em riachos íntegros, onde os indivíduos se alimentam de detritos floculados, e é rara em riachos assoreados. Na tabela V são apresentadas outras métricas com famílias ou gêneros sensíveis.

A ordem Cyprinodontiformes é um dos grupos mais utilizados em métricas em regiões tropicais das Américas, da Ásia e da África, sendo, em alguns casos, indicadora de locais alterados e, em outros, de locais

conservados. Autores como Araújo (1998), Ganasan & Hughes (1998), Hued & Bistoni (2005) e Ferreira & Casatti (2006), utilizaram métricas que envolvem essa ordem por conter espécies bastante tolerantes, com adaptações à hipóxia (pequeno tamanho, vivem na superfície, boca dirigida para cima) e vivíparas, podendo se reproduzir em locais com pouco oxigênio e em curtos intervalos de tempo. Além disso, inclui espécies que foram introduzidas em muitas regiões para controle de mosquitos (*Poecilia reticulata*, *Gambusia affinis*, *Cnesterodon decemmaculatus* e *Lebistes reticulatus*). Ao contrário, em riachos do México, Lyons *et al.* (1995) utilizaram o número de espécies ovovivíparas nativas (famílias Godeidae e Poeciliidae) como indicador de locais não alterados, pois apesar de reconhecerem que esse grupo pode ser tolerante a alterações, verificaram que em ambientes degradados, espécies nativas ovovivíparas estão sendo substituídas por ovovivíparas introduzidas. Da mesma forma, Toham & Teugels (1999) usam espécies nativas de Cyprinodontidae (exceto *Epiplatys*) como intolerantes e indicadoras de locais não desmatados, por serem típicas de riachos de bosques úmidos.

Hugueny *et al.* (1996) implementaram uma métrica inovadora, usando, como grupo sensível, a família Mormyridae, cujos indivíduos se comunicam por sinais elétricos. É curioso que até agora ninguém tenha proposto alguma métrica com a ordem Gymnotiformes na região Neotropical, pois as características biofísicas da descarga do órgão elétrico, característico desse grupo, estão diretamente relacionadas com a composição físico-química da água onde o peixe se encontra (Rossoni 2005). A presença de elementos tóxicos na água causa uma alteração nas descargas elétricas tanto pela mudança da condutividade da água, quanto pela ação direta do poluente no metabolismo do peixe. Espécies dessa ordem estão sendo utilizadas como organismos de biomonitoramento no Laboratório de Fisiologia Comportamental do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (Bücker *et al.* 2006).

Na Argentina, Hued & Bistoni (2005) não usam famílias, mas sim espécies sensíveis: *Cnesterodon decemmaculatus*, *Gambusia affinis*, *Astyanax eigenmanniorum* e *Rineloricaria catamarcensis*. Essas espécies foram selecionadas, de acordo com sua distribuição e abundância, em um gradiente de qualidade de água determinado por um índice desenvolvido para a bacia por Pesce & Wunderlin (2000).

Nos artigos analisados foram resgatadas oito categorias tróficas (onívoro, insetívoro, invertívoro, perífívoro, fruti-herbívoro, herbívoro, piscívoro, carnívoro) o que reflete a diversificação trófica que se observa na região tropical e subtropical. Ferreira & Casatti (2006) usam como métrica o “número de categorias tróficas”. Alguns autores usam métricas que combinam grupos taxonômicos com hábitos tróficos como, por exemplo, “riqueza de Characiformes frugívoros/herbívoros” (Ferreira & Casatti 2006), “% de Loricariidae” (Rodríguez-Olarte 2006).

No modelo geral do IIB assume-se que o aumento ou diminuição de determinadas categorias tróficas é indicação de alteração ou conservação do hábitat. No entanto, esses pressupostos devem ser avaliados para cada sistema. Hued & Bistoni (2005) constataram que os grupos tróficos não foram bons indicadores das alterações na bacia do rio Suquia, devido à baixa diversidade trófica encontrada nesse rio. E por esse mesmo motivo, Lyons *et al.* (1995) reduziram, de três para apenas um, o número de métricas relacionadas com grupos tróficos.

Araújo (1998) utiliza a métrica ‘proporção de peixes que realizam migração’ e essa é uma decisão importante, porque normalmente essas espécies são excluídas dos índices de integridade com o argumento que seu registro implicaria numa abordagem que inclui variação sazonal. Essa argumentação, no entanto, é questionada por Roset *et al.* (2007), que consideram que as espécies migradoras podem ser incluídas como indicadoras de conectividade, característica particularmente importante em rios de maior porte.

Incluindo características da história de vida das espécies, alguns autores (Bozzetti & Schulz 2004, Ferreira & Cassati 2006, Rodríguez-Olarte 2006) utilizaram ‘número de espécies de vida longa’, as quais provavelmente integram melhor a história de impactos do ambiente. No nível populacional foi incluído, por Lyons *et al.* (2000), o comprimento padrão máximo alcançado por indivíduos das espécies nativas obtido pela mensuração de exemplares depositados em museus. Essa métrica, contraposta aos dados do comprimento padrão atual, permite registrar o efeito combinado da sobrepesca e da degradação ambiental. Toham & Teugels (1998) utilizaram como métrica as classes de tamanho de quatro espécies, sendo que a pontuação máxima para essa métrica é alcançada quando duas espécies, ao menos, apresentarem múltiplas classes de tamanho.

A métrica que quantifica peixes doentes, machucados, com deformidades ou anomalias foi mantida só em sete dos trabalhos incluídos nesta revisão. No Brasil, Araújo (1998) considerou inicialmente que manter essa métrica era importante em um rio como o Paraíba do Sul, onde havia evidências de alta frequência de peixes com anomalias, devido ao alto nível de poluentes químicos lançados no trecho estudado. No entanto, na versão melhorada do índice para esse mesmo trecho do rio, Araújo *et al.* (2003) descartaram essa métrica, pois constataram poucos peixes em condição anormal. Na Namíbia, após examinar 14000 indivíduos, Hocutt *et al.* (1994) encontraram somente um indivíduo com uma anomalia visível (presença de ectoparasitos). Lyons *et al.* (1995) incluíram-na mais em obediência ao modelo conceitual do índice, do que pelos dados empíricos obtidos; a atribuição de valores, no entanto, foi feita mais por critérios biológicos que por dados quantitativos, pois os resultados foram pouco claros. Ganasan & Hugues (1998) e Toham & Teugels (1999) mantiveram essa métrica, mas não encontraram nenhum indivíduo com anomalias. Em suma, essa métrica tem sido mantida em regiões tropicais mais por tradição, que por resultados concretos. Possivelmente, essa baixa sensibilidade se deve a uma menor quantidade de produtos químicos utilizada nos países tropicais comparada à presente nos corpos d’água dos EUA e Europa. Lyons *et al.* (2000) fizeram uma adaptação efetiva dessa métrica em ambiente tropical medindo somente o ‘percentual de parasitas não nativos presente em espécies nativas’ e essa métrica mostrou-se sensível nos ambientes estudados. Esses autores verificaram que doenças ou deformidades óbvias foram pouco comuns, mesmo em lagos muito degradados, enquanto que a presença de parasitas internos ou externos foi comum.

## **DIFICULDADES DA APLICAÇÃO E ANÁLISE DA EFICIÊNCIA DO ÍNDICE NA REGIÃO TROPICAL**

No recorte que adotamos, as características e problemas relacionados à aplicação do IIB são comuns à maioria dos trabalhos. Constata-se, portanto, que nem sempre as vantagens citadas por Karr (1981) no uso dos peixes para avaliar a integridade biótica de rios do centro oeste americano são reais na adaptação às regiões tropical e subtropical. Na maioria dos países

da região tropical falta informação prévia que permita seguir as recomendações básicas e os pressupostos do modelo de Karr enumerados anteriormente.

Hocutt *et al.* (1994), depois de uma análise profunda das possibilidades de aplicação do IIB na África, lista as limitações para aquele continente, mas que são verificadas em quase todos os países em desenvolvimento: 1) conhecimento limitado da história de vida dos peixes, especialmente quando não têm interesse econômico; 2) carência de informação sobre a estrutura da comunidade de peixes e sua função; 3) desconhecimento de como estes parâmetros são afetados pela variação natural (longitudinal e sazonal) dentro do sistema; 4) a existência de bacias de grande extensão que alcançam dois ou mais países, cada qual com prioridades distintas de manejo em sua agenda; 5) desconhecimento taxonômico gerado pela altíssima diversidade de peixes da região tropical e subtropical. Apesar dos avanços recentes no conhecimento da diversidade ictiofaunística e da dinâmica dos trópicos, paradoxalmente, as limitações enumeradas por Hocutt há mais de 15 anos se mantêm atuais.

#### CONHECIMENTO DA DIVERSIDADE E HISTÓRIA DE VIDA DOS PEIXES DA REGIÃO TROPICAL

Rios tropicais frequentemente sustentam conjuntos muito diversos de plantas e animais, incluindo uma alta proporção de espécies ainda não conhecidas pela Ciência. Assim ocorre com os peixes, cuja taxa de descrição de espécies novas é dramaticamente mais alta que a de países temperados.

Existem 13000 espécies de peixes de água doce, das quais 4035 espécies (705 gêneros) na região Neotropical, 2938 (390 gêneros) na África tropical, 2345 (440 gêneros) na região Oriental, 1844 (380 gêneros) na Paleártica, 1411 (298 gêneros) na Neártica e 261 (94 gêneros) na Austrália (Lévêque *et al.* 2008).

Na América do Sul, os peixes de água doce representam o maior componente de diversidade biológica, no qual se estima que cerca de 470 espécies de peixes de água doce tenham sido descritas entre 2001 e 2006 (Lévêque *et al.* 2008), o que corresponde a uma espécie nova a cada quatro dias. Conseqüentemente, a carência de informação sobre aspectos populacionais (demográficos, tróficos, reprodutivos) dos peixes tropicais é, compreensivelmente, enorme.

#### CONHECIMENTO DA DINÂMICA ECOLÓGICA DOS SISTEMAS DE ÁGUA DOCE TROPICAIS

Os sistemas tropicais são imprevisíveis quando comparados aos temperados (Hocutt *et al.* 1994), e não se deve assumir que os padrões identificados para as zonas temperadas ocorram nos trópicos. Por outro lado, Boulton *et al.* (2008) ao comparar riachos tropicais e temperados, concluem que as comparações são prejudicadas pela imensa variabilidade inerente a esses sistemas e pela grande amplitude de condições climáticas e hidrológicas. Segundo eles, poucas generalizações robustas podem ser feitas mas processos ecológicos em riachos tropicais tendem a ser guiados pelas mesmas variáveis que são importantes nos temperados. De qualquer modo, todos reconhecem a necessidade de mais estudos nos trópicos de forma a testar essa tendência.

#### IDENTIFICAÇÃO DA VARIAÇÃO NATURAL E DA VARIAÇÃO DE ORIGEM ANTRÓPICA

Tejerina-Garro *et al.* (2005) compilaram os trabalhos que descrevem o efeito dos fatores ambientais ou fenômenos que influenciam a estrutura das comunidades de peixes em diferentes escalas espaciais, com ênfase nas diferenças entre a região tropical e a temperada. Esses autores relacionam os seguintes fatores como importantes em escala local: altitude, tamanho do rio, área da bacia, distância da cabeceira, profundidade do rio, ordem de grandeza, gradiente do rio, velocidade da água, diversidade de habitats, condutividade, temperatura e variabilidade do fluxo. No nível regional, relacionaram: definição da ecorregião, fisiografia das unidades hidrológicas, riqueza de espécies oferecida pelo *pool* regional das bacias. O importante desse trabalho é que ressalta existirem poucos trabalhos investigando os fatores que estruturam as comunidades de peixes na região tropical, quando comparados à literatura disponível para a zona temperada.

A carência de informação sobre os efeitos das alterações antrópicas sobre os peixes dificulta definir a sensibilidade de cada espécie. Essa dificuldade foi relatada por vários dos autores analisados (*e.g.* Hocutt *et al.* 1994, Hugueny *et al.* 1996). Essa dificuldade, no entanto, também é comum a outros grupos taxonômicos utilizados em biomonitoramento. As pressões



ambientais têm características próprias nos trópicos e subtropicais. Por exemplo, os trópicos úmidos são altamente suscetíveis à erosão após a derrubada da mata para agricultura, e taxas de evaporação em ambientes tropicais áridos ou sazonalmente secos podem reduzir a estabilidade da cobertura vegetal (Ramirez *et al.* 2008), em ambos os casos comprometendo a biota.

Atualmente existem metodologias para modelar as métricas aplicadas aos peixes, retirando delas sua variação intrínseca (Pont *et al.* 2006). Essa metodologia será explorada com detalhes no artigo sobre desenvolvimento de índices multimétricos (Mello & Hepp 2008, pp. 463-486, neste número).

#### NECESSIDADE DE UMA DIRETRIZ INSTITUCIONAL

O passo seguinte à adaptação do IIB para cada bacia é a utilização desse índice para mensurar o efeito dos impactos. Nesse aspecto, as adaptações realizadas não tiveram muita aplicação, exceto para a que foi desenvolvida para o Rio Paraíba do Sul, em região subtropical do Brasil (Pinto *et al.* 2006, Pinto & Araújo 2007). Por se tratar de uma atividade continuada, entende-se que o monitoramento caberia a órgãos governamentais com essa responsabilidade.

A maioria dos trabalhos analisados nesta revisão foi realizada por grupos de pesquisa de universidades, as quais são independentes de entidades governamentais responsáveis por monitorar a qualidade da água. Apesar de ser fundamental a participação dos grupos de pesquisa no desenvolvimento de metodologias de biomonitoramento, a aplicação das mesmas será inviável sem a participação direta das entidades governamentais.

Nos Estados Unidos tem sido fundamental o papel da Unites States Environmental Protection Agency (USEPA), entidade que direciona as pesquisas e a aplicação de ferramentas de biomonitoramento no país.

De forma semelhante, a União Européia (UE) conta com o Water Framework Directive (WFD). Quando o WFD entrou em vigor, em 2000, muitos países da União Européia não tinham metodologias de biomonitoramento de peixes apropriadas. A UE financiou, desenvolveu, avaliou e implementou o projeto Standardised Fishbased Assessment Method for the Ecological Status of European Rivers (FAME) que desenvolveu métodos que se ajustaram à WFD e

que passaram a ser utilizados em diferentes condições européias. Dentre eles, destaca-se o European Fish Index (EFI) que, apesar de ser um único índice, é aplicável a uma ampla gama de condições ambientais através de toda a Europa, sem necessidade de calibrações específicas (Schmutz *et al.* 2007).

Na América Latina, a legislação brasileira deu um passo adiante no caminho de proteção aos recursos hídricos, ao sugerir o biomonitoramento como uma forma apropriada de avaliar a qualidade dos ambientes aquáticos (Resolução N. 357, de 17 de março de 2005), mas ainda é fundamental que passe a ser um procedimento exigido por lei.

#### PERSPECTIVAS DE APLICAÇÃO DO IIB NOS PAISES TROPICAIS E SUBTROPICAIS

A conservação dos ecossistemas fluviais tropicais precisa urgentemente de ferramentas úteis que permitam medir de modo efetivo os impactos da intervenção antrópica observados em cada bacia. Os limites que determinam as medidas de conservação que serão desenvolvidas em uma bacia deveriam enfatizar a preservação da integridade biótica e da funcionalidade dos ecossistemas mais do que a preservação da biodiversidade no sentido estrito (Lyons *et al.*, 1995).

No entanto, tentar adaptar o modelo dos índices de integridade biótica sem cumprir as premissas e necessidades de informação que esse pressupõe, pode ser uma estratégia pouco eficiente, ainda mais em países com poucos recursos destinados à preservação do meio ambiente. Inicialmente, os esforços deveriam ser focados em preencher os vazios de informação mencionados, tanto no nível regional como no local. Para propor o IIB, Karr (1981) levou sete anos estudando os rios do meio-oeste americano, com financiamento contínuo. Quanto tempo e recursos seriam necessários para conhecer a distribuição e a ecologia dos peixes de uma bacia na região tropical?

Por outro lado, conta-se com a vantagem da experiência de 25 anos de aplicações do IIB no mundo todo e de outros tipos de biomonitoramento baseado nos peixes. Essa experiência ressalta a importância de se prestar atenção a fatores críticos como: uso apropriado de locais de referência, considerar a variação natural das comunidades, avaliar a precisão das métricas e selecionar as métricas mais sensíveis

e complementares (Roset *et al.* 2007). Esses autores recomendam, para futuras adaptações, prestar mais atenção também à variação sazonal das comunidades, à estrutura de idade das espécies-chave e migradoras e sempre considerar as particularidades da ecorregião e da bacia.

Recentemente estão surgindo informações que preenchem lacunas importantes. Por exemplo, Abell *et al.* (2008) publicaram a definição de ecoregiões do mundo baseada na diversidade e distribuição dos peixes. Igualmente, Lévêque *et al.* (2008) publicaram um artigo, onde caracterizam a ictiofauna das várias regiões. Esses aportes, enriquecidos pela crescente produção científica local, são muito importantes porque estabelecem uma base sólida para a construção e/ou adaptação dos índices de biomonitoramento. É fundamental que os países tropicais e subtropicais reconheçam suas particularidades e compreendam os processos ecológicos de seus corpos hídricos, para através do biomonitoramento, enfim estabelecer as estratégias de proteção dos mesmos.

**AGRADECIMENTOS:** Ao Conselho Nacional de Pesquisas e Desenvolvimento (CNPq) pela bolsa durante o tempo do mestrado da primeira autora e pela bolsa de pesquisa da segunda autora. A Douglas Rodriguez-Olarte e Henry Agudelo-Zamora por algumas importantes referências e pelos comentários sobre o desenvolvimento do IIB na região neotropical. À Renata Bley Oliveira e Darcílio Baptista pelas valiosas sugestões à versão final do manuscrito. À Janet Reid pela revisão do Abstract.

## REFERÊNCIAS

- ABELL, R.; THIEME M. L.; REVENGA, C.; BRYER, M.; KOTTELAT, M.; BOGUTSKAYA, N.; COAD, B.; MANDRAK, N.; CONTRERAS-BALDERAS, S.; BUSSING, W.; STIASSNY, M.L.J.; SKELTON, P.; ALLEN, G.R.; UNMACK, P.; NASEKA, A.; REBECCA, N.G.; SINDORF, N.; ROBERTSON, J.; ARMIJO, E.; HIGGINS, J.V.; HEIBEL, T.J.; WIKRAMANAYAKE, E.; OLSON, D.; LÓPEZ, H.L.; REIS, R.E.; LUNDBERG, J.G.; SABAJ PÉREZ, M.H. & PETRY, P. 2008. Freshwater Ecoregions of the World: A New Map of Biogeographic Units for Freshwater Biodiversity Conservation. *BioScience*, 58(5): 403 - 414.
- AGUDELO-ZAMORA, H.D. 2008. *Integridad biótica y conservación de las comunidades de Peces de los ríos Hueque y Ricoa, estado Falcón, Venezuela*. Dissertação de Mestrado. UNELLEZ. Guanare, Venezuela. 100p.
- AMARO, A.G. 2003. *La ictiofauna indicadora de la integridad biológica en afluentes de la cuenca media del río Aroa, estado Yaracuy Venezuela*. Monografia de Graduação. UCLA. Barquisimeto, Venezuela. 70p.
- ANGERMEIER, P.L. & J.R. KARR. 1986. Applying an index of biotic integrity based on stream-fish communities: considerations in sampling and interpretation. *North American Journal of Fisheries Management*, 6: 418-429.
- ARAÚJO, F. 1998. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. *Revista Brasileira Biologia*, 58(4): 547-558.
- ARAÚJO, F.; FICHBERG, I.; PINTO, B.C.T. & PEIXOTO, MG. 2003. A preliminary index of biotic integrity for monitoring the condition of the Rio Paraíba do Sul. *Environmental Management*, 32(4): 516-526.
- BARBOUR, M.T.; GERRITSEN, J.; B.D. SNYDER & J.B. STRIBLING. 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.
- BOULTON, A.J.; BOYERO, L.; CÓVICH, A.P.; DOBSON, M.; LAKE, S. & PEARSON, R. 2008. Are tropical streams ecologically different from temperate streams? pp. 257-278. In: D. Dudgeon (ed.) *Tropical Stream Ecology* Elsevier. 316p.
- 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.
- BÜCKER, A.; CARVALHO, W. & ALVES-GOMES, J.A. 2006. Avaliação da mutagênese e genotoxicidade em *Eigenmannia virescens* (Teleostei: Gymnotiformes) expostos ao benzeno. *Acta amazonica*, 36(3): 357 - 364.
- CARPENTER, K.E.; JOHNSON, J.M. & BUCHANAN, C. 2006. An index of biotic integrity based on the summer polyhaline zooplankton community of the Chesapeake Bay. *Marine Environmental Research*, 62: 165-180.
- CREWE, T.L. & TIMMERMANS, S.T.A. 2005. Assessing Biological Integrity of Great Lakes Coastal Wetlands Using Marsh Bird and Amphibian Communities. Project WETLAND3 –EPA 01 Technical Report. 88p.
- 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.
- FAUSCH, K.D.; LYONS, J.; KARR, J.R. & ANGERMEIER, P.L. 1990. Fish communities as indicators of environmental degradation. *American Fisheries Society Symposium*, 8: 123 - 144.
- FERREIRA, C.D. & 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): 1-25. <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n3/pt/abstract?article+bn00306032006>
- FLOTEMERSCH, J.E.; STRIBLING, J.B. & PAUL, M.J. 2006. *Concepts and Approaches for the Bioassessment of Non-wadeable Streams and Rivers*. EPA 600-R-06-127. US Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.
- GALUCH, A.V. 2007. *Adaptação de um índice de integridade biótica para igarapés da Amazônia central, com base em atributos ecológicos da comunidade de peixes*. Dissertação de Mestrado. UFAM/INPA. Manaus, AM, Brasil. 38p.
- GANASAN, V. & HUGHES, R.M. 1998. Application of an index of biological integrity to fish assemblages of the river Khan and Ksipre, India. *Freshwater Biology*, 40: 367-383.
- GIBSON, G.R.; BARBOUR, M.T.; STIBLING, J.B.; GERRITSEN, J. & KARR, J.R. 1995. *Biological criteria: Technical Guidance for streams and rivers*. Revised edition. U.S. Environmental Protection Agency. Washington D.C. 162p.
- GLENNON, M.J. & PORTER, W.F. 2005. Effects of land use management on biotic integrity: An investigation of bird communities. *Biological Conservation*, 126: 499-511.
- GUTIERREZ, M.A.H. 1994. *Utilización de la ictiofauna como indicadora de la integridad biótica de los Estado Portuguesa, Venezuela*. Dissertação de Mestrado. UNELLEZ. Guanare, Venezuela. 33p.
- HAY, C.J.; VAN ZYL, B.J. & STEYN, G.J. 1996. A quantitative assessment of the biotic integrity of the Okavango River, Namibia, based on fish. *Water SA*, 22 (3): 263-284.
- 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.
- HOCUTT, C.H.; JOHNSON P.N.; HAY, C. & VANZYL, B.J. 1994. Biological basis of water quality assessment: the Kavango River, Namibia. *Revue Hydrobiologique Tropicale*, 27 (4): 361-384.
- HUED, A.C. & BISTONI, M.D.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. 1998. Applications of IBI concepts and metrics to waters outside the United States and Canada. 79-93 pp. In: Simon, T.P. (ed.) *Assessing the Sustainability and Biological Integrity of Water Resources Using Fish Communities*. CRC, Boca Raton FL. 672p.
- HUGUENY, B.; CAMARA, S.; SAMOURA, B. & MAGASSOUBA, M. 1996. Applying an index of biotic integrity based on fish assemblages in a West African river. *Hydrobiologia*, 331: 71-78.
- 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. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6(6): 21 - 26.
- KARR, J.R. 1987. Biological monitoring and environmental assessment: A conceptual framework. *Environmental Management*, 11(2): 249-256.
- KARR, J.R. & DUDLEY, D.R. 1981. Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management*, 11: 249 - 256.
- KARR, J.R.; FAUSCH, K.D.; ANGERMEIER, P.L.; YANT, P.R. & SCHLOSSER, I.J. 1986. *Assessing Biological Integrity in Running Waters: A Method and its Rationale*, Vol. 5. Illinois Natural Survey Special Publication. 28p.
- KIMBERLING, D.N., KARR, J.R. & FORE, L.S. 2001. Measuring human disturbance using terrestrial invertebrates in the shrubsteppe of eastern Washington (USA). *Ecological Indicators*, 1: 63-81.
- 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.
- LÉVÊQUE, C.; OBERDORFF, T.; PAUGY, D.; STIASSNY, M.L.J. & TEDESCO, P.A. 2008. Global diversity of fish (Pisces) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595: 545-567.
- LYONS, J.; NAVARRO-PEREZ, S.; COCHRAN, P.A.; SANTANA-C., E. & GUZMAN-ARROYO, M. 1995. Index of Biotic Integrity Based on Fish Assemblages for the Conservation of Streams and Rivers in West-Central Mexico. *Conservation Biology*, 9(3): 569-584.
- LYONS, J.; GUTIERREZ-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.
- MARCIANO, F.T. 2001. *Estudo limnológico da bacia do Rio Sorocaba (SP) e utilização do índice de integridade biótica da comunidade de peixes para avaliação ambiental*. Dissertação de Mestrado. EESC/USP. São Carlos, SP, Brasil. 89 p.
- 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.
- MINNS, C.K.; CAIRNS, V.W.; RANDALL, R.G. & J.E. MOORE. 1994. An index of biotic integrity for fish assemblages in the littoral zone of Great Lakes areas of concern. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 51: 1804–1822.
- PENCZAK, T., GOMES, L.C.; BINI, L.M.; AGOSTINHO, A.A. 1998. The importance of qualitative inventory sampling using electric fishing and nets in a large, tropical river (Brazil). *Hydrobiologia*, 389: 89-100.
- PESCE, S.F. & WUNDERLIN, D.A. 2000. Use of water quality index to verify the impact of Córdoba city (Argentina) on Suquia River. *Water Research*, 3(11): 2915–2926.
- PINTO, B.C.T. & ARAÚJO F.G. 2007. Assessing of Biotic Integrity of the Fish Community in a Heavily Impacted Segment of a Tropical River in Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 50(3): 489-502.
- PINTO, B.C.T.; ARAÚJO, F.G. & HUGHES, R.M. 2006. Effects of landscape and riparian condition on a fish index of biotic integrity in a large southeastern Brazil river. *Hydrobiologia*, 556: 69-83.
- PONT, D.; HUGUENY, B.; BEIER, U.; GOFFAUX, D.; MELCHER, A.; NOBLE, R.; ROGERS, C.; ROSET, N. & SCHMUTZ, S. 2006. Assessing river biotic condition at a continental scale: a European approach using functional metrics and fish assemblages. *Journal of Applied Ecology*, 43 (1): 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.
- RAMIREZ, A.; PRINGLE, C.M. & WANTZEN, K.M. 2008. Tropical stream conservation p.285-300. In: D. DUDGEON (ed.) *Tropical Stream Ecology* Elsevier. 316p.
- RIVERA, M. 1994. *Utilización de la ictiofauna como indicadora de la integridad biótica de los ríos Guache y Guanare, Estado Portuguesa, Venezuela*. Dissertação de Mestrado. UNELLEZ. Guanare, Venezuela. 169p.
- RIVERA, M. & MARRERO, C.J. 1995. Determinación de la calidad de las aguas en las cuencas hidrográficas, mediante la utilización del índice de integridad biótica (IIB). *Biollania*, 11:127-148.
- RODRÍGUEZ-OLARTE, D. & TAPHORN, D.C. 1995. Los peces como indicadores biológicos: aplicación del índice de integridad biótica en ambientes acuáticos de los llanos occidentales de Venezuela. *Biollania*, 11: 27-55.
- RODRÍGUEZ-OLARTE, D.; AMARO, A.; CORONEL, J. & TAPHORN, 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.
- RODRÍGUEZ-OLARTE, D.; AMARO, A.; CORONEL, J. & TAPHORN, D.C. 2007. Línea base para la estimación de la integridad en comunidades de peces en la cuenca del río Tocuyo, vertiente del Caribe, Venezuela. *Memorias de la Fundación La Salle de Ciencias Naturales*, 165: 63-81.
- ROSET, N.; GRENOUILLET, G.; GOFFAUX, D.; PONT, D. & KESTEMONT, P. 2007. A review of existing fish assemblage indicators and methodologies. *Fisheries Management and Ecology*, 14: 393–405.
- ROSSONI, D.M. 2005. *A utilização das descargas dos órgãos elétricos de Apteronotus hasemani e Apteronotus bonapartii (Apteronotidae - Gymnotiformes) como bioindicadores em ambientes aquáticos*. Dissertação de Mestrado. INPA. Manaus, AM, Brasil. 86p.
- SCHIEMER, F. 2000. Fish as indicators for the assessment of the ecological integrity of large rivers. *Hydrobiologia*, 422/423: 271–278.
- SCHMUTZ, S.; COWX, I.G.; HAIDVOGL, G.; PONT, D. 2007. Fish-based methods for assessing European running waters: a synthesis. *Fisheries Management and Ecology*, 14: 369–380.
- SIMON, T.P. & LYONS, J. 1995. Application of the index of biotic integrity to evaluate water resource integrity in freshwater ecosystems. Chapter 16. pp.243–260 In: W.S. Davis & T.P. Simon. *Biological assessment and criteria: Tools for water resource planning and decision making*. Boca Raton, CRC Press. 415p.
- SIVIRA, R.O. 2001. *Diversidad de peces como indicadora de la integridad ecológica en ecosistemas acuáticos en la cuenca del río Aroa, estado Yaracuy*. Monografía de Graduação. Universidade Centro-Occidental Lisandro Alvarado. Barquisimeto, Venezuela. 89p.
- TEJERINA-GARRO, F.L. 2001. *Étude des relations habitat-poissons dans les eaux courantes de Guyane Française pour l'évaluation de la qualité du milieu aquatique*. Tese de Doutorado. Universidade de Montpellier II, France. 243p.
- TEJERINA-GARRO, F.L.; MALDONADO, M.; IBÁÑEZ, 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.
- TERRA, L.C.C. 2004. *Avaliação da integridade biótica do Rio Formoso e Córrego Bonito, na bacia do Rio Formoso, município de Bonito, Mato Grosso do Sul*. Dissertação de Mestrado, UNIDERP. Campo Grande, MS, Brasil.

- TOHAM, A.K. & TEUGELS, G.G. 1999. First data on an index of biotic integrity (IBI) based on fish assemblages for the assessment of the impact of deforestation in a tropical west African river system. *Hydrobiologia*, 397: 29-38.
- USEPA United States Environmental Protection Agency. 2007. An Introduction to the Index of Biotic Integrity: [www.epa.gov/bioindicators/html/ibi-hist.html](http://www.epa.gov/bioindicators/html/ibi-hist.html). (atualizado em 30/11/2007; acesso em 7/06/2008).
- USMA, J.S. 2000. *Lineamientos para determinar la integridad biológica en la cuenca del río Uribante, Venezuela*. Dissertação de Mestrado. UNELLEZ. Guanare. Venezuela. 127p.
- VERDONSCHOT, P.F.M. 2000. Integrated ecological assessment methods as a basis for sustainable catchment management. *Hydrobiologia*, 422/423: 389-412.
- ZHU, D. & CHANG, J. 2008. Annual variations of biotic integrity in the upper Yangtze River using an adapted index of biotic integrity (IBI). *Ecological Indicators*, 8: 564 -572.

*Submetido em 25/03/2008.*

*Aceito em 12/07/2008.*