



AVALIAÇÃO DA INTEGRIDADE BIÓTICA DE RIACHOS A PARTIR DA ICTIOFAUNA

Lilian Casatti¹ & Camila Ortigossa¹*

¹ Universidade Estadual Paulista, Campus de São José do Rio Preto, R. Cristóvão Colombo, 2265 - Jardim Nazareth, CEP 15054-000. São José do Rio Preto, SP, Brasil.

E-mails: licasatti@gmail.com (*autora correspondente); cortigossa@gmail.com.

Resumo: Há quase quatro décadas, o ecólogo James R. Karr publicava a primeira versão do Índice de Integridade Biótica (IBI) para avaliar a saúde de ecossistemas aquáticos a partir de assembleias de peixes. Desde então, numerosas adaptações, críticas e reinterpretações surgiram a partir desse seminal estudo, cobrindo diversos biomas mundiais. No Brasil, as primeiras versões do IBI para riachos foram desenvolvidas na região Sul, no ano de 2004. Ao longo do tempo, a produção científica nesse tema vem demonstrando um significativo incremento na complexidade das abordagens e métodos utilizados, principalmente devido ao avanço no conhecimento básico sobre diversidade, ecologia e biologia da ictiofauna de riachos. Nesses estudos, estão contemplados, por exemplo, testes de métricas já propostas, proposições de novas métricas, adaptações para diferentes bacias e testes das respostas ecológicas da ictiofauna a diferentes distúrbios de origem antrópica. Ainda assim, não há protocolos padronizados para definição das métricas e tampouco para a introdução desses índices na rotina de monitoramento de riachos. O objetivo desse artigo é apresentar um referencial teórico sobre o desenvolvimento do IBI para riachos brasileiros, com base na ictiofauna, discutir a viabilidade de protocolos padronizados para desenvolvimento de IBIs e as perspectivas de aplicabilidade em riachos do Brasil.

Palavras-chave: conservação; IBI; monitoramento; peixes; qualidade.

EVALUATION OF THE BIOTIC INTEGRITY OF RIACHOS FROM ICTIOFAUNA: Almost four decades ago, ecologist James R. Karr published the first version of the Index of Biotic Integrity (IBI) to assess the health of aquatic ecosystems from fish assemblages. Since then, numerous adaptations, criticisms, and reinterpretations have emerged from this seminal study, covering diverse world biomes. In Brazil, the first versions of IBI for streams were developed in the South (in 2004). Over time, scientific production on this topic has shown a significant increase in the complexity of the approaches and methods used, mainly due to the advance in the basic knowledge about stream fish diversity, ecology, and biology. These studies include, for example, tests of metrics already proposed, proposals for new metrics, adaptations for different basins, and tests of the ecological responses of the ichthyofauna to different human-originated impacts. Even so, there are no standardized protocols for defining the metrics, nor for the introduction of these indexes in the stream monitoring routine. The objective of this article is to present a theoretical framework on the development of IBI for Brazilian streams, based on ichthyofauna, to discuss whether it is possible and feasible to standardize protocols for the development of IBIs and the prospects of applicability in Brazilian streams.

Keywords: conservation, fish, IBI, monitoring, quality.

INTRODUÇÃO

Nos Estados Unidos, nas décadas de 1960 e 1970, a repercussão negativa sobre a qualidade dos recursos aquáticos forçou a aprovação de marcos legais mais rigorosos, tais como o Water Pollution Control Act de 1966 e o Clean Water Act de 1977, que apresentavam a necessidade de restaurar e manter a integridade biológica, ou biótica, das águas da nação (Karr *et al.* 1986). Apesar de disposto nesses documentos regulatórios, o conceito de integridade biótica foi definido em 1981, por Karr & Dudley (1981: 56) como “the capability of supporting and maintaining a balanced, integrated, adaptive community of organisms having a species composition, diversity, and functional organization comparable to that of natural habitat of the region”. Nesse estudo, os autores indicaram que a integridade dos ecossistemas aquáticos baseado em aspectos biológicos das assembleias de peixes depende do regime de fluxo, das fontes de energia, da qualidade da água e da estrutura do habitat. Também em 1981, em uma edição da revista *Fisheries*, Karr (1981) apresentou a primeira proposta metodológica para quantificar a integridade biótica, que resultou no “Index of Biotic Integrity (IBI)” ou Índice de Integridade Biótica, construído a partir de 12 métricas (i.e., características ou atributos biológicos que fornecem sinais confiáveis, relevantes e previsíveis sobre os efeitos biológicos das atividades humanas sobre determinada biota, Karr & Chu 1999) provenientes da estrutura e de aspectos ecológicos da ictiofauna de 12 riachos (dois em Indiana e 10 em Illinois, EUA). A simplicidade e a clareza da proposta de Karr (1981), ao acessar diferentes aspectos da dinâmica de um riacho e resumir toda a informação em um resultado numérico de fácil compreensão (Figura 1), contribuíram para que esse artigo fosse citado quase 3,5 mil vezes até o presente (tinyurl.com/ha93cw7r).

Apesar de originalmente concebidos para a ictiofauna de riachos, os índices de integridade biótica não são e nem devem ser baseados exclusivamente nas assembleias de peixes. Por exemplo, há estudos que foram desenvolvidos a partir de informações sobre perifíton (Hill *et al.* 2000), algas (Fetscher *et al.*

2014), plantas superiores (Rooney & Bayley 2012), macroinvertebrados bentônicos (Baptista *et al.* 2006), invertebrados terrestres (Kimberling *et al.* 2001), anfíbios (Stapanian *et al.* 2015), aves (Alexandrino *et al.* 2017), répteis (Thompson *et al.* 2008) e até mesmo combinações multitaxa (Chen *et al.* 2017) e multitaxa + habitat (Jessup & Pappani 2015). A maioria dos estudos aqui citados registrou boa sensibilidade do IBI para distinguir condições impactadas das minimamente alteradas, o que reforça a ideia originalmente proposta por Karr (1981).

O IBI é apenas uma das ferramentas disponíveis que incorporam a informação biológica para avaliar a qualidade do ambiente aquático. Revisões e análises cienciométricas sobre esse tema foram publicadas por Roset *et al.* (2007), Jaramillo-Villa & Caramaschi (2008), Ruaro & Gubiani (2013), Ticiani *et al.* (2018) e Souza & Vianna (2020). Outros índices foram desenvolvidos a partir da resposta de espécies indicadoras e podem ser aplicados aos diferentes contextos e necessidades do processo de avaliação biológica, como o “Tolerance Indicator Value” (TIV, Meador *et al.* 2008), ou ainda o “Fish-Based Index” (FBI, Oberdorff *et al.* 2002) e o “Index of Community Integrity” (ICI, Hermoso *et al.* 2010), que seguem o arcabouço metodológico do IBI, mas avançam na estratégia analítica.

Desde 1981, o IBI com base na ictiofauna (FISH-IBI ou FIBI) vem sendo aplicado em riachos de diferentes regiões, tais como: América do Norte (Hughes *et al.* 1998, Lyons *et al.* 1995), Europa (Aparicio *et al.* 2011), América Central (Oosterhout & Velde 2015), Ásia (Jia *et al.* 2013), África (Toham & Teugels 1999), Nova Zelândia (Clapcott *et al.* 2014) e América do Sul (Bozzetti & Schulz 2004, Rodriguez-Olarte *et al.* 2006, Tejerina-Garro *et al.* 2006, Casatti *et al.* 2009, Prudente *et al.* 2018). Essa enorme amplitude espacial corrobora o quão essencial vem sendo o IBI para a avaliação da qualidade de riachos em todos os continentes. Dada a grande relevância do IBI para a avaliação das condições de integridade de riachos, o objetivo deste artigo é apresentar um referencial teórico sobre o desenvolvimento do IBI para riachos brasileiros, com base na ictiofauna, discutir a viabilidade de protocolos padronizados para desenvolvimento de IBIs e as perspectivas de aplicabilidade em riachos do Brasil.

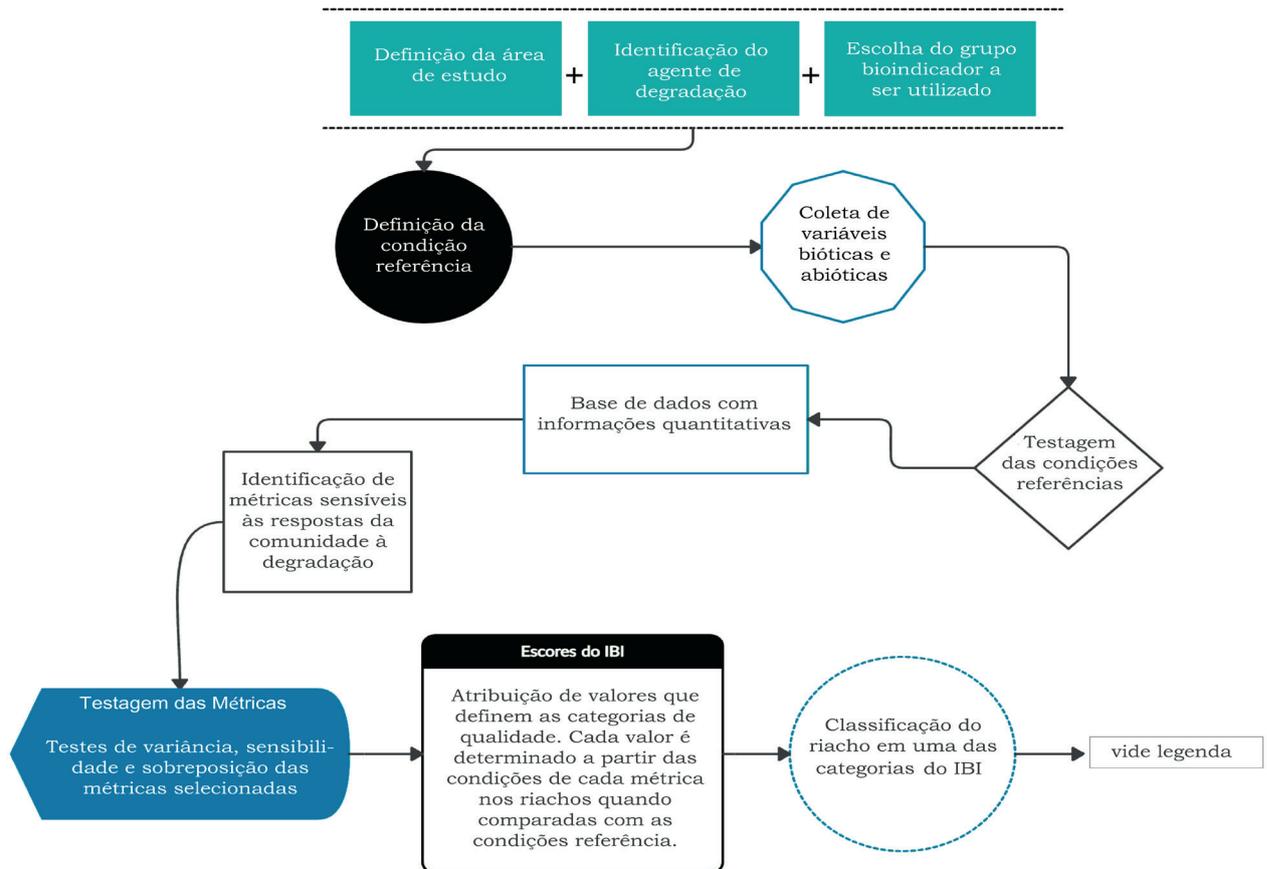


Figura 1. Passos básicos necessários para construção do IBI e descrição das categorias do IBI (baseada em Karr 1981 e Oliveira *et al.* 2008). EXCELENTE: comparável à referência, com estrutura trófica balanceada e espécies representativas do conjunto regional; BOM: riqueza de espécies um pouco abaixo do esperado, com as espécies intolerantes sendo as mais afetadas e estrutura trófica demonstrando sinais de estresse; REGULAR: número baixo de espécies intolerantes, com mudanças nos padrões da estrutura trófica e perda de predadores de topo; POBRE: poucos indivíduos presentes nas amostras, a maioria de espécies tolerantes ou não nativas; MUITO POBRE: quantidade menor ainda de indivíduos nas amostras e maior representatividade de espécies tolerantes ou não nativas; SEM PEIXES: ausência de registros de peixes após várias tentativas de amostragem.

Figure 1. Basic steps required to build the IBI and description of the IBI categories (based on Karr 1981 and Oliveira *et al.* 2008). EXCELLENT: comparable to the reference, with balanced trophic structure and representative species of the regional group; GOOD: species richness slightly below than those expected, with intolerant species being the most affected and trophic structure showing signs of stress; REGULAR: low number of intolerant species, with changes in the trophic structure patterns and loss of top predators; POOR: few individuals present in the samples, the majority of tolerant or non-native species; VERY POOR: even fewer individuals in the samples and greater representation of tolerant or non-native species; NO FISH: absence of fish after several sampling attempts.

ASPECTOS METODOLÓGICOS

Métricas biológicas

As métricas usadas por Karr (1981) eram capazes de identificar as respostas da ictiofauna à degradação em diferentes níveis e baseiam-se em diferentes níveis de organização ecológica, que vão desde indivíduo (p. ex., proporção de peixes com doenças) até comunidades (p. ex., número de espécies). Inicialmente, ele as dividiu em dois

grupos principais: (i) métricas de composição e riqueza e (ii) métricas que refletem fatores ecológicos das espécies. No primeiro grupo foram incluídas: número de espécies, presença de espécies intolerantes (espécies que são as primeiras a declinar com o aumento da influência antrópica em uma região), riqueza e composição de “darters” (Percidae), riqueza e composição de “suckers” (Catastomidae), riqueza e composição de “sunfish” (Centrarchidae) com exceção de “green

sunfish”, proporção de “green sunfish” e proporção de indivíduos híbridos. No segundo grupo de métricas foram incluídas: número de indivíduos na amostra, proporção de onívoros (indivíduos), proporção de ciprinídeos insetívoros, proporção de carnívoros de topo e proporção de peixes com doenças, tumores, danos nas nadadeiras e outras anomalias.

Na elaboração de IBIs, de maneira geral, a escolha das métricas é baseada no conhecimento do grupo biológico e da região estudada e muitas vezes leva em conta a facilidade na obtenção da métrica, enquanto que sua incorporação ao índice depende da testagem de seu poder discriminatório. Atualmente há um grande rol de métricas testadas nos mais diversos ambientes, o que, por um lado, fornece uma boa base para realização de novos estudos sobre IBIs e corrobora a versatilidade do índice; por outro lado, demonstra a dificuldade em encontrar métricas capazes de compor um índice com aplicabilidade mais global, ou pelo menos em maior escala, e que permita a padronização e comparação entre estudos distintos. A partir de estudos de integridade biótica de rios e riachos feitos desde 1981 foi compilada uma lista de métricas que se baseiam em características ecológicas das assembleias de peixes (Material Suplementar). Optamos por incluir as métricas obtidas a partir de estudos em rios, pois não há métricas exclusivas para um ou outro ecossistema e, assim, o leitor terá um rol mais amplo de escolha. Nesta lista é possível observar que, apesar de estarem designadas por diferentes nomes, algumas métricas indicam um mesmo sinal na comunidade, como é, por exemplo, o caso de porcentagem de indivíduos de espécies exóticas e porcentagem de indivíduos não nativos.

Karr (1981: 22) citou algumas vantagens para o uso de peixes como organismos indicadores da qualidade dos recursos aquáticos, dentre elas, a disponibilidade de conhecimento sobre a história de vida para a maioria das espécies; o fato de os peixes representarem uma variedade de níveis tróficos e consumirem itens de origem aquática e terrestre, o que permitiria uma visão integrada da bacia de drenagem; e a relativa facilidade na identificação de peixes, o que exigiria pouco treinamento. É interessante que, o que era vantagem para o cenário da ictiologia norte-americana da década de 1980, ainda está longe de

ser aplicável ao cenário da ictiologia brasileira atual, pois ainda há muitas lacunas de conhecimento sobre a identidade, história natural e respostas das espécies às modificações ambientais, como pode ser visto nos demais artigos deste volume especial. Como desvantagens, Karr (1981: 22) cita a natureza seletiva das amostragens, a mobilidade dos peixes e o maior investimento envolvido no trabalho de campo, mas que, em contrapartida, exigiria pouco de trabalho em laboratório.

É importante destacar que algumas métricas são calculadas por metro quadrado de riacho ou por volume de habitat, o que exige um considerável esforço de campo para que as medidas de profundidade, largura e comprimento do trecho amostrado sejam obtidas de forma padronizada e detalhada. Sem esse cuidado, o cálculo da métrica é inviabilizado.

Condições referência

É interessante que Karr (1981) já mencionava que “a key problem in classification is defining the baseline”; ou seja, há riachos com condições ecológicas ideais que representem uma referência na classificação da integridade dos demais riachos? Esse problema ainda persiste e, como veremos adiante, é um desafio para avançarmos nas formas de avaliar a condição dos riachos. Hughes (1995) apresenta as características básicas para que um rio ou riacho seja considerado referência, explica porque é necessário determinar essa condição, examina seis abordagens para determinar uma condição referência, descreve o processo para selecionar sítios regionais de referência e propõe um modo para determinar os escores aceitáveis de uma condição referência. Em síntese, o que Hughes (1995) traz é uma primeira proposta de como abordar a linha de base contra a qual as condições já modificadas deveriam ser comparadas.

Para Hughes (1995), riachos em áreas referência devem representar as condições existentes em épocas pré-colombianas, o que é praticamente impossível devido à poluição global e às mudanças climáticas (observe que em 1995 as mudanças climáticas já eram uma preocupação real). Neste contexto, pode ser citada a poluição atmosférica, que causa mudanças severas no pH da água dos riachos, e o uso de ativos de ampla propagação como os defensivos agrícolas, que intoxicam e

causam mudanças metabólicas na ictiofauna. Ambos os exemplos, assim como as mudanças climáticas, têm efeitos indiretos e em larga escala, de modo que mesmo locais fisicamente prístinos e/ou inseridos em Unidades de Conservação (UC) podem apresentar alterações no ecossistema aquático devido a tais agentes de degradação, ainda que não haja indícios de poluição direta. Por isso, idealmente deve ser usada a abordagem de “distúrbio mínimo”, ou seja, um cenário referência deve ser determinado com base em condições observadas em áreas que sofreram o menor nível de impacto antrópico possível, tanto em escala espacial, quanto escala local (Hughes 1995, Dallas 2013). Apesar da eficiência dessa abordagem, deve-se sempre estar alerta para avaliar se o “distúrbio mínimo possível” é, de fato, aceitável. Por exemplo, pode ocorrer que áreas ou riachos considerados referência por serem menos degradados (principalmente em situações com um longo histórico de degradação) já estejam tão modificados que o seu uso como referências poderia subestimar os impactos na comunidade e conseqüentemente a integridade biótica daquele ambiente. Assim, o histórico de degradação de uma determinada área de estudo e/ou riacho é fundamental para definição ou não desse local como referência. Algumas ferramentas de uso livre hoje disponíveis, como MapBiomas (Projeto MapBiomas 2020) e Google Earth Pro (Google 2020), são muito úteis para explorar os cenários passados e embasar as decisões sobre quais áreas seriam as mais promissoras como referências. Ademais, as coleções ictiológicas têm grande valor na construção de cenários referência, especialmente se complementados por estudos que apresentem os dados ambientais e a estrutura da ictiofauna (veja exemplo em Ferreira & Casatti 2006).

As altas taxas de conversão de habitat, somadas à instabilidade do clima, têm sido fatores complicadores no estabelecimento de condições referência para comparações, o que coloca em destaque a necessidade de cobrir as lacunas de conhecimento sobre a diversidade biológica (vide Hortal *et al.* 2015), por meio de estudos em habitat prístinos ou quase-prístinos remanescentes. Se padronizados, tais estudos podem servir como linhas de base para futuras replicações e comparações em condições

alteradas. De modo geral, as UCs são valiosas fontes para essas informações, pois são capazes de sustentar o *pool* regional e representar a estrutura da ictiofauna em condições de impacto mínimo (ver Polaz *et al.* 2018). Por outro lado, na Mata Atlântica, os trechos mais prístinos estão geralmente inseridos nas áreas mais altas e pouco acessíveis das UCs, enquanto os de terras mais baixas estão desprotegidos (Terra *et al.* 2013); ou seja, há situações em que o gradiente longitudinal não é adequadamente coberto pelo conjunto de UCs.

Um desafio especial para a determinação das condições referência são os ambientes expostos à forte sazonalidade e variação interanual (p. ex., riachos intermitentes, veja Terra *et al.* 2021). Neste caso, por causa da grande variabilidade, recomenda-se que os dados que servem de subsídio para a construção das referências sejam obtidos a partir de monitoramentos de longo prazo (Dallas 2013), caso contrário, os resultados permanecerão limitados ao período e condições amostradas, não refletindo a totalidade da complexidade ambiental e biótica de tais ambientes.

Na ausência de condições referência, a definição do que seria uma condição mais natural possível pode ser baseada em dados históricos, paleoecológicos, modelos quantitativos e experiência pessoal (Hughes 1995). Há estudos que utilizaram esta abordagem em diferentes situações (p. ex., Hughes *et al.* 1998, Kestemont *et al.* 2000). Todavia, de acordo com Roset *et al.* (2007), o significado ecológico de uma condição referência definida a partir dessas abordagens pode ser questionável, uma vez que não leva em conta a evolução natural desses ambientes e, também, não permite a mensuração empírica dos dados. Desse modo, é o pesquisador que terá a incumbência de definir, mediante o contexto em que o problema se apresenta, qual a melhor (ou possível) estratégia a ser aplicada. Inclusive, podem existir situações em que não é possível desenvolver um índice de integridade biótica, justamente pela dificuldade de se cumprir alguns pré-requisitos.

Hughes (1995) também alertou que não seria razoável obter uma condição referência para cada lago, riacho ou área úmida separadamente, apesar de reconhecer que cada ecossistema e seus vários habitat são diferentes. Por outro

lado, há autores que sugerem que a escolha das condições referência sejam padronizadas para que as avaliações de integridade com o IBI sejam comparáveis (Ruaro & Gubiani 2013). Extrapolando essas sugestões para os riachos e levando em conta a grande variação ambiental em ambientes desse tipo (p. ex., riachos de planície, de altitude, alagáveis, temporários, costeiros), a definição das condições referência pode incluir a realização de estudos prévios para determinar a tipologia dos riachos mais prístinos, a partir de variáveis ambientais (p. ex., primeiro deve-se garantir estar trabalhando em uma única ecoregião, então considera-se a posição na rede de drenagem, tipo de substrato, características de meso e micro-habitat, variáveis limnológicas, variáveis ripárias e geomorfologia) analisadas com técnicas multivariadas e/ou qualitativas. O objetivo da definição de tipos é permitir que sejam corretamente estabelecidas as condições de referência e que sejam comparáveis as classificações de estado ecológico dentro de cada grupo de riachos com características semelhantes (INAG 2008). Com a tipologia, espera-se obter grupos de riachos com características geográficas e hidrológicas relativamente homogêneas, consideradas relevantes para a determinação das condições ecológicas (veja Santos & Caiola 2020 para exemplo).

Outro aspecto importante para estabelecer padrões referência seria o desenvolvimento de estudos de longo prazo para obtenção dos dados biológicos (p.ex., densidade das populações, estrutura das comunidades, alimentação, reprodução, ocupação de habitat, comportamento) que comporiam um banco de informações para a definição das métricas. Com isso, cada condição referência por tipologia de riacho seria consolidada a partir de valores médios das métricas em diversas populações/comunidades.

O Índice de Integridade Biótica em riachos brasileiros

O primeiro estudo a incorporar a metodologia proposta por Karr (1981) para riachos brasileiros foi o de Bastos & Abilhoa (2004), realizado com a ictiofauna de quatro trechos de riachos urbanos de Curitiba, na região Sul. No mesmo ano, Bozzetti & Schulz (2004) desenvolveram o IBI

para cinco riachos das bacias do rio dos Sinos e do rio Gravataí, também na região Sul. Desde então, o número de publicações nesse tema aumentou consideravelmente, de tal maneira que quase metade do conhecimento produzido sobre IBI a partir da ictiofauna no Brasil se refere a riachos (veja Ticiani *et al.* 2018). Esse panorama reflete o fato que os riachos, notadamente os de cabeceira, claramente dominam as redes de drenagem (Freeman *et al.* 2007), em paisagens com diferentes condições e, assim, demonstram um gradiente de variação que pode ser testado. É importante mencionar que, em riachos, os processos ecológicos demonstram conectividade longitudinal menos intensa e são mais dependentes dos ecossistemas terrestres adjacentes. Além disso, desde a publicação do livro “Ecologia de peixes de riachos: estado atual e perspectivas” (Caramaschi *et al.* 1999), nota-se que houve um grande investimento na amostragem e descrição da estrutura da ictiofauna de riachos (Dias *et al.* 2016), o que de fato é o ponto de partida para investigações subsequentes sobre a integridade desses ambientes. Combinados, esses fatores ajudam a explicar porque os riachos são ecossistemas aquáticos predominantes nos estudos que empregam abordagens multimétricas como o IBI.

Buscas nas bases de dados Web of Science (www.webofknowledge.com), Scielo (www.scielo.br/) e Scopus (www.scopus.com), até fevereiro de 2021, resultaram em 19 publicações científicas com adaptações do IBI para riachos brasileiros, com base na ictiofauna (Tabela 1). Considerando o período desde a primeira publicação (2004), constata-se a média anual de 1,12 artigos publicados sobre integridade biótica de riachos brasileiros a partir das métricas da ictiofauna. Se, por um lado, houve avanços na descrição da estrutura da ictiofauna (Dias *et al.* 2016), por outro, a transformação dessas informações em índices bióticos ficou estagnada, fato que pode ser explicado por fatores como: (i) dúvidas na identificação das espécies, especialmente em áreas mais remotas e com alta diversidade; (ii) dificuldade na obtenção de condições referências, o que permitirá a definição de métricas mais robustas e (iii) ausência de informações referentes a história de vida da maioria das

Tabela 1. Publicações com desenvolvimento e aplicação de índices de integridade biótica em riachos brasileiros, a partir da ictiofauna.

Table 1. Publications with development and application of biotic integrity indexes in brazilian streams, based on ichthyofauna.

Autores e ano	Bacias hidrográficas / região do Brasil	Condição referência	Número de trechos e riachos	Número de métricas validadas
1. Bastos & Abilhoa (2004)	Bacia do rio Iguaçu / sul	Determinada a partir da literatura	4 trechos	4 biológicas mais 2 sobre a condição do entorno
2. Bozzetti & Schulz (2004)	Bacias dos rios dos Sinos e Gravataí / sul	Maior escore de cada métrica	6 trechos em 5 riachos	10 biológicas
3. Marciano et al. (2004)	Bacia do rio Sorocaba / sudeste	6 riachos, estudados por outros autores previamente	9 riachos	12 biológicas
4. Ferreira & Casatti (2006)	Bacia do rio São José dos Dourados / sudeste	22 riachos, estudados por outros autores previamente	4 trechos de um mesmo riacho	De 9 a 11, sendo adaptados a cada trecho
5. Fernandes et al. (2007)	Bacia do rio São Francisco Verdadeiro / sul	Determinada a partir da literatura	6 trechos de 3 riachos	9 biológicas
6. Casatti et al. (2009)	Bacias dos rios São José dos Dourados e Turvo-Grande / sudeste	4 riachos, estudados por outros autores previamente	56 riachos	5 biológicas
7. Costa & Schulz (2010)	Bacia do rio dos Sinos / sul	Maior escore de cada métrica	34 trechos em 24 riachos	8 biológicas
8. Esteves & Alexandre (2011)	Bacia do rio Piracicaba / sudeste	Maior escore de cada métrica	10 trechos de um riacho	10 biológicas
9. Machado et al. (2011)	Bacia do rio Cuiabá / centro-oeste	5 riachos referência	26 riachos	8 biológicas
10. Casatti & Teresa (2012)	Bacia do rio São José dos Dourados / sudeste	3 riachos referência	16 trechos de 3 mesohabitats em 6 riachos	12 biológicas
11. Terra et al. (2013)	Bacias dos rios Estrela, Suruí, Roncador, Iguaçu, Guapimirim / sudeste	Sítios minimamente alterados	48 riachos	6 biológicas
12. Peressin & Cetra (2014)	Bacia do rio Paranapanema / sudeste	Provavelmente hipotética	9 riachos	3 biológicas
13. Santos & Esteves (2015)	Bacia do rio Piracicaba / sudeste	Maior escore de cada métrica	9 riachos	8 biológicas

Tabela 1. Continua na próxima página...
Table 1. Continues on next page...

Tabela 1. ...continuação
Table 1. ...continued

Autores e ano	Bacias hidrográficas / região do Brasil	Condição referência	Número de trechos e riachos	Número de métricas validadas
14. Cetra & Ferreira (2016)	Bacias dos rios Sorocaba, Paranapanema e Ribeira de Iguape / sudeste	Sítios minimamente alterados	27 riachos	4 biológicas
15. Carvalho <i>et al.</i> (2017)	Bacias do Alto Paraná e São Francisco / sudeste	Sítios minimamente alterados	156 riachos	6 biológicas
16. Ruaro <i>et al.</i> (2018)	Bacias do Alto Paraná, Ribeira de Iguape e Iguazu / sul	86 riachos (sem espécies não nativas)	105 riachos	6 biológicas
17. Ávila <i>et al.</i> (2018)	Bacia do rio Tocantins / centro-oeste	5 riachos	16 riachos	3 biológicas
18. Prudente <i>et al.</i> (2018)	Bacia do rio Capim / norte	13 riachos	24 riachos	6 biológicas + 6 de integridade do hábitat
19. Gonino <i>et al.</i> (2020)	Bacias dos rios Ivaí, Paraná, Paranapanema e Pirapó / sul	7 riachos minimamente alterados	16 riachos	6 biológicas

espécies de peixe e de um banco de dados que permita um acesso rápido a essas informações.

Com raríssimas exceções (p.ex., Instituto Estadual do Meio Ambiente do Rio de Janeiro, que adota em um de seus protocolos a avaliação de fitoplâncton e microscistinas, <http://www.inea.rj.gov.br>), no Brasil a avaliação dos corpos d'água e as diretrizes ambientais para o enquadramento das águas em classes de qualidade segue a Resolução CONAMA 357/2005, bem como suas alterações posteriores, que se pautam majoritariamente nas características físicas e químicas da água. Assim, enquanto não houver a clara necessidade de que os índices bióticos façam parte da avaliação da qualidade das águas superficiais brasileiras, não haverá estímulo para que esse conhecimento avance. Outro desafio para que os índices multimétricos sejam amplamente difundidos é o nível técnico requerido para mensuração das métricas e, portanto, para a aplicação do índice. Salvo raras exceções, o uso do IBI requer definição taxonômica a níveis bastante específicos e conhecimento de diversas áreas da biologia, que não são aplicáveis facilmente fora da academia ou sem a mobilização/cooperação

de um considerável corpo técnico. Ainda que cientes dessa dificuldade, não conseguimos avançar grandes passos no sentido de traduzir características bióticas em uma linguagem mais acessível e simples. Alcançar essa acessibilidade para as métricas, usando fontes alternativas (desde guias de espécies a bancos de dados mais técnicos) é um dos principais desafios atuais e uma etapa fundamental para aproximar órgãos ambientais de tais índices. Em síntese, não existe a demanda por parte dos órgãos reguladores. Todavia, a preocupação em tornar as métricas mais aplicáveis do ponto de vista técnico, bem como em qualificar esse corpo técnico, ainda é falha.

Ainda sobre desafios, podemos citar a necessidade de estreitar a ponte entre o conhecimento produzido nos laboratórios com a sociedade. No recente livro publicado por França & Callisto (2019) estão apresentadas as bases conceituais e metodológicas para o envolvimento da população no monitoramento participativo de rios urbanos, o que pode servir como fonte de inspiração para ações similares com peixes de riachos.

CONCLUSÃO

A padronização de protocolos para construção de IBIs em riachos brasileiros depende da escala que se pretende avaliar. É comum que os riachos de uma mesma bacia possuam subconjuntos distintos de espécies, o que resulta da combinação de fatores ecológicos e históricos (p. ex., Ohara & Loeb 2016, Silva *et al.* 2019). Por isso, nem sempre é possível construir um único IBI para uma bacia como um todo (apesar de esta ser a escala desejada), pois, por vezes essa variabilidade é bastante grande e deve ser respeitada na construção do índice. É fundamental que sejam avaliadas, adaptadas e/ou elaboradas novas métricas, de acordo com as características fisiográficas da região e da biota local (Tejerina-Garro *et al.* 2005). Logo, qual é a escala ideal? A resposta a essa questão é uma outra pergunta “estou comparando trechos semelhantes de riachos?”. Neste caso, novamente uma análise tipológica dos riachos deverá embasar essa decisão. Uma vez que riachos semelhantes devam se agrupar, seria plausível esperar que a fauna reflita esses agrupamentos. Consequentemente, as métricas selecionadas considerarão aspectos bióticos bastante semelhantes e, neste cenário, seria possível padronizar um IBI para uma mesma tipologia de riacho. Todavia, isso depende diretamente de tempo hábil e de recursos financeiros disponíveis para a obtenção de dados padronizados referentes a ictiofauna e ao ambiente, além da cooperação de especialistas

em diferentes áreas para organizar/analisar todas as variáveis. Quando esses recursos são limitados, recomenda-se avaliar qual escala ideal para satisfazer o nível de informação necessário ao estudo. Uma fonte interessante de dados são os monitoramentos ambientais associados a empreendimentos, pois esses trabalhos são geralmente obtidos com alguma regularidade temporal. Se forem desenvolvidos com rigor científico e com coleta padronizada dos dados ambientais, podem ser valiosos bancos de dados para o desenvolvimento de índices de integridade biótica em riachos.

Já vimos que não é possível propor um protocolo unificado para um país com dimensões de um continente (porém, vide Pont *et al.* 2006, que modelaram um índice para uso em toda a Europa), que contém a ictiofauna mais rica do mundo, pouco conhecida e distribuída em regiões com condições socioeconômicas muito desiguais. Com base nos estudos de Hughes & Oberdorff (1999) e Tejerina-Garro *et al.* (2005), propomos um arcabouço metodológico básico para construção do Índice de Integridade Biótica para comunidades de peixes de riachos (Quadro 1), de forma a tornar os estudos de integridade biótica em riachos no Brasil algo padronizado. A padronização de procedimentos tornaria os estudos comparáveis (ao menos regionalmente) e, além de estimular o desenvolvimento de estudos nessa linha de pesquisa, viabilizaria o uso do IBI como protocolo de monitoramento para além da academia.

Quadro 1 Arcabouço metodológico básico para construção do Índice de Integridade Biótica para comunidades de peixes de riachos (adaptado a partir da proposta de Hughes & Oberdorff 1999 e Tejerina-Garro *et al.* 2005).

Box 1 *Basic methodological framework for building the Biotic Integrity Index for stream fish communities (adapted from the proposal by Hughes & Oberdorff 1999 and Tejerina-Garro et al. 2005).*

1. Selecione uma área relativamente homogênea. Essa área pode ser uma ecoregião, bacia ou região ictiofaunística, que seja homogênea com relação à combinação de variáveis ambientais (p.ex., clima, fisiografia, solo, vegetação) e composição da ictiofauna (diversidade gama). É importante mencionar que o IBI (ou qualquer outro índice) precisa ser pensado para um impacto que seja reconhecido.
2. Determine a condição referência a partir da tipologia dos riachos. Na ausência de locais prístinos na mesma área, deve ser adotado o conceito de “distúrbio mínimo possível” (veja Carvalho *et al.* 2017).
3. A partir da literatura, obtenha uma lista prévia de métricas candidatas com potencial para caracterizar a integridade ecológica dos riachos selecionados.

Quadro 1. Continua na próxima página...

Box 1. Continues on next page...

Quadro 1. ...Continuação**Box 1.** ...Continued

4. Amostre a ictiofauna de forma padronizada, que permita calcular a contribuição relativa de cada espécie ou guilda para a abundância total.
5. Obtenha os valores para cada métrica candidata. Analise o conjunto de métricas e observe se há novas métricas que podem ser criadas ou se há métricas pré-selecionadas que podem ser adaptadas.
6. Realize os testes de variabilidade e sensibilidade das métricas. Nessa etapa as métricas podem ser previamente selecionadas de acordo com a amplitude de variação dos dados brutos (excluindo métricas com baixa amplitude), seguido por métodos específicos de sensibilidade, como os proposto por Barbour *et al.* (1996, 1999) e Karr & Chu (1999). Em Oliveira *et al.* (2008: 496) está apresentado um excelente esquema sobre essa etapa. Uma análise de correlação entre as métricas, considerando apenas áreas de referência, também pode ser uma estratégia interessante e que permitirá a exclusão de métricas candidatas com baixo poder discriminatório.
7. O escore de uma métrica representa a comparação entre o valor da métrica de um local amostrado com aquele observado/esperado na condição referência. Use gráficos do tipo “box-plots” para auxiliar na comparação e aplique testes estatísticos, verificando as premissas de normalidade e homocedasticidade.
8. Realize a padronização das métricas atribuindo um escore para cada uma delas. A categorização de um riacho depende do valor final obtido de suas métricas. Em seu primeiro trabalho, Karr (1981) usou os escores 1, 3 e 5 para avaliar o estado das métricas e posteriormente optou por somar o valor dado a todas as métricas, o que resultou em IBIs com valores de 12 a 60. Baptista *et al.* (2007) optaram por usar a média dos mesmos escores e, por isso, o IBI variou de 1 a 5 (veja descrição em Oliveira *et al.* 2008). Os métodos que consideram os níveis 1, 3 e 5 podem ser chamados de “métodos discretos de pontuação”. Por outro lado, Ganasan & Hughes (1998) e Pinto & Araujo (2007) usaram escores de 1 a 10, enquanto Hering *et al.* (2006) optaram por valores de 0 a 1, caracterizando os “métodos contínuos de pontuação” (veja descrição em Klemm *et al.* 2003 e Oliveira *et al.* 2008). Portanto, o intervalo de valores correspondentes a cada categoria do IBI pode variar, mas a premissa de que valores maiores correspondem a riachos com maior integridade biótica é mantida, independentemente do método ser discreto ou contínuo. As métricas podem responder positiva ou negativamente a um gradiente de impacto; ou seja, há 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) (veja esquema em Oliveira *et al.* 2008: 449).
9. Após selecionar o conjunto de métricas mais robustas, ou seja, com maior poder discriminatório, calcule o IBI a partir de um sistema de pontuação do índice (p. ex., somatória dos valores padronizados de cada métrica, dividido pelo número de métricas selecionadas para o índice).
10. Enquadre o valor final do IBI em classes de integridade (p. ex., excelente, bom, regular, pobre, muito pobre).

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a Erica P. Caramaschi, Gabriel L. Brejão, Jaqueline O. Zeni, Bianca Terra, Bruno Prudente e revisores anônimos por sugestões nas versões prévias deste manuscrito. Por auxílios e bolsas recebidos agradecemos Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (301877/2017-3), Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (2016/01535-3) e Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (bolsa PROEX, PPG Biologia Animal/UNESP a Camila Ortigossa).

REFERÊNCIAS

- Alexandrino, E. R., Buechley, E. R., Karr, J. R., Ferraz, K. M. P. M. B., Ferraz, S. F. B., Couto, H. T. Z., & Şekercioğlu, C. H. 2017. Bird based Index of Biotic Integrity: Assessing the ecological condition of Atlantic Forest patches in human-modified landscape. *Ecological Indicators*, 73(2017), 662–675. DOI: 10.1016/j.ecolind.2016.10.023
- Aparicio, E., Carmona-Catot, G., Moyle, P. B., & García-Berthou, E. 2011. Development and evaluation of a fish-based index to assess biological integrity of Mediterranean streams.

- Aquatic Conservation, 21(4), 324–337. DOI: 10.1002/aqc.1197
- Ávila, M. P., Carvalho, R. N., Casatti, L., Simão-Ferreira, J., Morais, L. F., & Teresa, F. B. 2018. Metrics derived from fish assemblages as indicators of environmental degradation in Cerrado streams. *Zoologia*, 35, e12895. DOI: 10.3897/zoologia.35.e12895
- Baptista, D. F., Buss, D. F., Egler, M., Giovanelli, A., Silveira, M. P., & Nessimian, J. L. 2007. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. *Hydrobiologia*, 575(1), 83–94. DOI: 10.1007/s10750-006-0286-x
- 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. DOI: doi.org/10.2307/1467948
- Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D., & Stribling, J. B. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: Periphyton, benthic macroinvertebrates and fish (Second Edition). Washington, DC: EPA 841-B-99-002: U.S. Environmental Protection Agency: Office of Water: p. 339.
- Bastos, L. P., & Abilhoa, V. 2004. A utilização do índice de integridade biótica para avaliação da qualidade de água: um estudo de caso para riachos urbanos da bacia hidrográfica do rio Belém, Curitiba, Paraná. *Revista Estudos de Biologia*, 26(55), 33–44.
- Bozzetti, M., & Schulz, U. H. 2004. An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in southern Brazil. *Hydrobiologia*, 529(1-3), 133–144. DOI: 10.1007/s10750-004-5738-6
- Caramaschi, E. P., Mazzoni, R., & Peres-Neto, P. R. 1999. *Ecologia de peixes de riachos*. Rio de Janeiro: Oecologia Brasiliensis, vol. VI, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto de Biologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro: p. 260.
- Casatti, L., Ferreira, C. P., & Langeani, F. 2009. A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. *Hydrobiologia*, 623(1), 173–189. DOI: 10.1007/s10750-008-9656-x
- Casatti, L., & Teresa, F. B. 2012. A multimetric index based on fish fauna for the evaluation of the biotic integrity of streams at a mesohabitat scale. *Acta Limnologica Brasiliensis*, 24(4), 339–350. DOI: 10.1590/S2179-975X2013005000003
- Carvalho, D. R., Leal, C. G., Junqueira, N. T., Castro, M. A., Fagundes, D. C., Alves, C. B. M., Hughes, R. M., & Pompeu, P. S. 2017. A fish-based multimetric index for Brazilian savanna streams. *Ecological Indicators*, 77(2017), 386–396. DOI: 10.1016/j.ecolind.2017.02.032
- Cetra, M., & Ferreira, F. C. 2016. Fish-based Index of Biotic Integrity for wadeable streams from Atlantic Forest of south São Paulo State, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensis*, 28, e22. DOI: 10.1590/S2179-975X1216
- Chen, K., Hughes, R. M., Brito, J. G., Leal, C. G., Leitão, R. P., Oliveira-Júnior, J. M. B., Oliveira, V. C., Dias-Silva, K., Ferraz, S. F. B., Ferreira, J., Hamada, N., Juen, L., Nessimian, J., Pompeu, P. S., & Zuanon, J. 2017. A multi-assemblage, multi-metric biological condition index for eastern Amazonia streams. *Ecological Indicators*, 78(2017), 48–61. DOI: 10.1016/j.ecolind.2017.03.003
- Clapcott, J., Goodwin, E. O., Young, R. G., & Kelly, D. J. 2014. A multimetric approach for predicting the ecological integrity of New Zealand streams. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, 415, 03. DOI: 10.1051/kmae/2014027
- Costa, P. F., & Schulz, U. H. 2010. The fish community as an indicator of biotic integrity of the streams in the Sinos River basin, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 70(4), 1195–1205. DOI: 10.1590/S1519-69842010000600009
- Dallas, H. F. 2013. Ecological status assessment in Mediterranean rivers: complexities and challenges in developing tools for assessing ecological status and defining reference conditions. *Hydrobiologia*, 719(1), 483–507. DOI: 10.1007/s10750-012-1305-8
- Dias, M. S., Zuanon, J., Couto, T. B. A., Carvalho, M., Carvalho, L. N., Espírito-Santo, H. M. V., Frederico, R., Leitão, R. P., Mortati, A. F., Pires, T. H. S., Torrente-Vilara, G., Vale, J. V., Anjos, M. B., Mendonça, F. P., & Tedesco, P. A. 2016. Trends in studies of Brazilian stream fish

- assemblages. *Natureza & Conservação*, 14(2), 106–111. DOI: 10.1016/j.ncon.2016.06.003
- Esteves, K. E., & Alexandre, C. V. 2011. Development of an index of biotic integrity based on fish communities to assess the effects of rural and urban land use on a stream in southeastern Brazil. *International Review of Hydrobiology*, 96(3), 296–317. DOI: 10.1002/iroh.201111297.
- Fernandes, C., Volpi, N. M. P., & Baumgartner, G. 2007. Comparação entre o índice de integridade biótica e um método de multicritério, para análise da qualidade ambiental de três riachos tributários ao reservatório de Itaipu. *Revista Eletrônica Sistemas & Gestão*, 2(2), 175–195.
- 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), 1–25. DOI: 10.1590/S1676-06032006000300002
- Fetscher, A. E., Stancheva, R., Kocielek, J. P., Sheath, R. G., Stein, E. D., Mazor, R. D., Ode, P. R., & Busse, L. B. 2014. Development and comparison of stream indices of biotic integrity using diatoms vs. non-diatom algae vs. a combination. *Journal of Applied Phycology*, 26(1), 433–450. DOI: 10.1007/s10811-013-0088-2
- França, J. S., & Callisto, M. 2019. Monitoramento participativo de rios urbanos por estudantes-cientistas. UFMG: Belo Horizonte, p. 284.
- Freeman, M. C., Pringle, C. M., & Jackson, R. 2007. Hydrologic connectivity and the contribution of stream headwaters to ecological integrity at regional scales. *Journal of the American Water Resources Association*, 43(1), 5–14. DOI: 10.1111/j.1752-1688.2007.00002.x
- Ganasan, V., & Hughes, R. M. 1998. Application of an index of biological integrity to fish assemblages of the rivers Khan and Kshipra, India. *Freshwater Biology*, 40(2), 367–383. DOI: 10.1046/j.1365-2427.1998.00347.x
- Gonino, G., Benedito, E., Cionek, V. M., Ferreira, M. T., & Oliveira, J. M. 2020. A fish-based Index of Biotic Integrity for Neotropical rainforest sandy soil streams - Southern Brazil. *Water*, 12(4), 1215. DOI: 10.3390/w12041215
- Google. 2020. Google Earth Pro. Disponível em <https://www.google.com.br/intl/pt-BR_ALL/earth/versions/#earth-pro>
- 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. In: Furse, M. T., Hering, D., Brabec, K., Buffagni, A., Sandin, L., Verdonschot, P. F. M. (Eds.). *The ecological status of European rivers: Evaluation and intercalibration of assessment methods*. pp. 311–324. Dordrecht: Springer.
- Hermoso, V., Clavero, M., Blanco-Garrido, F., & Prenda, J. 2010. Assessing the ecological status in species-poor systems: a fish-based index for Mediterranean river (Guadiana River, SW Spain). *Ecological Indicators*, 10(6), 1152–1161. DOI: 10.1016/j.ecolind.2010.03.018
- Hill, B. H., Herlihy, A. T., Kauffmann, P. R., Steverson, R. J., McCormick, F. H., & Johnson, C. B. 2000. Use of periphyton assemblage data as an index of biotic integrity. *Journal of North American Benthological Society*, 19(1), 50–67. DOI: 10.2307/1468281
- Hortal, J., Bello, F., Diniz-Filho, J. A. F., Lewinsohn, T. M., Lobo, J. M., & Ladle, R. J. 2015. Seven shortfalls that beset large-scale knowledge of biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 46(2015), 523–549. DOI: 10.1146/annurev-ecolsys-112414-054400
- Hughes, R. M. 1995. Defining acceptable biological status by comparing with reference conditions. In: Davis, W.S. & Simon, T. P. (Eds.). *Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision making*. pp. 31–47. Boca Raton: CRC Press Inc.
- 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(7), 1618–1631. DOI: 10.1139/cjfas-55-7-1618
- Hughes, R. M., & Oberdorff, T. 1999. Applications of IBI concepts and metrics to waters outside the United States and Canada. In: Simon, T. P. (Ed.). *Assessment approaches for estimating biological integrity using fish assemblages*. pp. 79–83. Boca Raton: Lewis Press.
- INAG, I. P. 2008. Tipologia de rios em Portugal continental no âmbito da implementação da Directiva Quadro da Água. I –

- Caracterização abiótica. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água: p. 39.
- Jaramillo-Villa, U., & Caramaschi, E. P. 2008. Índices de integridade biótica usando peixes de água doce: uso nas regiões tropical e subtropical. *Oecologia Australis*, 12(3), 442–462. DOI: 10.4257/oeco.2008.1203.06
- Jessup, B., & Pappani, J. 2015. Combination of biological and habitat indices for assessment of Idaho streams. *Journal of the American Water Resources Association*, 51(5), 1408–1417. DOI: 10.1111/1752-1688.12323
- Jia, Y., Sui, X., & Chen, Y. 2013. Development of a fish-based Index of Biotic Integrity for wadeable streams in Southern China. *Environmental Management*, 52(2013): 995–1008. DOI: 10.1007/s00267-013-0129-2
- Karr, J. R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6(6), 21–27. DOI: <https://doi.org/b433bz>
- Karr, J. R., & Dudley, D. R. 1981. Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management*, 5(1), 55–68. DOI: 10.1007/BF01866609
- Karr, J. R., & Chu, E. W. 1999. Restoring life in running waters: better biological monitoring. Washington, DC: Island Press: p. 206.
- 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. Champaign: Illinois Natural History Survey Special Publication 5: p. 28.
- Kestemont, P., Didier, J., Depiereux, E., & Micha J. C. 2000. Selecting ichthyological metrics to assess river basin ecological quality. *Archiv für Hydrobiologie Supplement*, 121(3-4), 321–348.
- Kimberling, D. N., Karr, J. K., & Fore, L. S. 2001. Measuring human disturbance using terrestrial invertebrates in the shrub-steppe of eastern Washington (USA). *Ecological Indicators*, 1(2), 63–81. DOI: 10.1016/S1470-160X(01)00009-7
- 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(2003), 656–669. DOI: 10.1007/s00267-002-2945-7
- Lyons, J., Navarro-Perez, S., Cochran, P.A., Santana, E., & Guzmán-Arroyo, M. 1995. Index of biotic integrity based on fish assemblages for the conservation of streams and rivers in West-Central México. *Conservation Biology*, 9(3), 569–584. DOI: 10.1046/j.1523-1739.1995.09030569.x
- Projeto MapBiomias. 2020. Coleção 4.1 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil, acessado em 28/05/2020, <<https://mapbiomas.org/>>
- Machado, N. G., Venticinque, E. M., & Penha, J. 2011. Effect of environmental quality and mesohabitat structure on a Biotic Integrity Index based on fish assemblages of Cerrado streams from Rio Cuiabá basin, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 71(3), 577–586. DOI: 10.1590/S1519-69842011000400002
- Marciano, F. T., Chaudhry, F. H., & Ribeiro, M. C. L. B. 2004. Evaluation of the Index of Biotic Integrity in the Sorocaba River basin (Brazil, SP) based on fish communities. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 16(3), 225–237.
- Meador, M. R., Carlisle, D. M., & Coles, J. F. 2008. Use of tolerance values to diagnose water-quality stressors to aquatic biota in New England streams. *Ecological Indicators*, 8(5), 718–728. DOI: 10.1016/j.ecolind.2008.01.002
- Oberdorff, T., Pont, D., Hugueny, B., & Porcher, J. P. 2002. Development and validation of a fish-based index for the assessment of rivers “health” in France. *Freshwater Biology*, 47(9), 1720–1735. DOI: 10.1046/j.1365-2427.2002.00884.x
- Ohara, W. M., & Loeb, M. V. 2016. Ichthyofauna of the upper Juruena river on Chapada dos Parecis, Mato Grosso, Brazil. *Biota Neotropica*, 16(4), e20160224. DOI: 10.1590/1676-0611-BN-2016-0224
- Oliveira, R. B. S., Castro, C. M., & Baptista, D. F. 2008. Desenvolvimento de índices multimétricos para utilização em programas de monitoramento biológico da integridade de ecossistemas aquáticos. *Oecologia Brasiliensis*, 12(3), 487–505. DOI: 10.4257/oeco.2008.1203.08
- van Oosterhout, M. P., & van der Velde, G. 2015. An advanced Index of Biotic Integrity for use in tropical shallow lowland streams in

- Costa Rica: Fish assemblages as indicators of stream ecosystem health. *Ecological Indicators*, 48(2015), 687–698. DOI: 10.1016/j.ecolind.2014.09.029
- Peressin, A., & Cetra, M. 2014. Responses of the ichthyofauna to urbanization in two urban areas in Southeast Brazil. *Urban Ecosystems*, 17, 675–690. DOI: 10.1007/s11252-014-0352-5
- Polaz, C. N. M., Ferreira, F. C., & Petrere Jr., M. 2017. The protected areas system in Brazil as a baseline condition for wetlands management and fish conservancy: the example of the Pantanal National Park. *Neotropical Ichthyology*, 15(3), e170041. DOI: 10.1590/1982-0224-20170041
- 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. DOI: 10.1590/S1516-89132007000300015
- 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(1), 70–80. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2005.01126.x
- Prudente, B. S., Pompeu, P. S., & Montag, L. 2018. Using multimetric indices to assess the effect of reduced impact logging on ecological integrity of Amazonian streams. *Ecological Indicators*, 91(2018), 315–323. DOI: 10.1016/j.ecolind.2018.04.020
- Rodriguez-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. DOI: 10.1590/S1679-62252006000300003
- Rooney, R. C., & Bayley, S. E. 2012. Development and testing of an index of biotic integrity based on submersed and floating vegetation and its application to assess reclamation wetlands in Alberta's oil sands area, Canada. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184(2), 749–761. DOI: 10.1007/s10661-011-1999-5
- Roset, N., Grenoulliet, G., Goffaux, D., Pont, D., & Kestemont. 2007. A review of existing fish assemblage indicators and methodologies. *Fisheries Management and Ecology*, 14(6), 393–405. DOI: 10.1111/j.1365-2400.2007.00589.x
- Ruaro, R., & Gubiani, E. E. 2013. A scientometric assessment of 30 years of the Index of Biotic Integrity in aquatic ecosystems: Applications and main flaws. *Ecological Indicators*, 29(2013), 105–110. DOI: 10.1016/j.ecolind.2012.12.016
- Ruaro, R., Mormul, R. P., Gubiani, E. A., Piana, P. A., Cunico, A. M., & Graça, W. J. 2018. Non-native fish species are related to the loss of ecological integrity in Neotropical streams: a multimetric approach. *Hydrobiologia*, 817, 413–430. DOI: 10.1007/s10750-018-3542-y
- Santos, F. B., & Esteves, K. E. 2015. A fish-based Index of Biotic Integrity for the assessment of streams located in a sugarcane-dominated landscape in Southeastern Brazil. *Environmental Management*, 56(2015), 532–548. DOI: 10.1007/s00267-015-0516-y
- Santos, A. C. A., & Caiola, Nuno. 2020. Environmental typology of rivers from the Brazilian semiarid as a first step for the application of the index of biotic integrity: The case of the Chapada Diamantina. *River Research and Applications*, 36(7), 1151–1159. DOI: 10.1002/rra.3613
- Silva, H. P., Zawadzki, C. H., Lourenço, L. S., & Fernandes, I. M. 2019. Stream fish in the Aripuanã river upstream and downstream of the Dardanelos-Andorinhas waterfall complex, state of Mato Grosso, Brazil. *Oecologia Australis*, 23(3), 606–619. DOI: 10.4257/oeco.2019.2303.17
- Souza, G. B. G., & Vianna, M. 2020. Fish-based indices for assessing ecological quality and biotic integrity in transitional waters: A systematic review. *Ecological Indicators*, 109(2020), 105665. DOI: 10.1016/j.ecolind.2019.105665
- Stapanian, M. A., Micacchion, M., & Adams, J. V. 2015. Wetland habitat disturbance best predicts metrics of an amphibian index of biotic integrity. *Ecological Indicators*, 56(2015), 237–242. DOI: 10.1016/j.ecolind.2015.04.005
- 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. DOI: 10.1590/S1516-89132005000100013
- Tejerina-Garro, F. L., Mérona, B., Oberdorff, T., & Hugueny, B. 2006. A fish-based index of large river quality for French Guiana (South America): method and preliminary results. *Aquatic and Living Resources*, 19(1), 31–46. DOI: 10.1051/alr:2006003
- Terra, B. F., Hughes, R. M., Francelino, M. R., & Araújo, F. G. 2013. Assessment of biotic condition of Atlantic Rain Forest streams: A fish-based multimetric approach. *Ecological Indicators*, 34(2013), 136–148. DOI: 10.1016/j.ecolind.2013.05.001
- Terra, B. F., Medeiros, E. S. F., Botero, J. I. S, Novaes, J. L. C., & Rezende, C. F. 2021. Ecologia de peixes de riachos intermitentes. *Oecologia Australis*, 25(2), 607–621. DOI: 10.4257/oeco.2021.2502.23
- Thompson, S. A., Thompson, G. G., & Withers, P. C. 2008. Rehabilitation index for evaluating restoration of terrestrial ecosystems using the reptile assemblage as the bio-indicator. *Ecological Indicators*, 8(5), 530–549. DOI: 10.1016/j.ecolind.2007.07.001
- Ticiani, D., Bogoni, R. F., Eichelberger, A. C. A., Berlatto, A. F., Medeiros, G., & Delariva, R. L. 2018. Trends in the application of multimetric indexes in Brazil: scientometric analyses related to fish fauna. *Ciência e Natura*, 40(e1). DOI: 10.5902/2179460X28291
- 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. DOI: 10.1023/A:1003605801875

and streams, compiled from the literature. When the same metric is cited by different authors, we kept the one that was first published.

Submitted: 4 June 2020

Accepted: 20 March 2021

*Associate Editors: Érica Pellegrini Caramaschi,
Rosana Mazzoni
e Rafael Pereira Leitão*

Material Suplementar

Tabela S1. Lista de métricas candidatas já utilizadas na construção de índices de integridade biótica em rios e riachos, compiladas da literatura. Quando uma mesma métrica é citada por diferentes autores, optamos por manter a que foi primeiramente publicada.

Table S1. List of candidate metrics already used in the construction of biotic integrity indexes in rivers