

Índice de integridade biótica

Bruna de Souza

e métodos, região Neotropical.

Impactos ambientais

avaliando a integridade biótica que é definida como a capacidade de uma comunidade biológica suportar as condições ambientais e o impacto ambiental. Essas condições de impactos ambientais são avaliadas pelo Índice de Integridade Biótica (IBI). As adaptações de índice de integridade biótica consideram as características biológicas e ecológicas da região. Dessa forma, a adaptação do IIB para a região Neotropical, considerando as adaptações para diferentes ambientes aquáticos, como Brasil, Colômbia e Costa Rica. Os ordens Characiformes e Siluriformes foram utilizados frequentemente nos índices biológicos, abundância de indivíduos e categorias tróficas. O ordenamento de organismos utilizados, pode ser promissor para futuras adaptações. Além das seleções de métricas, a escolha de métodos de comparação é também uma dificuldade constante para pesquisadores.

Palavras-chave: qualidade ambiental; índices multimétricos; seleção de métricas; região Neotropical.

Os impactos ambientais decorrentes das atividades humanas, os ecossistemas aquáticos sofrem com as consequências da degradação. Os impactos ambientais são representados pela urbanização, poluição dos corpos d'água, desmatamento e espécies e sobrepesca (AGOSTINI et al., 2010; BARLETTA et al., 2010). Pesquisas realizadas têm dado real importância aos impactos de origem antrópica, esquecendo de impactos naturais como queimadas naturais (HUGHES et al., 2010; OLIVEIRA-SOUZA et al., 2016) e secas (SILVA et al., 2018) alterando a integridade biótica do ambiente.

A integridade biótica de um ambiente é definida pela capacidade de manutenção de uma comunidade de organismos em forma balanceada, integrada e adaptada, onde a diversidade de espécies, a diversidade e a organização dos organismos são compatíveis com a de ambientes naturais, ou seja, condições íntegras (ANGERMEIER; KARR, 1994). O estudo sobre a integridade biótica de sistemas fluviais vem

levando a esforços para o desenvolvimento de metodologias para medir se os organismos aquáticos vêm sofrendo algum tipo de pressão ambiental e caso sim, se são ocasionadas por ordem antropogênica ou natural. Uma ferramenta sugerida para este tipo de avaliação é o uso de indicadores de estresse ambiental, a exemplo dos parâmetros físico-químicos e o uso dos bioindicadores, considerados como importantes componentes de gerenciamento, capazes de captarem aspectos das condições dos ambientes e fornecerem informações úteis para o conhecimento científico e conservação da biota (RUARO; GUBIANI, 2013).

Os indicadores de estresse ambiental, por muito tempo foram estimados através de variáveis físico-químicas, consideradas únicas e eficientes na determinação da integridade de um ambiente (MOREIRA et al., 2002). Porém, foi constatado que este recurso representava baixa explicação da magnitude real das alterações (BOZZETTI; SCHULZ, 2003). Assim sendo, os pesquisadores têm recorrido a elementos de controle biológico para avaliar a integridade biótica dos ecossistemas aquáticos (BUSS et al., 2003), como estudos de biomonitoramento que tem se mostrado mais eficientes para avaliações da qualidade ambiental.

Pensando em uma proposta de baixo custo de monitoramento e que respondessem de forma satisfatória as alterações na biota, foi desenvolvida a metodologia de avaliação de impactos a partir de índices multimétricos, denominado Índice de Integridade Biótica (IIB). O IIB foi apresentado pela primeira vez pelo ecólogo James Karr, em 1981, em seu artigo intitulado "Avaliação da integridade biótica utilizando comunidades de peixes" e foi originalmente desenvolvido para avaliar a qualidade ambiental de riachos em regiões de clima temperado. A partir da proposta original de Karr (1981) foram realizadas adaptações do IIB, utilizando o grupo dos peixes, para diferentes regiões, incluindo a região Neotropical, na qual os autores utilizaram diferentes grupos de métricas em suas adaptações. As métricas são adaptadas de acordo com as características da biota local, o que significa considerar critérios ecológicos diversos, a exemplo da composição, riqueza de espécies, estrutura trófica, abundância e condição da saúde dos peixes. A escolha das métricas é o passo primordial para o sucesso do IIB, o qual devido sua eficiência tem crescido significativamente o número de adaptações para a região Neotropical nas últimas duas décadas.

Dessa forma, este artigo faz uma revisão de trabalhos publicados que utilizaram o IIB para ambientes da região Neotropical, enfatizando os principais critérios ecológicos adotados para as adaptações das métricas e que poderão auxiliar na escolha de métricas para adaptações futuras do IIB para a região Neotropical.

Metodologia

Para a realização deste trabalho de revisão foi realizado um levantamento bibliográfico de manuscritos que abordaram o Índice de Integridade Biótica (IIB) em ambientes aquáticos na região Neotropical. Foram utilizadas as bases de dados Scielo (www.scielo.org), Google Acadêmico (www.scholar.google.br) e Web of Science (webofknowledge.com), e como critério de pesquisa o uso de palavras-chave como "Biotic Integrity Index", "Biotic Integrity Index fish-based", "Integridade Biótica região Neotropical", "Integridade Biótica região tropical", "Integridade Biótica Amazônia", "Integridade Biótica ambiente aquático", "Integridad Biótica peces", "Integridad Biótica ecosistema acuático".

O levantamento foi realizado no período de novembro de 2017 a abril de 2018, considerando apenas artigos científicos, publicados em revistas nacionais e internacionais, em diferentes idiomas abrangendo português, inglês, espanhol e que incluem adaptações do índice para riachos, rios, estuários, canais, baías e lagos. Os trabalhos considerados datam de 1995 a 2018 totalizando 30 manuscritos que abordaram o grupo taxonômico peixes, o foco desta revisão, muito embora tenha sido encontrado o uso do IIB para diferentes grupos, como aves, plantas e anfíbios tanto para ambientes aquáticos como terrestres. As adaptações para ambientes aquáticos no Brasil foram analisadas separadamente dos demais países da região Neotropical devido ao Brasil apresentar maior quantidade de trabalhos com adaptações do índice.

As três perguntas que nortearam as buscas foram: (a) a abordagem do IIB foi realizada em que tipo de ambiente aquático na região Neotropical? (b) quais as principais motivações para uso do IIB e (c) quais os critérios de seleção das métricas?

Estudo de adaptação do IIB em ambientes aquáticos

O IIB tem sido adaptado para diferentes regiões no mundo como um método efetivo de avaliação, proteção e ajuda para restaurar a integridade ecológica em ecossistemas aquáticos (POIKANE et al., 2017). O IIB foi originalmente desenvolvido para avaliar alterações em ambientes aquáticos, especificamente riachos (KARR, 1986) a partir de 12 métricas representativas da estrutura básica e funcional da ictiofauna, as quais podem mudar conforme o aumento ou diminuição da qualidade ambiental (KARR, 1981). Cada uma das 12 métricas diferencia entre ambientes degradados e ambientes de referência. Ambientes de referência são locais localizados na mesma região de estudo e que apresentam condições inalteradas quanto à biota e a estrutura física. No IIB é comparado os valores observados de cada métrica com os valores esperados para um ambiente não alterado, o qual funciona como um ambiente de referência para o estudo. Ao comparar esses valores, cada métrica recebe uma pontuação que varia de: cinco (5) para ambientes com menor impacto e alta qualidade ambiental; três (3) para ambientes com situação intermediária com presença de impacto ambiental; e, um (1) para ambientes em situação de maior impacto e baixa qualidade ambiental (KARR, 1986).

De acordo com o critério original de Karr (1981), após atribuição de pontuação para cada uma das métricas os valores são somados e o número total do IIB varia de 12 a 60. Por fim, o status de qualidade do ambiente será determinado a partir da amplitude dos valores divididos em 6 classes de integridade: sem peixe (não pontua), 12-22 (muito pobre), 28-34 (pobre), 40-44 (razoável), 48-52 (bom) e 58-60 (excelente) (KARR et al., 1986). A amplitude das classes de integridade muda conforme a quantidade de métricas no IIB e o critério de pontuação escolhido. Dessa forma, a flexibilidade desta metodologia tornou-a uma ferramenta amplamente utilizada para identificação de impactos em cursos d'água, prevenção quanto à degradação de ambientes e contribuição para a elaboração de estratégias de conservação e recuperação de ambientes degradados (ARAÚJO et al., 2003).

Os ambientes aquáticos com maior número de adaptações foram os riachos, seguidos dos rios, estuários, canais e baías e lagos tanto para o Brasil quanto para os demais países (Figura 1).

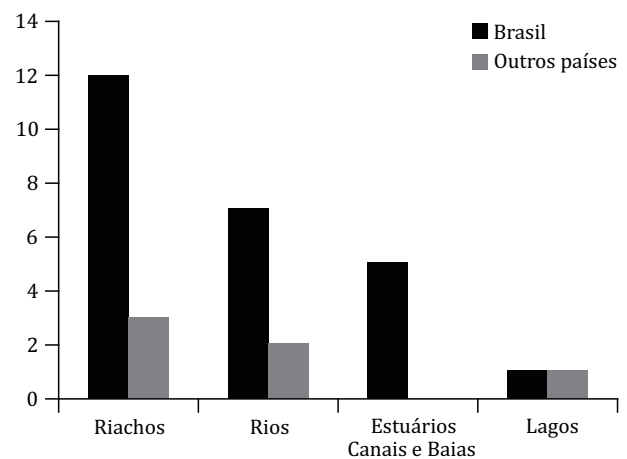


Figura 1. Tipos de ambientes aquáticos cujas adaptações do IIB foram realizadas para os países da região Neotropical. / Figure 1. Types of aquatic environmental whose IIB adaptations were realized from countries in the Neotropical region.

O Brasil obteve maior número de adaptações do IIB para avaliação da qualidade ambiental de corpos d'água, totalizando 25 estudos, seguido do México com dois estudos, Venezuela, Argentina e Costa Rica com uma publicação cada (Figura 2).

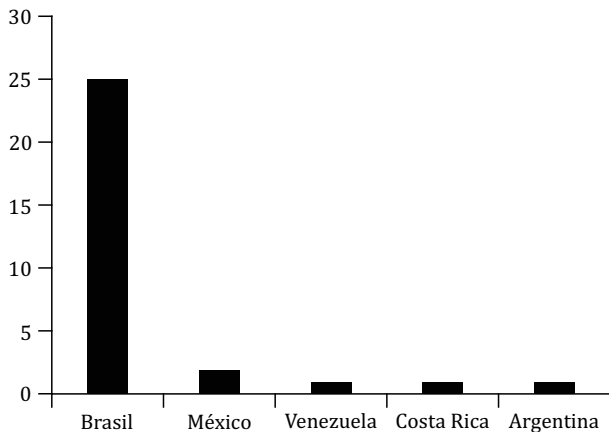


Figura 2. Países da região Neotropical que possuem publicações sobre Índice de Integridade Biótica durante os anos de 1995 a 2018. / Figure 2. Countries of the Neotropical region that have publications about Index of Biotic Integrity during the years 1995 a 2018.

Nestes 23 anos de adaptações do IIB, o número de trabalhos publicados cresceu consideravelmente entre o período de 1995 a 2012, porém houve um ligeiro decréscimo nos últimos seis anos (Figura 3).

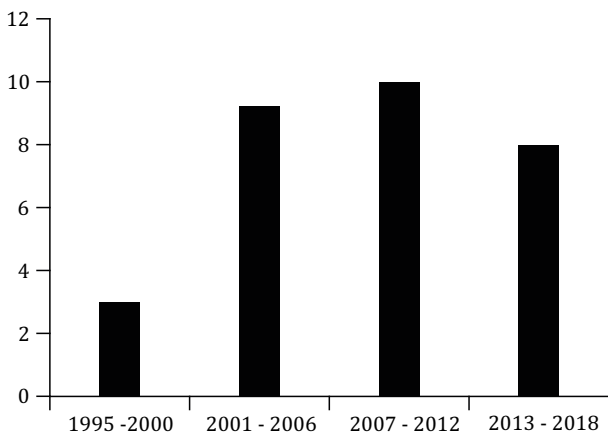


Figura 3. Número de trabalhos publicados para a região Neotropical entre o período de 1995 a 2018. / Figure 3. Number of papers published for the Neotropical region during the years 1995 a 2018.

Adaptações do IIB para Riachos, rios e lagos no México, Venezuela, Argentina e Costa Rica

A primeira adaptação do IIB foi realizada por Lyons (1995), o autor avaliou a integridade biótica de 15 riachos e quatro rios de pequeno porte na região Centro-Oeste do México, a partir do protocolo original de 12 métricas utilizadas por Karr (1981). Lyon reduziu o número de métricas propostas, de 12 para 10. A maioria das métricas utilizadas por Lyons (1995) foi similar a métricas utilizadas no protocolo original de Karr (1995), porém o autor enfatiza que foram necessárias três grandes modificações, a fim de refletir melhor a qualidade ambiental de rios e riachos do México Central.

A primeira modificação foi substituir a métrica “número de espécies” por “número de espécies nativas” e “número de espécies nativas bentônicas (%)”, uma vez que estas estiveram mais significativamente relacionadas à qualidade ambiental avaliada para região centro-oeste do México do que a métrica “número de espécies”. A segunda modificação foi reduzir o número de grupos tróficos, sendo assim

removidos pelo autor os grupos de insetívoros e carnívoros pela ausência nas amostras ou contribuição relativamente baixa. Dessa forma, utilizou apenas o grupo trófico onívoro que foi dominante. A terceira modificação foi incorporar em sua adaptação a métrica “porcentagem de espécies nativas vivíparas” para representar a função reprodutiva. Esta métrica foi a equivalente ecológica da métrica “proporção de indivíduos híbridos” que é comumente utilizada nas adaptações para ambientes temperados. O autor justifica a substituição da métrica pelo fato de não ter encontrado nenhum indivíduo híbrido nas amostras.

Em um estudo posterior, Lyons et al. (2000) avaliaram a integridade biótica de 19 lagos na região do México Central, sendo o primeiro estudo com a adaptação do IIB para lagos. O diferencial nesta avaliação foi o uso das métricas “biomassa” e “comprimento padrão das espécies”. De acordo com os autores, a biomassa refletiria melhor as condições ambientais dos lagos estudados do que métricas relacionadas à riqueza e diversidade, já o comprimento padrão das espécies foi utilizado para detectar efeitos de impacto ambiental e sobrepesca ao longo da vida dos peixes. Esta última foi uma métrica utilizada pela primeira vez no histórico de adaptação do IIB.

Hued e Bistoni (2005) adaptaram as métricas para ambientes fluviais na região central da Argentina, baseando o IIB na abundância e tolerância dos organismos. Os autores desconsideraram o uso dos grupos tróficos, que são tradicionalmente utilizados nas adaptações, uma vez que devido à baixa diversidade existente nenhum deles foi um indicador eficiente da integridade do ambiente. Outras métricas comumente utilizadas nas adaptações e desconsideradas pelos autores foram: “presença de híbridos”, pela ausência na área, “indivíduos na coluna d'água” e “indivíduos bentônicos” por não serem capazes de discriminar os ambientes de referência dos ambientes alterados.

Para a Venezuela, a adaptação foi realizada por Rodríguez-Olarte (2006) que utilizou como critérios para seleção de métricas os conceitos ecológicos de riqueza, diversidade, dominância, tolerância, espécies de vida longa, grupos funcionais, composição trófica e densidade de peixes. Para a Costa Rica, Oosterhout e Velde (2015) utilizaram um critério para adaptação de métricas baseado nas informações do habitat. Dessa forma, os autores consideraram nove métricas, a primeira baseada na saúde dos peixes e as outras oito na correlação entre abundância de espécies tolerantes/intolerantes e níveis de distúrbio do habitat, ou seja, cada espécie foi classificada como tolerante ou intolerante e utilizada para representar um parâmetro de alteração nos ambientes de riachos. Este é um método interessante a ser considerado nas futuras adaptações do IIB, porém é necessário um amplo conhecimento sobre a história de vida dos peixes.

Estudo de adaptações do IIB em ambientes aquáticos no Brasil

Rios

Araújo (1998) foi pioneiro em adaptar o IIB no Brasil para avaliar a qualidade da água do rio Paraíba do Sul e utilizou como critério para seleção de métricas a inclusão de grupos de peixes exclusivamente tropicais: Characifor-

mes, Siluriformes e Perciformes, além de considerar os peixes de piracema. Várias métricas foram testadas para chegar a um IIB que melhor refletisse a condição ambiental do rio Paraíba do Sul (ARAÚJO et al., 2003). Para esta adaptação os autores não utilizaram Perciformes como na primeira adaptação, em vez disso utilizaram os Cyprinodontiformes e adicionaram métricas referentes às espécies introduzidas e o grupo trófico herbívoros.

Ainda para o rio Paraíba do Sul, Terra et al. (2005) avaliaram alguns trechos avaliados previamente por Araújo (1998), porém modificando o conjunto de métricas. Os autores especificaram métricas a nível taxonômico de espécie considerando a espécie indicadora *Geophagus brasiliensis*, além de utilizarem espécies que compõe 90% da amostra. Um último trabalho para o rio Paraíba do Sul foi realizado por Pinto e Araújo (2007), estes reuniram um grupo de métricas que já haviam sido testadas por Araújo (1998). Dessa forma, utilizaram aquelas que foram capazes de detectar condição de integridade do ambiente como: número de Characiformes, Siluriformes, porcentagem de Cyprinodontiformes, porcentagem de onívoros, carnívoros, espécies sensíveis à degradação do ambiente aquático e espécies nativas, adicionando uma nova métrica: espécies dominantes.

Marciano et al. (2004) realizaram adaptações do IIB em alguns tributários do rio Sorocaba, utilizando métricas de riqueza, diversidade, tolerância das espécies em relação à poluição, abundância total e grupos tróficos. Os autores relataram dificuldades em cumprir umas das premissas do IIB que é o estabelecimento de locais de referências, uma vez que na bacia do rio Sorocaba não foi possível utilizar ambientes de referência por ser constituído totalmente por áreas impactadas.

Ferreira e Andrade (2012) adaptaram o índice para região do Mato Grosso do Sul seguindo critérios proposto por Araújo (1998) e Bastos e Abilhoa (2004), além de considerar outros critérios como o uso de indivíduos forrageadores em áreas ativa e inativa e o uso dos Gymnotiformes. Jaramillo-Villa e Caramaschi (2008) discutem que os Gymnotiformes não eram levados em consideração nas adaptações para a região Neotropical, sendo incorporados pela primeira vez no estudo de Ferreira e Andrade (2012), levando em consideração a diversidade e ampla distribuição deste grupo.

Polaz, Ferreira e Petreire-Júnior (2017) desenvolveram o índice para diferentes ambientes (rios, corixos, baias e canais) em áreas protegidas no Mato Grosso do Sul, considerando métricas adaptadas de vários autores (KARR et al., 1986, GANASAN; HUGHES, 1998, ARAÚJO et al., 2003, BOZZETTI; SCHULZ, 2004 e PETESSE et al., 2006), adicionando a métrica “número de espécies que compõe 80% da abundância”, o grupo funcional Gymnotiformes e o índice de equitabilidade de Pielou. O IIB adaptado por Polaz, Ferreira e Petreire-Júnior (2017) demonstrou ser sensível na avaliação da condição ambiental de ambientes aquáticos protegidos sugerindo ser uma ferramenta com potencial para monitorar o sistema de áreas alagáveis no Pantanal.

Riachos

Os riachos foram os ambientes que mais receberam adaptações do IIB, iniciando com Bastos e Abilhoa (2004) que utilizaram as seguintes métricas: número de espécies,

presença de espécies exóticas, proporção de espécies oportunistas, número de categorias tróficas e características de entorno, presença e condição da mata ciliar e inserção em unidade de conservação. Das métricas apresentadas é válido destacar o critério utilizado para a categoria trófica e características de entorno. O hábito alimentar foi baseado na riqueza de grupos tróficos. De acordo com o critério adotado pelo autor, quanto maior a riqueza de grupos tróficos, maior seria a integridade do ambiente. A condição da mata ciliar foi determinada da seguinte forma, se o ambiente apresentasse mata ciliar preservada teria condições de boa integridade, mata ciliar degradada significaria condição intermediária de integridade e caso o ambiente não apresentasse mata ciliar teria uma situação de baixa integridade. Quanto à unidade de conservação, o uso indireto delas significaria uma condição de boa qualidade do ambiente, o uso direto uma condição intermediária e a ausência das unidades de conservação seria interpretada como uma situação de baixa integridade.

Bozzeti e Schulz (2004) adaptaram as métricas aplicadas por Karr et al. (1986), Plafkin et al. (1989), Araújo, (1998), Ganasan e Hughes (1998) e Hughes et al. (1998), utilizando as métricas: riqueza total de espécies, riqueza de espécies de vida longa, riqueza de espécies bentônicas, riqueza de espécies intolerantes, abundância de piscívoros, insetívoros e onívoros. Os autores ainda utilizaram a métrica “riqueza de espécie de coluna d’água”, partindo do critério de que essas espécies seriam indicadoras de baixa integridade ao contrário de outros pesquisadores que traduzem esta métrica como indicativa de boa condição. A razão para tal decisão é que os ambientes classificados como perturbados apresentaram complexidade estrutural reduzida e alta sedimentação, diminuindo a abundância de espécies bentônicas e aumentando a abundância de espécies de coluna d’água. Outras duas métricas consideradas foram: abundância total e riqueza de espécies com respiração facultativa, esta última até então não tinha sido utilizada em outros estudos para a região Neotropical.

Ferreira e Casatti (2006) utilizaram métricas específicas para cada trecho de riacho, sendo que o critério adotado para seleção delas esteve relacionado com as características bióticas e ambientais de cada trecho. Por exemplo, um dos trechos possuía uma elevada abundância de vegetação de margem, então, foi utilizada a métrica porcentagem de indivíduos que utilizam a vegetação de margem e assim por diante. As métricas comuns para todos os trechos estudados foram: abundância de *Poecilia reticulata*, porcentagem ou riqueza de espécies reófilas, porcentagem de Characiformes e Siluriformes, indivíduos tolerantes à hipóxia, riqueza de espécies nativas e número de categorias tróficas.

Casatti, Ferreira e Langeani (2009) propuseram três novas métricas: (1) frequência de ocorrência de detritívoros na dieta de Characiformes nectônicos - indicativa de baixa qualidade, isso porque em ambientes degradados pode haver abundância de detritos na dieta dos peixes; (2) frequência de ocorrência de larva de Tricoptera na dieta de Characiformes nectônicos - indicativa de boa qualidade, uma vez que essas larvas vivem em boas condições ambientais e (3) número de categorias alimentares na dieta de Characidae nectônicos - indicativa de boa qualidade, uma vez que pode haver abundância de categorias tróficas em ambientes íntegros.

Costa e Schulz (2010) utilizaram métricas sugeridas por Pinto e Araújo (2007), substituindo o número de espécies nativas por riqueza de espécies, uma vez que as espécies amostradas eram todas nativas. Dessa forma, a riqueza de espécie nativa foi equivalente à riqueza de espécie. Substituíram ainda os Characiformes por espécies na coluna d'água e os Siluriformes por espécies bentônicas. Alguns autores utilizaram os Characiformes de coluna d'água e os Siluriformes como equivalentes ecológicos do grupo "sunfish" e "darters", respectivamente, (PETESSE, 2007; SOUZA, 2007; GALUCH, 2007), grupos originalmente propostos por Karr (1981). Sunfish é um nome comum designado aos peixes da família Centrarchidae (ordem Perciformes) na América do Norte que possuem o corpo comprimido lateralmente e nadadeiras dorsais compostas por 5 a 13 espinhos. Os darters são peixes de tamanho diminuto, predominantemente de fundos de riachos para a América do Norte e representados pela família Percidae (MILLER; ROSTON, 2005).

O critério determinado por Esteves e Alexandre (2011) para região da bacia do rio Piracicaba foi utilizar métricas já testadas em outros estudos (KARR, 1981; 1986; OBERDORFF; HUGHES, 1992; FERREIRA; CASATTI, 2006; CASATTI et al., 2009; COSTA; SCHULZ, 2010). Machado et al. (2011) selecionaram métricas responsivas da riqueza, composição, categoria trófica e densidade de peixes. A categoria densidade foi adicionada ao índice e correspondia a métrica "número de indivíduos por volume", considerando que ambientes saudáveis tendem a possuir uma densidade maior de indivíduos. Machado et al. (2011) ainda correlacionaram o IIB com a estrutura do mesohabitat e um Índice de Qualidade Ambiental considerando atributos como uso do solo, floresta ripária, alterações hidrológicas, sombra, agricultura, trechos de riachos em poços e trechos de riachos sem substrato rochoso.

Casatti e Teresa (2012) adaptaram o IIB com o objetivo de distinguir entre três ambientes de riachos (poços, corredeiras com substrato rochoso e com pouco substrato rochoso) degradados e não degradados, utilizando o mesmo conjunto de métricas para corredeiras sem substrato e poços, já para corredeiras com substrato foram excluídas a porcentagem de abundância nativa, porcentagem de abundância de *Poecilia reticulata* e espécies nectônicas. As métricas relacionadas à riqueza de espécie e abundância de Characiformes e Siluriformes foram as que discriminaram ambientes degradados e não degradados. Essas métricas estão presentes na maioria dos IIB propostos para a região Neotropical, uma vez que esta região possui elevada riqueza e diversidade de espécies nestes grupos, além de serem amplamente distribuídos.

Terra et al. (2013) destacaram a importância de seis métricas: porcentagem de indivíduos Characiformes, porcentagem de indivíduos nativos na coluna d'água, porcentagem de indivíduos invertívoros bentônicos, porcentagem de espécies tolerantes, porcentagem de espécies intolerantes e porcentagem de indivíduos detritívoros. A partir dessas métricas os autores realizaram a adaptação de um índice multimétrico que denominaram de fish-base multimeric index (MMI) capaz de diferenciar entre locais de baixo distúrbio, distúrbio intermediário e alto distúrbio.

Os Characiformes, espécies de coluna d'água, invertívoros bentônicos e as espécies intolerantes foram as variáveis

chaves para discriminar locais não degradados e por isso são métricas consideradas indicadoras de boa integridade, já os indivíduos detritívoros e as espécies tolerantes representaram os locais com alto distúrbio. Embora autores como Souza (2007) e Cetra e Ferreira (2016) tenham considerado que categoria trófica detritívora é representativa de boa qualidade do ambiente. Terra et al. (2013) demonstraram que os detritívoros foram abundantes em locais degradados atribuindo este resultado à presença de *H. affinis*, *G. brasiliensis* e *P. reticulata*. Os autores discutiram que o MMI respondeu de forma eficiente as condições do ambiente avaliado, apesar da dificuldade em encontrar ambientes de referência e a falta de informações biológicas sobre as espécies.

O critério ecológico empregado por Cetra e Ferreira (2016) consistiu em adaptar quatro métricas baseadas na abundância dos grupos (porcentagem de indivíduos da família Loricariidae; porcentagem de indivíduos bentônicos em córregos com substrato rochoso; porcentagem de indivíduos herbívoros/detritívoros e porcentagem de indivíduos onívoros), sendo as três primeiras indicativas de boa qualidade e esta última de baixa qualidade.

Prudente et al. (2018) adaptaram o índice para a Amazônia a fim de avaliar o efeito do manejo florestal sobre a integridade ecológica de riachos situados em áreas de referência (sem desmatamento), áreas de exploração convencional (desmatamento convencional) e áreas de redução de impacto das explorações (manejo florestal). Seis métricas foram incorporadas ao índice para avaliar a condição das áreas mencionadas, sendo elas: riqueza de Gymnotiformes, abundância de Lebiasinidae, porcentagem de *Helogenes marmoratus*, abundância de piscívoros, abundância de bênticos e abundância de nectobênticos. Do conjunto de métricas, duas delas (abundância de Lebiasinidae e porcentagem de *Helogenes marmoratus*) apresentam grande potencial para avaliar ambientes de riachos na Amazônia, uma vez que são grupos representativos das características de ambientes lóticos na região.

Canais e estuários

A integridade biótica de ambientes estuarinos foi avaliada por Otero et al. (2006). Os autores procuraram identificar alterações na ictiofauna que pudessem refletir impactos antropogênicos ao longo de uma área com diferentes níveis de ocupação humana, baseando-se na utilização dos atributos gerais sobre diversidade, riqueza, equitabilidade, biomassa e dominância das espécies. Sousa, Castro e Silva (2011) e Soares et al. (2011) avaliaram a qualidade ambiental em duas regiões estuarinas, ambas localizadas na Ilha do Maranhão, com base em um conjunto de métricas considerando composição de peixes, categoria trófica, abundância e condições de saúde dos peixes. Os autores consideraram os Clupeiformes, um grupo ainda não incluído em estimativas de IIB, como um dos grupos capazes de responder às alterações ambientais. Como em outros estudos (BASTOS; ABILHOA, 2004; PETESSE, 2006; MARCIANO, 2004), os autores reportaram a dificuldade em encontrar ambientes nos quais a comunidade de peixes está inalterada.

Fisch, Branco e Menezes (2015) utilizaram o conceito do IIB para avaliar um estuário no estado de Santa Catarina a partir de métricas relacionadas à ictiofauna. Os autores

desenvolveram o índice com base em critérios ecológicos de riqueza, grupos funcionais, vulnerabilidade das espécies, grupos tróficos e zonas ecológicas do estuário, optando dessa forma em utilizar métricas mais gerais, sem especificação de diferentes categorias taxonômicas.

Dias et al. (2016) investigaram a estrutura da ictiofauna do Canal de Bertioga e os possíveis efeitos da perda de qualidade ambiental utilizando um índice desenvolvido por Harrison e Whitfield (2004) com as bases teóricas do IIB proposto por Kar (1981, 1986), denominado de Índice da Comunidade Estuarina de Peixes (EFCI). O índice foi composto de métricas específicas para o ambiente de estuário como “número de taxa residente de estuário, abundância relativa de taxa residente de estuário e abundância relativa de taxa marinho dependente de estuário” e outras comuns para ambientes aquáticos em geral como diversidade, composição e categoria trófica.

Lagos

Petesse et al. (2016) adaptaram o IIB para avaliar a integridade biótica de lagos da várzea amazônica. A escolha de áreas de referência (não degradadas) é uma das premissas para adaptação do IIB, pois os ambientes estudados precisam ser comparados com áreas de referências para concluir sobre o nível de degradação. Além disso, os ambientes de referência precisam ser localizados na mesma região em que o estudo sobre integridade biótica será conduzido. Pela ausência de ambientes de referência na região, por falta de estudos em lagos que avaliaram a integridade dos ambientes amazônicos, Petesse et al. (2016) utilizaram como referência os lagos que tiveram maiores pontuações nos atributos da ictiofauna. A definição de referência para a Amazônia pede cautela, pois apesar de possuir áreas bem preservadas, há poucos estudos sobre a qualidade ambiental neste Bioma. Logo, a intenção dos autores, além de avaliar a qualidade ambiental nos lagos estudados, foi gerar informações de lagos de referência que pudessem refletir a qualidade ambiental em áreas de várzea.

A adaptação do índice para lagos foi realizada considerando inicialmente 20 métricas referentes à assembleia de peixes que depois foram reduzidas a quatro que passaram nos testes de intervalo, sensibilidade, responsividade e redundância, para compor o IIB final, sendo estas: número total de espécies, número total de indivíduos, número total de indivíduos com vulnerabilidade moderada a alta e porcentagem de indivíduos carnívoros. Com essas métricas, Petesse et al. (2016) desenvolveram um Índice de Integridade Biótica para planícies de inundação (FL-IBI) que foi capaz de detectar a condição de saúde ecológica dos lagos.

Conclusões

A partir desta revisão concluímos que o IIB tem sido uma ferramenta bastante utilizada na região Neotropical, principalmente no Brasil, provando ser uma metodologia satisfatória na avaliação da qualidade ambiental de ecossistemas aquáticos. Porém, para que o índice responda de forma eficiente é necessário adequação nas adaptações das métricas e escolha de locais de referências, fatores considerados os principais desafios para os pesquisadores. Em relação às métricas, as bases teóricas do IIB permitem substituí-las completamente ou adaptá-las por equivalência ecológica. Assim, grande parte dos autores que adaptaram

o índice para a região Neotropical optou por substituir as métricas completamente.

Métricas como riqueza de espécies, diversidade, dominância, abundância de indivíduos Characiformes e Siluriformes foram utilizadas na maioria das adaptações para o Brasil, isso porque são ordens abundantes e de ampla distribuição. A ordem Gymnotiformes apesar de ter sido pouco utilizada, pode ser promissora para as adaptações futuras. Uma questão importante no processo de adaptação do IIB e que não tem sido adequadamente considerada é a necessidade de obter estimativas que sejam comparáveis com estudos prévios e futuros.

Quanto à utilização do IIB de forma geral, reconhecemos os esforços de 20 anos de adaptações, demonstrando possuir bases sólidas para fazer parte de programas de biomonitoramento, assim como é utilizado nos Estados Unidos, Canadá e grande parte da Europa, podendo fornecer subsídios para a conservação da biodiversidade nos mais variados ecossistemas aquáticos.

Referências Bibliográficas

- AGOSTINHO, A.A.; THOMAZ, S.M.; GOMES, L.C. Conservação da Biodiversidade em águas continentais do Brasil. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 70-78, 2015.
- ANACLÉTO, M. J. P.; LIGEIRO, R.; BARBOSA, J.E.L.; MOLOZZI, J.; CALLISTO, M. Effects of an atypical drought on the benthic macroinvertebrate community in a tropical reservoir. **Biota Neotropica**, v. 18, n. 2, p. 1-10, 2018.
- ANGERMEIER, P. L.; KARR, J. R. Biological Integrity versus biological diversity as policy directives: protecting biotic resources. **Bioscience**, v. 44, n. 10, p. 1-8, 1994.
- ARAÚJO, F. G. Adaptation of the index of biotic integrity based on fish assemblages in the Paraíba do Sul river, RJ, Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 58, n. 4, p. 547-558, 1998a.
- ARAÚJO, F. G. Uso da taxocenose de peixes como indicadora de degradação ambiental no rio Paraíba do Sul, Rio de Janeiro, Brasil. **Arquivo Brasileiro de Biologia e Tecnologia**, v. 41, n. 3, p. 1-10, 1998b.
- ARAÚJO, F. G.; FICHBERG, I.; PINTO, B. C. T.; PEIXOTO, M. G. A preliminary Index of Biotic Integrity for monitoring the condition of the Rio Paraíba do Sul, Southeast Brazil. **Environmental Management**, v. 32, n. 4, p. 516-526, 2003.
- BARLETTA, M.; JAUREGUIZAR, A.J.; BAIGUN, C.; FONTOURA, N.F.; AGOSTINHO, A.A.; ALMEIDA-VAL, V.M.F.; TORRES, R.A.; JIMENES-SEGURA, L.F.; GIARRIZZO, T.; FABRÉ, N.N.; BATISTA, V.S. LASSO, C.; TAPHORN, D.C.; COSTA, M.F.; CHAVES, P.T.; VIEIRA, J.P.; CORRÊA, M.F.M. Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. **Journal of Fish Biology**, v. 76, p. 2118-2176, 2010.
- BASTOS, L. P.; ABILHOA, V. The utilization of the index of biotic integrity for evaluation of water quality: a study case for urban streams of Belem River Basin, Curitiba, Paraná. **Revista Estudos de Biologia**, v. 26, n. 55, p. 33-44, 2004.
- BOZZETTI, M.; SCHULZ, U. H. An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in southern Brazil. **Hydrobiologia**, v. 529, n. 133-144, p. 2004.
- BRITO, D. Q. **Avaliação ecotoxicológica das cinzas de queimadas do cerrado em ambientes aquáticos**. 2014. 122 f. Dissertação (mestrado), Universidade de Brasília. Planaltina, Distrito Federal, 2014.
- BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F.; NESSIMIAN, J. L. Conceptual basis for the application of biomonitoring on stream water quality programs. **Caderno de saúde Pública**, v. 19, n. 2, p. 465-473, 2003.
- CASATTI, L.; TERESA, F. B. A multimetric index based on fish fauna for the evaluation of the biotic integrity of streams at a mesohabitat scale. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, n. 4, p. 339-350, 2012.
- CASATTI, L.; FERREIRA, C. P.; LANGEANI, F. A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. **Hydrobiologia**, v. 623, p. 173-189, 2009.
- CETRA, M.; FERREIRA, F. C. Fish-based Index of Biotic Integrity for wadeable streams from Atlantic Forest of south São Paulo State, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 28, n. 2, p. 1-9, 2016.
- COSTA, P. F.; SCHULZ, U. H. The fish community as an indicator of biotic integrity of the streams in the Sinos River basin, Brazil. **Brazilian Journal Biology**, v. 70, n. 4, p. 1195-1205, 2010.

- DIAS, J. F.; ROCHA, M. L. F.; SCHIMIDT, T. C. S.; VILLAMARIN, B. C.; MORAIS, D. B. Ichthyofauna as an environmental quality indicator of the Bertioga Channel, São Paulo (Brazil). **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 65, n. 1, p. 29-43, 2017.
- ESTEVEZ, K. E.; ALEXANDRE, C. V. 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**, v. 96, n. 3, p. 296-317, 2011.
- FERREIRA, M. N.; ANDRADE, L. P. Análise comportamental da comunidade de peixes em trilha aquática no rio Olho D'Água, Jardim, Mato Grosso do Sul. **Revista Biociências**, v. 18, n. 2, p. 41-52, 2012.
- FERREIRA, C. P.; CASATTI, L. Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. **Biota Neotropica**, v. 6, n. 3, p. 1-25, 2006.
- FISCH, F.; BRANCO, J. O.; MENEZES, J. T. Ichthyofauna as Indicator of Biotic Integrity of an Estuarine Area. **Acta Biológica Colombiana**, v. 21, n. 1, p. 27-38, 2015.
- GALUCH, A. V. Adaptação de um Índice de Integridade Biótica para igarapés da Amazônia Central, com base em atributos ecológicos da comunidade de peixes. 2007. 53 f. Dissertação (mestrado), Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Amazonas, 2007.
- GANASAN, V.; HUGHES R. M. Application of an index of biological integrity (IBI) to fish assemblages of the rivers Khan and Kshipra (Madhya Pradesh), India. **Freshwater Biology**, v. 40, n. 2, p. 367-83, 1998.
- HARRISON, T. D.; WHITFIELD, A. K. A multi-metric fish index to assess the environmental condition of estuaries. **Journal Fish Biology**, v. 65, n. 3, p. 683-710, 2004.
- HUED, A. C.; BISTONI, M. L. A. Development and validation of a Biotic Index for evaluation of environmental quality in the central region of Argentina. **Hydrobiologia**, v. 543, p. 279-298, 2005.
- HUGHES, F.; VITOUSEK, P.M.; TUNISON, T. Alien grass invasion and fire in the seasonal submontane zone of Hawai'i. **Ecology**, v. 72, n. 2, p. 743-746, 1991.
- HUGHES, R. M.; OBERDORFF, T. Applications of IBI concepts and metrics to waters outside the United States and Canada. In: SIMON, T. P. (ed.). **Assessing the Sustainability and Biological Integrity of Water Resources using Fish Communities**. CRC Press, Boca Raton, 1998, p. 79-93.
- JARAMILLO-VILLA, U.; CARAMASCHI, E. P. Índices de integridade Biótica usando peixes de água doce: uso nas regiões tropical e subtropical. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 3, p. 442-462, 2008.
- KARR, J. Assessment of Biotic Integrity using fish communities. **Fisheries**, v. 6, n. 6, p. 21-27, 1981.
- KARR, J. R.; FAUSCH, K. D.; ANGERMEIER, P. L.; YANT, P. R.; SCHLOSSER, I. J. Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale. Illinois Natural History Survey. **Special Publication**, v. 5, p. 1-28, 1986.
- LYONS, J.; GUTIÉRREZ-HERNÁNDEZ, A.; DÍAZ-PARDO, E.; SOTO-GALERA, E.; Development of a preliminary index of biotic integrity (IBI) based on fish assemblages to assess ecosystem condition in the lakes of central Mexico. **Hydrobiologia**, v. 418, p. 57-72, 2000.
- LYONS, J.; NAVARRO-PÉREZ, S.; COCHRAN, P. A.; SANTANA, E.; GUZMÁN-ARROYO, M. Index of Biotic Integrity based on fish assemblages for the conservation of streams and rivers in West-Central Mexico. **Conservation Biology**, v. 9, n. 3, p. 569-584, 1995.
- MACHADO, N. G.; VENTICINQUE, E. M.; PENHA, J. 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 Biology**, v. 71, n. 3, p. 577-586, 2011.
- MARCIANO, F. T.; CHAUDHRY, F. H.; RIBEIRO, M. C. L. B. Evaluation of the Index of Biotic Integrity in the Sorocaba River Basin (Brazil, SP) Based on Fish Communities. **Acta Limnologica Brasiliensis**, v. 10, n. 3, p. 225-237, 2004.
- MOREIRA, L.; FERREIRA, M. T.; CORTES, R.; PINTO, P.; ALMEIDA, P.R. (Ed.). **Ecossistemas Aquáticos e Ribeirinhos**. Ecologia, Gestão e Conservação. Instituto da Água, Ministério das Cidades, Ordenamento do Território e Ambiente, Lisboa, 2002.
- OBERDORFF, T.; HUGHES, R. M. Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine Basin, France. **Hydrobiology**, v. 228, p. 117-130, 1992.
- OOSTERHOUT, M. P. V.; VELDE, G. V. D. 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**, v. 48, p. 687-698, 2015.
- OTERO, M. E. B.; SPACH, H. L.; PICHLER, H. A.; QUEIROZ, G. M. L. N.; SANTOS, C.; SILVA, A. L. C. O uso de atributos das assembleias de peixes para avaliar a integridade biótica em habitats rasos das Baías de Antonina e Paranaguá, Paraná. **Acta Biologica Paranaense**, v. 35, n. 1-2, p. 69-82, 2006.
- OLARTE-RODRÍGUEZ, D.; AMARO, A.; CORONEL, J.; TAPHORN, D. C. Integrity of fluvial fish communities is subject to environmental gradients in mountain streams, Sierra de Aroa, north Caribbean coast, Venezuela. **Neotropical Ichthyology**, v. 4, n. 3, p. 319-328, 2006.
- PETESSE, M. L. Caracterização da ictiofauna da represa de Barra bonita (SP) e adaptação do índice de Integridade biótica (IIB). 2006. 270 f. Tese (doutorado), Universidade Estadual Paulista Júlio Mesquita Filho, Rio Claro, São Paulo, 2006.
- PETESSE, M. L.; SIQUEIRA-SOUZA, F. K.; FREITAS, C. E. C.; PETREIRE-JR, M. Selection of reference lakes and adaptation of a fish multimetric index of biotic integrity to six amazon floodplain lakes. 2016. **Eco-logical Engineering**, v. 97, p. 535-544, 2016.
- PLAFKIN, J. L.; BARBOUR, M. T.; PORTER, K. D.; GROSS, S. K.; HUGHES, R. M. **Rapid Bioassessment protocols for use in streams and rivers: benthic macroinvertebrates and fish**. EPA/444/4-89-001. United States Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, DC, 1989.
- PINTO, B. C. T.; ARAÚJO, F. G. 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**, v. 50, n. 3, p. 489-502, 2007.
- POIKANE, S.; RITTERBUSCH, D.; ARGILLIER, C.; BIALOKOZ, W.; BLABOLIL, P.; BREINE, J.; JAARMSMA, N. G.; KRAUSE, T.; KUBECKA, J.; LAURIDSEN, T. L.; NÖGES, P.; PEIRSON, G.; VIRBICKAS, T. Response of fish communities to multiple pressures: Development of a total anthropogenic pressure intensity index. **Science of the Total Environment**, v. 586, p. 502-511, 2017.
- POLAZ, C. N. M.; FERREIRA, F. C.; PETREIRE-JÚNIOR, M. 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**, v. 15, v. 3, p. 1-13, 2017.
- PRUDENTE, B. S.; POMPEU, P. S.; MONTAG, L. Using multimetric indices to assess the effect of reduced impact logging on ecological integrity of Amazonian streams. **Ecological Indicators**, v. 91, p. 315-323, 2018.
- PYNE, S. The Ecology of Fire. **Nature Education Knowledge**, v. 3, n. 10, p. 30, 2010.
- RUARO, R.; GUBIANI, É. A. A scientometric assessment of 30 years of the Index of Biotic Integrity in aquatic ecosystems: Applications and main flaws. **Ecological Indicators**, v. 29, p. 105-110, 2013.
- SOARES, L. S.; JÚNIOR, M. G. S.; CASTRO, A. C. L.; SAINT-PAUL, U. Comunidade de Peixes como indicador de qualidade ambiental de alguns canais de maré do estuário do rio Paciência, São Luís - MA. **Boletim do laboratório de hidrobiologia**, v. 24, n. 1, p. 1-12, 2011.
- SOUSA, M. R. J.; CASTRO, A. C. L.; SILVA, M. H. L. Comunidade de peixes como indicador de qualidade ambiental na área de influência da indústria ALUMAR, ilha de São Luís - MA. **Boletim do laboratório de hidrobiologia**, v. 24, n. 2, p. 1-8, 2011.
- SOUZA, E. B. **A comunidade de peixes como base para a avaliação da Integridade Biótica do rio Tarumã-Açu (Manaus-Amazonas)**. 2007. 81 f. Dissertação (mestrado), Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Amazonas, 2007.
- TERRA, B. F.; TEIXEIRA, T. P.; ESTILIANO, E. O.; GRACIA, D.; PINTO, B. C. T.; ARAÚJO, F. G. Utilização do índice de integridade biótica para caracterização da qualidade ambiental do rio Paraíba do sul e confirmação com uso e ocupação do solo por geoprocessamento. **Revista da Universidade Rural, Série Ciências da Vida**, v. 25, n. 2, p. 85-92, 2005.
- TERRA, B. F.; HUGHES, R. M.; FRANCELINO, M. R.; ARAÚJO, F. G. Assessment of biotic condition of Atlantic Rain Forest streams: A fish-based multimetric approach. **Ecological Indicators**, v. 34, p. 136-148, 2013.
- VIANA, A. P.; FREDOU, L. F.; FREDOU, T.; TORRES, M. F.; BORDALO, A. O. Fish fauna as an indicator of environmental quality in an urbanized region of the Amazon estuary. **Journal of Fish Biology**, v. 76, p. 467-486, 2010.