



Universidade de Brasília

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA - UnB

FACULDADE UNB DE PLANALTINA - FUP

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS - PPGCA

Tese de Doutorado

**ALTERNATIVAS PARA O BIOMONITORAMENTO EM RIACHOS DO CERRADO
COM COMUNIDADES AQUÁTICAS**

HUGO DE OLIVEIRA BARBOSA

Brasília-DF

Março/2020

HUGO DE OLIVEIRA BARBOSA

**ALTERNATIVAS PARA O BIOMONITORAMENTO EM RIACHOS DO CERRADO
COM COMUNIDADES AQUÁTICAS**

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais da Universidade de Brasília como requisito para obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais.

Área de concentração: Estrutura, dinâmica e conservação ambiental

Linha de pesquisa: Manejo e conservação de recursos naturais

Orientador: Prof. Dr. Ludgero Cardoso Galli
Vieira

Coorientador: Prof. Dr. Fabrício Barreto
Teresa

Brasília-DF

Março/2020

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação na (CIP)

BAR/alt Barbosa, Hugo de Oliveira.
 Alternativas para o biomonitoramento em riachos do Cerrado com
 comunidades aquáticas [manuscrito]/ Hugo de Oliveira Barbosa. -- Brasília,
 2020.

95 p.; il. (fotos coloridas, gráficos, tabelas).

Orientador: Prof. Dr. Ludgero Cardoso Galli Vieira.

Coorientador: Prof. Dr. Fabrício Barreto Teresa.

Tese (Doutorado) – UnB – Programa de Pós-Graduação em Ciências
Ambientais – PPGCA, 2020.

Bibliografias.

Material Suplementar.

1. Avaliação de água doce. 2. Classificação ecológica. 3. Fitoplâncton. 4.
Grupos funcionais. 5. Ictiofauna. 6. Índice multimétrico. 7. Monitoramento
ambiental. 8. Riachos neotropicais. 9. Substitutos biológicos. I. Vieira, Ludgero
Cardoso Galli (orient.). II. Teresa, Fabrício Barreto (coorient.). III. Título.

CDD 551.480285

BANCA EXAMINADORA

- Dr. Jean Carlo Gonçalves Ortega (Universidade Federal do Acre)
Parecer – Aprovado

- Dra. Carla Albuquerque de Souza (Universidade de Brasília)
Parecer - Aprovado

- Dr. Rodrigo Diana Navarro (Universidade de Brasília)
Parecer - Aprovado

“Dedico esta tese em especial a minha pequena Isis por ser mais um estímulo de motivação e aos meus familiares (pai, mãe, irmãos e esposa) que me acompanharam e me transmitiram toda positividade para finalização da tese.”

AGRADECIMENTOS

A Deus, por estar presente em meus pensamentos nos momentos de reflexão.

À minha família. Minha esposa Maisa que me encorajou a cursar o doutorado e esteve comigo em todas as etapas. Obrigado por ler e criticar os meus textos. Agradeço por me presentear com nossa pequena filha, Isis, que veio na fase final do doutorado para trazer uma motivação extra, mas para tirar muitas noites de sono também rsrs. Agradeço a minha mãe Ednalva, meu pai Otônio, minha irmã Rosy, meu irmão Érico, meu cunhado Renato, meu sogro José Vieira, minha sogra Maria Rita e ao Luís Miguel que sempre me incentivaram, motivaram, apoiaram e me fizeram acreditar que era possível a realização desse sonho.

Ao professor, orientador e amigo Dr. Ludgero Cardoso Galli Vieira, indispensável para a realização dessa tese. Nossa relação, sempre baseada em sinceridade, ética e respeito, foi essencial para meu crescimento pessoal e profissional. Obrigado professor pela paciência e pelo acompanhamento em partes a distância. Sem sua orientação, críticas e conselhos eu nunca teria conseguido escrever essa tese.

Ao Prof. Dr. Fabrício Barreto Teresa, pela coorientação, amizade, por ser um grande incentivador, por suas ideias sempre pertinentes, e por ser uma das inspirações que me despertaram a vontade de fazer o doutorado. Suas contribuições foram indispensáveis para a realização dessa tese.

Ao Prof. Dr. Fernando Carvalho pela excelente recepção em seu laboratório em uma visita técnica, pelo apoio e ensinamentos na identificação das espécies.

Aos membros da banca, Dr. Jean Carlo Gonçalves Ortega, Dr. Rodrigo Diana Navarro e Dra. Carla Albuquerque de Souza que aceitaram prontamente avaliar e contribuir com sugestões e críticas para o aprimoramento desta tese e minha formação acadêmica, suas contribuições são muito bem-vindas.

À família do Núcleo de Estudos e Pesquisas Ambientais e Limnológicas (Nepal), em especial aos amigos Leonardo Gomes, Ana Caroline, Hasley, Leonardo Bezerra, Felipe e Cleber.

Ao prof. Dr. Antônio Felipe e ao Pedro pelas contribuições com os dados de paisagem.

Ao Laboratório de Ecologia Aquática da UFG, em especial ao Bini por ter aceitado frequentar o laboratório, e aos amigos Fagner, Flávio, Rafaela, Letícia, Matheus, Giseli, Sara e Angélica.

Ao Laboratório de Biogeografia e Ecologia Aquática da UEG (Bioecol), em especial ao prof. Dr. João Carlos Nabout e à Dra. Karine Borges Machado pela disponibilidade dos dados de fitoplâncton.

Agradeço imensamente aos inúmeros ajudantes de campo que doaram um pouco do seu tempo e energia para fazer com que essa tese pudesse acontecer: Maisa, Luciano, Fagner, Hasley, Leonardo Gomes, Pedro, Milton, Marlúcia, Dianne, Rogério.

Ao Renato Dala Corte pela amizade, por discutir assuntos diversos, por transmitir tranquilidade em momentos difíceis e por ter sempre uma palavra de incentivo.

Ao CNPq (processo número: 482185/2012-0) e FAPEG (processo número: 201210267000703 e AUXPE 2036/2013) que financiaram parte dessa pesquisa.

À FUNAPE-UFG que em parceria com a empresa Anglo American financiou parte dessa pesquisa.

Ao Decanato de Pesquisa e Pós-Graduação da UnB pelo auxílio de pesquisa, possibilitando a compra de materiais para triagem dos peixes e visita técnica.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade de Brasília (UnB) por todo apoio e por possibilitar a realização do meu doutorado.

Ao pessoal do CASE-Goiânia pela amizade e compreensão durante a fase final do doutorado.

À Secretaria de Desenvolvimento Social do Estado de Goiás por conceder licença remunerada para estudo durante grande parte do doutorado.

Foi um prazer conviver e aprender com todos vocês, OBRIGADO!

“As grandes conquistas da humanidade foram obtidas conversando, e as grandes falhas pela falta de diálogo.”

Stephen Hawking

ALTERNATIVAS PARA O BIOMONITORAMENTO EM RIACHOS DO CERRADO COM COMUNIDADES AQUÁTICAS

RESUMO

Os ecossistemas aquáticos são afetados pelas mudanças ambientais ocorridas nos últimos séculos. Além dessas mudanças, as ações antrópicas (p. ex., uso do solo, barramentos de rios) têm alterado processos naturais, ameaçando a integridade ecológica dos ambientes aquáticos. Por isso, o monitoramento biológico com comunidades aquáticas (p. ex., fitoplâncton e peixes) é importante para entender como elas respondem a esses impactos ambientais e é fundamental para subsidiar ações de manejo e políticas de conservação. Na presente tese, foi desenvolvido dois capítulos distintos, com objetivo geral de propor alternativas para o biomonitoramento em riachos do Cerrado. O primeiro capítulo (C1) teve como objetivo geral avaliar a concordância da ordenação espacial entre comunidades de peixes e fitoplâncton de riachos por meio de quatro estratégias para simplificar o processo de biomonitoramento (grupo substituto, resolução taxonômica e numérica, e grupo substituto ecológico). O segundo capítulo (C2), teve como objetivo desenvolver um Índice de Integridade Biótica (IIB) para avaliar o estado de conservação de riachos do Cerrado da bacia do alto rio Tocantins. Riachos de primeira a terceira ordem foram amostrados no bioma Cerrado, pertencentes a bacia do alto rio Tocantins. Para o C1, foram amostrados peixes e fitoplâncton em 29 riachos, e para o C2, foram amostrados peixes em 48 riachos. No C1, observamos que o uso de níveis taxonômicos mais altos (gênero e família) e o uso de apenas a ocorrência de espécies e/ou gêneros é possível para o biomonitoramento considerando as comunidades de peixes e fitoplâncton. Para peixes, o uso do habitat e guilda trófica são bons substitutos para dados em nível de espécies. Nossos resultados contribuem para a redução dos custos e do tempo das avaliações dos programas de biomonitoramento e/ou dos planos de conservação com comunidades de peixes e fitoplâncton em riachos de cabeceira. No C2, desenvolvemos um IIB com seis métricas (riqueza relativa de Perciformes, riqueza relativa de Characiformes e Siluriformes, abundância relativa de Characiformes e Siluriformes, abundância relativa de Characidae, riqueza relativa de bentônicos e riqueza relativa de nectobentônicos). As métricas selecionadas representam respostas diferentes à interferência antropogênica e foram sensíveis às principais pressões humanas observadas na região do estudo. Consideramos que o estado de conservação de riachos na bacia do alto rio Tocantins pode ser efetivamente monitorado pelo IIB desenvolvido com informações da ictiofauna. Por fim, estes trabalhos podem contribuir com o monitoramento biológico utilizando peixes e fitoplâncton em riachos, facilitando a prática em campo em relação ao processamento de dados e na avaliação do estado de conservação dos riachos.

Palavras-chave: avaliação de água doce, classificação ecológica, fitoplâncton, grupos funcionais, ictiofauna, índice multimétrico, monitoramento ambiental, riachos neotropicais, substitutos biológicos.

ALTERNATIVES FOR BIOMONITORING IN CERRADO STREAMS WITH AQUATIC COMMUNITIES

ABSTRACT

Aquatic ecosystems are affected by environmental changes that have occurred in recent centuries. Anthropogenic actions (e.g., land use, river dams) have altered natural processes and threaten the aquatic environments ecological integrity. Biological monitoring using aquatic communities (e.g., phytoplankton and fish) is important to understand how they respond to environmental impacts and is essential to provide subsidies for management actions and conservation policies. In this thesis, two distinct chapters were developed with the general objective of proposing alternatives for biomonitoring in Cerrado streams. The first chapter (C1) aimed to evaluate the spatial ordering concordance among fish and phytoplankton communities of streams through four strategies to simplify the biomonitoring process (surrogate group, taxonomic and numerical resolution, and ecological surrogate group). The second chapter (C2) aimed to develop an Index of Biotic Integrity (IBI) to assess the conservation status of Cerrado streams in the upper Tocantins river basin. Streams ranging from first to third order were sampled in the Cerrado biome, upper Tocantins river basin. For the C1, fish and phytoplankton were sampled in 29 streams, and for the C2, fish were sampled in 48 streams. In the C1, we noted that the use of higher taxonomic levels (genus and family) and the use of only the occurrence of species and/or genus is possible to biomonitoring using fish and phytoplankton communities. For fish, habitat use and trophic guild are good surrogates for species level data. Our findings contribute to decreasing the costs and time of biomonitoring programs assessments and/or conservation plans on fish and phytoplankton communities of headwater streams. In the C2, we developed an IBI with six metrics (relative richness of Perciformes, relative richness of Characiformes and Siluriformes, relative abundance of Characiformes and Siluriformes, relative abundance of Characidae, relative richness of benthics and relative richness of nektobenthics). The selected metrics represent different responses to anthropogenic interference and were sensitive to the main human pressures observed in the study region. We consider that the streams conservation status in the upper Tocantins river basin can be effectively monitored by IBI developed with information from the ichthyofauna. Finally, these studies can contribute to biological monitoring of fish and phytoplankton in streams, facilitating the practice in field in relation to data processing and assessment of the conservation status of streams.

Keywords: freshwater assessment, ecological classification, functional groups, ichthyofauna, phytoplankton, multimetric index, environmental monitoring, neotropical streams, biological surrogates.

SUMÁRIO

Introdução geral	16
Referências	21
CAPÍTULO 1 - ALTERNATIVES FOR THE BIOMONITORING OF FISH AND PHYTOPLANKTON IN TROPICAL STREAMS	25
Abstract	26
Introduction	27
Materials and methods	28
Study area	28
Biological data	29
Ecological classification data.....	30
Data analysis	31
Results	32
Discussion	34
Taxonomical resolution	34
Numerical resolution.....	35
Ecological substitute group.....	36
Surrogate group.....	37
Conclusions	37
Acknowledgements	38
References	38
Supplementary Material	47
CAPÍTULO 2 – UM ÍNDICE DE INTEGRIDADE BIÓTICA BASEADO EM PEIXES PARA AVALIAÇÃO DE RIACHOS DO CERRADO BRASILEIRO	62
Abstract	63
Resumo	64
Introdução	65
Materiais e métodos	66
Área de estudo	66
Amostragem dos peixes	67
Variáveis ambientais.....	68

Classificação dos riachos ao longo de um gradiente de perturbação antrópica.....	68
Métricas candidatas.....	70
Seleção de métricas e testes de sensibilidade	70
Desenvolvimento e validação do IIB	71
Resultados	71
Desenvolvimento do IIB	71
Validação	73
Discussão	73
Sensibilidade das métricas	74
Visão geral do IIB da bacia do alto rio Tocantins, limitações e vantagens	75
Considerações finais	76
Agradecimentos	77
Referências	77
Material Suplementar	83
CONSIDERAÇÕES FINAIS	92

LISTA DE FIGURAS

INTRODUÇÃO GERAL

Fig. 1. Riachos mais conservados do bioma Cerrado geralmente correm sob um dossel de vegetação florestal e tem uma variedade na composição do substrato com areia, cascalho, seixos, matacão e rochas..... 19

Fig. 2. Riachos mais degradados do bioma Cerrado geralmente correm com ausência de mata ciliar e têm substrato mais homogêneo e fino, composto por areia, cascalho e silte 19

CAPÍTULO I – ALTERNATIVES FOR THE BIOMONITORING OF FISH AND PHYTOPLANKTON IN TROPICAL STREAMS

Fig. 1. Location of streams sampled in the upper Tocantins River basin, sub-basin of the Santa Teresa river, region of the Brazilian Cerrado 29

Fig. S1. Percentage of land use anthropic and land natural cover in 29 streams watershed of the sub-basin of the Santa Teresa river, Cerrado biome, Brazil. Data obtained from Barbosa et al. 2019..... 53

Fig. S2. Schematic representation of taxonomic and numerical resolution (see blue arrows for fish and green for phytoplankton), ecological substitute group (see red arrows for fish and yellow for phytoplankton), and surrogate group (see purple arrows). See list of abbreviations for their descriptions..... 54

Fig. S3. Abundance of fish (number of individuals) found in 29 streams of Upper Tocantins river basin, sub-basin of the Santa Teresa river, Cerrado biome, Brazil, distributed in five orders.. 55

Fig. S4. Density of phytoplankton (individuals.mL⁻¹) by taxonomic class found in 29 streams of Upper Tocantins river basin, sub-basin of the Santa Teresa river, Cerrado biome, Brazil..... 56

Fig. S5. Density of phytoplankton (individuals.mL⁻¹) by Morphology-Based Functional Groups found in 29 streams of Upper Tocantins river basin, sub-basin of the Santa Teresa river, Cerrado biome, Brazil.. 57

Fig. S6. Density of phytoplankton (individuals.mL⁻¹) by Reynolds Functional Groups found in 29 streams of Upper Tocantins river basin, sub-basin of the Santa Teresa river, Cerrado biome, Brazil.. 58

CAPÍTULO II – UM ÍNDICE DE INTREGRIDADE BIÓTICA BASEADO EM PEIXES PARA AVALIAÇÃO DE RIACHOS DO CERRADO BRASILEIRO

Fig. 1. Localização dos 48 riachos amostrados na bacia do alto rio Tocantins, Brasil. RP+ = riachos mais perturbados, RP- = riachos menos perturbados, RI = riachos intermediários, RD = rede de drenagem, RSM = Reservatório Serra da Mesa, BHAT = bacia hidrográfica alto rio Tocantins, RHTA = região hidrográfica Tocantins-Araguaia... 67

Fig. 2. Variação das seis métricas finais do Índice de Integridade Biótica baseado em peixes para riachos da bacia do alto rio Tocantins testadas em função das categorias do gradiente de perturbação antrópica dos riachos (mais perturbado, intermediário e menos perturbado). Os quadrados representam as medianas, as caixas o 1º e 3º quartis, as linhas os desvios-padrão e os círculos as observações extremas (*outliers*)..... 72

Fig. S1. Escala espacial (local, riparia e bacia hidrográfica) na qual as variáveis ambientais e de uso do solo foram avaliadas. A escala local compreende uma largura de 30 m da margem de ambos os lados do riacho ao longo do trecho de 80 m de amostragem. A escala ripária compreende um buffer a montante do local de amostragem para toda a rede de drenagem a montante (largura de 50 m em ambos os lados do riacho). A escala de bacia hidrográfica compreende toda a área a montante do local de amostragem..... 92

Fig. S2. Diagrama mostrando os critérios para classificação dos riachos em relação ao gradiente de distúrbio antrópico e a triagem métrica para desenvolvimento e validação do IIB..... 93

Fig. S3. Classificação dos 48 riachos em relação ao gradiente de distúrbio antrópico indicado pelo IDI. Os percentis 15º e 85º definem os riachos menos e mais perturbados, respectivamente... 94

Fig. S4. Esquema para a pontuação das métricas selecionadas para compor o IIB baseado em peixes. A) método utilizado para métricas que apresentaram maiores valores em riachos menos perturbados. B) método utilizado para métricas que apresetaram menores valores em riachos menos perturbados. Adaptado de Baptista et al. (2007)..... 94

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I – ALTERNATIVES FOR THE BIOMONITORING OF FISH AND PHYTOPLANKTON IN TROPICAL STREAMS

Table 1. Procrustes tests using abundance (ab), density (den) and presence/absence (pa) matrices, fish ecological classification and phytoplankton functional groups. Significant <i>r</i> values greater than 0.7 are marked in bold.....	33
Table S1. List of studies using optimization strategies involving fish biomonitoring. The strategies used in the research (NR= Numerical resolution, SG= Surrogate group, TR= Taxonomic resolution), the studied environment and association or not with phytoplankton (Phyto) are shown.....	47
Table S2. Environmental characterization of streams sampled in the upper Tocantins river basin, sub-basin of the Santa Teresa river, Cerrado biome, Brazil. Data obtained from Barbosa et al. 2019	48
Table S3. List of fish species captured in the North region of Goiás, Upper Tocantins system, sub-basin of the Santa Teresa river, Cerrado biome, Brazil. Abundance, occurrence, ecological classification of habitat use in relation to the position in water column and trophic category are also presented. See list of abbreviations for their descriptions.....	49

CAPÍTULO II – UM ÍNDICE DE INTEGRIDADE BIÓTICA BASEADO EM PEIXES PARA AVALIAÇÃO DE RIACHOS DO CERRADO BRASILEIRO

Tabela 1. Resposta prevista em relação aos riachos menos perturbados e critérios usados para pontuar as métricas de IIB adaptadas para este estudo.....	73
Tabela 2. Valores do Índice de Perturbação Integrada (IDI) e Índice de Integridade Biótica (IIB) para os riachos utilizados para a validação.....	73
Tabela S1. Resultados da Correlação de Pearson para o teste de colinearidade das variáveis ambientais usadas no IDI. MC = mata ciliar; UA = uso antrópico. Valores significativos estão apresentados em vermelho.....	83
Tabela S2. Valores dos índices ambientais para os locais amostrados, Índice de Distúrbio Local (IDL), Índice de Distúrbio da Bacia hidrográfica (IDB), Índice de Distúrbio Integrado (IDI) e status no gradiente de perturbação antrópica em relação ao IDI.....	83

Tabela S3. Lista de 71 métricas candidatas para compor o IIB e a etapa de exclusão de cada uma. Teste de exclusão: 1 = representatividade; 2 = sensibilidade a perturbação; 3 = redundância.....	84
Tabela S4. Resultados dos testes de sensibilidade das variáveis ambientais de controle natural entre o gradiente de perturbação (menos perturbado, intermediário e mais perturbado)	86
Tabela S5. Lista de espécies, posição na coluna d'agua, guildas tróficas, frequência de ocorrência e abundância dos peixes coletados nos riachos da bacia do alto rio Tocantins. GT = guildas tróficas; FO = frequência de ocorrência; FO% = frequência de ocorrência relativa; Abund = Abundância; R abund = Abundância relativa; N = Nectônicos; B = bentônicos; NB = Nectobentônicos; O = onívoros; P = piscívoros; H = herbívoros; D = detritívoros; I = invertívoros	87
Tabela S6. Resultados do teste de sensibilidade das métricas entre os gradientes de perturbação antrópica (menos perturbado, intermediário e mais perturbado).....	89
Tabela S7. Resultados da Correlação de Pearson para testar a redundância de métrica selecionadas para o IIB. %RPercif = riqueza relativa de Perciformes, %Achara = abundância relativa de Characidae, %RCich = riqueza relativa de Cichlidae, %RCha+Silu = riqueza relativa de Characiformes e Siluriformes, %Acha+Silu = abundância relativa de Characiformes e Siluriformes, %ANect = abundância relativa de Nectônicos, %RBent = riqueza relativa de Bentônicos, %RNecbent = riqueza relativa de Nectobentônicos. Valores significativos estão apresentados em vermelho.....	91

INTRODUÇÃO GERAL

Mudanças ambientais globais e ameaças a integridade biológica

Mudanças ambientais sempre ocorreram e continuarão acontecendo ao longo da história da Terra (Johnson et al., 2017). Antigamente, essas mudanças eram impulsionadas pelo vento, água, atividade geológica, eventos astronômicos e pelo trabalho de microorganismos, plantas e animais (Karr, 1996). Nos últimos séculos, no entanto, esse padrão mudou (Johnson et al., 2017). A nossa população, a tecnologia e o poder econômico cresceram rapidamente e, conseqüentemente, também aumentou o impacto no planeta (Foley, 2017). Transformações mundiais de ambientes naturais terrestres tais como florestas e savanas em terras agrícolas; ambientes aquáticos como a canalização de rios, barramentos para a criação de reservatórios hidrelétricos e para irrigação, e no ar (p. ex., poluição) estão sendo impulsionadas pela necessidade de fornecer alimentos, abastecimento de água, energia e abrigo a quase oito bilhões de pessoas (Foley et al., 2005; Foley, 2017). Atender essas demandas humanitárias tem provocado uma perda excepcionalmente rápida da biodiversidade, ameaçando serviços ecossistêmicos e o bem-estar humano (Ceballos et al., 2015). Assim, há uma necessidade urgente de esquecermos formas antigas de pensar que componentes perdidos ou degradados em sistemas ecológicos não eram importantes ou podiam ser reparados ou substituídos, para adotarmos um novo paradigma que integre o desenvolvimento contínuo das sociedades humanas e a manutenção do sistema terrestre equilibrado (Steffen et al., 2015).

Após reconhecer a atual situação ambiental do planeta, entendemos que as condições básicas para a manutenção da integridade biológica estão ameaçadas. A integridade biológica refere-se à capacidade de apoiar e manter uma comunidade equilibrada, integrada e com capacidade de adaptatação por parte dos organismos com composição, diversidade e organização funcional de espécies comparáveis ao habitat natural da região (Frey, 1977). A fragmentação e destruição de habitats, o esgotamento de recursos hídricos, a alteração dos ciclos biogeoquímicos principalmente pelo uso de fertilizantes e as mudanças climáticas são processos que alteram a integridade biológica (Dudgeon et al., 2006; Vörösmarty et al., 2010; Foley et al., 2011; IPCC, 2014; Foley, 2017).

Importância do monitoramento ambiental

Com o aumento das ameaças antrópicas sobre os ecossistemas, torna-se crucial a necessidade de monitorar os impactos causados por essas ameaças sobre as comunidades biológicas, em especial nos ambientes de água doce. Esses ambientes são especialmente prejudicados por atividades humanas que tem levado à degradação do habitat, poluição,

regulação de fluxo e extração de água, superexploração da pesca e introdução de espécies exóticas (Albert et al., 2020; He et al., 2017; Strayer e Dudgeon, 2010). Assim, o monitoramento biológico com estudos ecológicos de campo torna-se uma fonte de observação da biodiversidade, e uma forma de prever os impactos desses múltiplos estressores ambientais aos ecossistemas (Pereira et al., 2013; Proença et al., 2017). Ferramentas desenvolvidas com esse arcabouço teórico são alternativas para o biomonitoramento capaz de avaliar mudanças entre ambientes perturbados e menos perturbados, propiciando um gerenciamento mais eficaz dos ecossistemas aquáticos diante das alterações humanas (Dolédec e Statzner, 2010; Pereira et al., 2013). No entanto, as estimativas de biodiversidade podem ser demoradas e caras (Bates et al., 2007), principalmente em regiões com grandes extensões territoriais, como o Brasil (Bessa et al., 2011). Esses fatores impõem várias limitações quando associados à baixa disponibilidade de recursos financeiros para esses fins (Kallimanis et al., 2012). Assim, a otimização de protocolos de amostragem que possibilitam avaliações rápidas e baratas, mas também não comprometam a qualidade das informações são essenciais para a proteção dos recursos hídricos e a manutenção da biodiversidade (Kallimanis et al., 2012; Maćkiewicz et al., 2018).

Comunidades de água doce

Ambientes de água doce possuem aproximadamente 40% da diversidade global de peixes e um quarto da diversidade global de vertebrados (Dudgeon et al., 2006). Dentre as regiões de água doce do mundo, destaca-se a região Neotropical que possui a maior diversidade da ictiofauna, com grande estimativa de crescimento da riqueza de espécies, com pelo menos 100 espécies descritas a cada ano na última década (Reis et al., 2016). Além de toda essa riqueza taxonômica, a região Neotropical hospeda mais de 75% da diversidade funcional global (Toussaint et al., 2016), e essa megadiversidade aumenta os desafios de conservação para evitar prejuízos em interações importantes de espécies e processos ecossistêmicos (Vitule et al., 2017). O fitoplâncton também é considerado um grupo muito diversificado que possui diversas características e estratégias morfofuncionais (Bortolini et al., 2016). Esse grupo desempenha funções importantes, como a produção primária e a ciclagem de nutrientes (Furhrman, 2009). Além disso, seus organismos respondem rapidamente às mudanças ambientais, pois tem ciclo de vida rápido e morfologia que pode variar como resposta à estímulos ambientais (Naselli-Flores et al., 2007; Gharib et al., 2011).

Ambos os grupos são indicadores biológicos para avaliar a qualidade da água e as condições ecológicas do ambiente aquático pelos programas de monitoramento ambiental. O fitoplâncton tem como vantagens apresentar resposta rápida a um evento de perturbação, ser fácil de amostrar e armazenar (Bicudo e Menezes, 2006; Yusuf, 2020). Já as vantagens de

utilização dos peixes são a sensibilidade à maioria das formas de perturbação humana, ciclo de vida relativamente longo, sua mobilidade, por alimentar-se em todos os níveis tróficos (p. ex., herbívoros, onívoros e predadores) e poderem ser relativamente fáceis de identificar em nível de espécies se comparados a outros grupos (Fausch et al., 1990; Harris, 1995; Flotemersch et al., 2006; Terra et al., 2013; Carvalho et al., 2017).

O Cerrado brasileiro e seus riachos

O Cerrado brasileiro é o segundo maior bioma da América Latina, estendendo-se por mais de 200 milhões de hectares (Silva e Bates, 2002). Em seu território vive um terço da biodiversidade brasileira como vegetais, aves, mamíferos, répteis, anfíbios, peixes, invertebrados, entre outros (Myers et al., 2000; Klink e Machado 2005; Aguiar et al., 2004; Borges et al., 2014), com alto nível de endemismo (Myers et al., 2000). Por exemplo, entre as espécies vegetais do Cerrado, cerca de 44% são endêmicas (Silva e Bates, 2002), e também diversas espécies de peixes são endêmicas, principalmente das partes superiores das bacias hidrográficas, nas regiões de cabeceira (Bertaco e Carvalho, 2010). Apesar de toda sua biodiversidade e altos níveis de endemismo, o bioma está fortemente ameaçado (Myers et al., 2000; Strassburg et al., 2017), principalmente pelo desmatamento para agricultura e pecuária (Klink e Machado 2005; Strassburg et al., 2017).

A principal ameaça no bioma Cerrado é o desmatamento que tem ocorrido de forma intensa e em áreas extensas para atender as demandas mundiais de grãos (p. ex., soja, milho e algodão) (Rada, 2013; Strassburg et al., 2017), e carne bovina (Strassburg et al., 2017). Essa rápida conversão da terra ameaça fortemente a biodiversidade (Strassburg et al., 2017), pois o bioma compartilha zonas de transição ecológica com quatro dos cinco biomas brasileiros: Amazônia (floresta tropical), Caatinga (região semi-árida), Pantanal (pantanal) e Mata Atlântica (floresta costeira), além de abrigar as três grandes bacias hidrográficas brasileiras (Paraná, São Francisco e Araguaia-Tocantins) (Sano et al., 2019). Tudo isso caracteriza o bioma com grande diversidade ecológica, sendo dividido em 19 ecorregiões que reflitam a heterogeneidade ambiental dentro do bioma em relação a sua paisagem (Sano et al., 2019).

Os riachos do Cerrado compreendem uma complexa rede hidrográfica com grande heterogeneidade ambiental, variando de riachos mais conservados a riachos mais degradados. Os riachos mais conservados são próximos a prístinos e mantêm as condições naturais de vegetação ripária, substrato rochoso e diversidade de mesohabitats como remansos e corredeiras (Borges et al., 2016; Barbosa et al., 2019) (Fig. 1). Os riachos mais degradados de maneira geral não possuem vegetação ripária nativa, têm barrancos instáveis e canal dos riachos assoreados (Fig. 2).



Fig. 1. Riachos mais conservados do bioma Cerrado geralmente correm sob um dossel de vegetação florestal e tem uma variedade na composição do substrato com areia, cascalho, seixos, matacão e rochas. Fonte da imagem: H.O. Barbosa e F. B. Teresa.



Fig. 2. Riachos mais degradados do bioma Cerrado geralmente correm com ausência de mata ciliar e têm substrato mais homogêneo e fino, composto por areia, cascalho e silte. Fonte da imagem: H.O. Barbosa e F. B. Teresa.

Objetivos

Nesse contexto, o objetivo geral dessa tese foi desenvolver alternativas para o biomonitoramento ambiental utilizando comunidades aquáticas de riachos. Assim, a tese está dividida em dois estudos, cada um apresentado como um capítulo separado, conforme disposto abaixo:

- O primeiro capítulo, intitulado “**Alternativas para o biomonitoramento de peixes e fitoplâncton em riachos tropicais**” teve como objetivo avaliar a concordância da ordenação espacial entre comunidades de peixes e fitoplâncton de riachos através de quatro estratégias para simplificar o processo de biomonitoramento (grupo substituto, resolução taxonômica, numérica, e grupo substituto ecológico). Os resultados desse capítulo contribuem com abordagens alternativas que otimizem o biomonitoramento de peixes e fitoplâncton em riachos. Esse capítulo está publicado na revista *Neotropical Biology and Conservation*.

- O segundo capítulo, intitulado “**Um Índice de Integridade Biótica (IIB) baseado em peixes para avaliação de riachos do Cerrado brasileiro**” teve como propósito desenvolver um IIB para riachos na bacia do alto rio Tocantins. Esperamos, com os resultados desse capítulo, contribuir com uma ferramenta efetiva para a avaliação da integridade biótica de peixes de riachos, possibilitando a classificação do estado de conservação dos riachos em relação à comunidade de peixes. Esse capítulo foi submetido para a revista *Ecological Indicators*.

Referências

- Aguiar, L.M.S., Machado, R.B., Marinho-Filho, 2004. A diversidade biológica do Cerrado. In: L.M.S. Aguiar, A.J.A. Camargo (org.), Cerrado: Ecologia e caracterização. Brasília, Embrapa, p. 17-38.
- Albert, J.S., Destouni, G., Duke-Sylvester, S.M., Magurran, A.E., Oberdorff, T., Reis, R. E., Winemiller, K.O., Ripple, W.J., 2020. Scientists' warning to humanity on the freshwater biodiversity crisis. *Ambio*, 1-10.
- Bates, C.R., Scott, G., Tobin, M., Thompson, R., 2007. Weighing the costs and benefits of reduced sampling resolution in biomonitoring studies: Perspectives from the temperate rocky intertidal. *Biol. Conserv.*, 137, 617-625.
- Bertaco, V.A., Carvalho, F.R., 2010. New species of *Hasemania* (Characiformes: Characidae) from Central Brazil, with comments on the endemism of upper rio Tocantins basin, Goiás State. *Neotrop. Ichthyol.*, 8, 27-32.
- Bessa, G.F., Vieira, L.C.G., Bini, L.M., Reis, D.F., Morais, P.B., 2011. Concordance patterns in zooplankton assemblages in the UHE-Luís Eduardo Magalhães reservoir in the Mid-Tocantins river, Tocantins State, Brazil. *Acta Sci. Biol. Sci.*, 33, 179-184.
- Bicudo, C.E.M., Menezes, M., 2006. Gêneros de algas de águas continentais do Brasil. 2ª edição. *Rima. São Carlos*.
- Borges, P.P., Oliveira, K.A.F.A., Machado, K.B., Vaz, Ú.L., Cunha, H.F., Nabout, J.C., 2014. Trends and gaps of the scientific literature on the Cerrado biome: A scientometric analysis. *Neotrop. Biol. Conserv.*, 10, 2-8.
- Bortolini, J.C., Moresco, G.A., de Paula, A.C.M., Jati, S., Rodrigues, L.C., 2016. Functional approach based on morphology as a model of phytoplankton variability in a subtropical floodplain lake: a long-term study. *Hydrobiologia*, 767, 151-163.
- Carvalho, D.R., Leal, C.G., Junqueira, N.T., Castro, M.A., Fagundes, D.C., Alves, C.B.M., Hughes, R.S., Pompeu, P.S., 2017. A fish-based multimetric index for Brazilian savanna streams. *Ecol. Indic.*, 77, 386–396.
- Ceballos, G., Ehrlich, P.R., Barnosky, A.D., García, A., Pringle, R.M., Palmer, T.M., 2015. Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Sci. Adv.*, 1, e1400253.
- Dolédec, S., Statzner, B., 2010. Responses of freshwater biota to human disturbances: contribution of J-NABS to developments in ecological integrity assessments. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 29, 286-311.
- Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z.I., Knowler, D.J., Lévêque, C., Naiman, R.J.; Prieur-Richard, A.; Soto, D.; Stiassny, M.L.J., Sullivan, C.A., 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biol. Ver.*, 81, 163-182.

- Fausch, K.D., Lyons, J.O.H.N., Karr, J.R., Angermeier, P.L., 1990. Fish communities as indicators of environmental degradation. In *American fisheries society symposium* (Vol. 8, No. 1, pp. 123-144).
- Flotemersch, J.E., Stribling, J.B., Paul, M.J., 2006. *Concepts and Approaches for the Bioassessment of Non-wadeable Streams and Rivers*. Washington, DC: US Environmental Protection Agency, Office of Research and Development.
- Foley, J., 2017. Living by the lessons of the planet. *Science*, 356, 251-252.
- Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.A., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, I.C., Ramankutty, N., Snyder, P.K., 2005. Global consequences of land use. *Science*, 309, 570-574.
- Foley, J.A., Ramankutty, N., Brauman, K.A., Cassidy, E.S., Gerber, J.S., Johnston, M., Mueller, N.D., O'Connell, C., Ray, D.K., West, P.C., Balzer, C., Bennett, E.M., Carpenter, S.R., Hill, J., Monfreda, C., Polasky, S., Rockström, J., Sheehan, J., Siebert, S., Tilman, D., Zaks, D.P.M., 2011. Solutions for a cultivated planet. *Nature*, 478, 337-342.
- Frey, D.G., 1977. Biological integrity of water: an historical approach. In: *The integrity of water: a symposium*. US Environmental Protection Agency, Washington, DC. p. 127-140.
- Fuhrman, J.A., 2009. Microbial community structure and its functional implications. *Nature*, 459, 193-199.
- Gharib, S.M., El-Sherif, Z.M., Abdel-Halim, A.M., Radwan, A.A., 2011. Phytoplankton and environmental variables as a water quality indicator for the beaches at Matrouh, south-eastern Mediterranean Sea, Egypt: an assessment. *Oceanologia*, 53, 819-836.
- Harris, J.H., 1995. The use of fish in ecological assessments. *Aust. J. Ecol.*, 20, 65-80.
- He, F., Zarfl, C., Bremerich, V., Henshaw, A., Darwall, W., Tockner, K., Jähnig, S.C., 2017. Disappearing giants: A review of threats to freshwater megafauna. *Wires Water*, 4, e1208.
- IPCC, 2014. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), "Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change," Core Writing Team, R. K. Pachauri, L. A. Meyer, Eds.
- Johnson, C.N., Balmford, A., Brook, B.W., Buettel, J.C., Galetti, M., Guangchun, L., Wilmschurst, J.M., 2017. Biodiversity losses and conservation responses in the Anthropocene. *Science*, 356, 270-275.
- Kallimanis, A.S., Mazaris, A.D., Tsakanikas, D., Dimopoulos, P., Pantis, J.D., Sgardelis, S.P., 2012. Efficient biodiversity monitoring: Which taxonomic level to study? *Ecol. Indic.*, 15, 100-104.
- Karr, J.R., 1996. Ecological integrity and ecological health are not the same. *Engineering within ecological constraints*, 97, 109.

- Klink, C.A., Machado, R.B., 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conserv. Biol.*, 19, 707-713.
- Maćkiewicz, E., Pawlaczyk, A., Szyrkowska, M.I., 2018. Trace elements in the environment-law, regulations, monitoring and biomonitoring methods. *Recent Advances in Trace Elements*, 61-104.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Da Fonseca, G.A., Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853.
- Naselli-Flores, L., Padisák, J., Albay, M., 2007. Shape and size in phytoplankton ecology: do they matter? *Hydrobiologia*, 578, 157-161.
- Pereira, H.M., Ferrier, S., Walters, M., Geller, G.N., Jongman, R.H.G., Scholes, R.J., Bruford, M.W., Brummitt, N., Butchart, S.H.B., Cardoso, A.C., Coops, N.C., Dulloo, E., Faith, D.P., Freyhof, J., Gregory, R.D., Heip, C., Höft, R., Hurtt, G., Jetz, W., Karp, D.S., McGeoch, M.A., Obura, D.B., Onoda, Y., Pettorelli, N., Reyers, B., Sayre, R., Scharlemann, J.P.W., Stuart, S.N., Turak, E., Walpole, M., Wegmann, M., 2013. Essential biodiversity variables. *Science*, 339, 277-278.
- Proença, V., Martin, L.J., Pereira, H.M., Fernandez, M., McRae, L., Belnap, J., Böhm, M., Brummitt, N., García-Moreno, J., Gregory, R.D., Honrado, J.P., Jürgens, N., Opige, M., Schmeller, D.S., Tiago, P., Swaay, C.A.M.V., 2017. Global biodiversity monitoring: from data sources to essential biodiversity variables. *Biol. Conserv.*, 213, 256-263.
- Rada, N., 2013. Assessing Brazil's Cerrado agricultural miracle. *Food Policy*, 38, 146-155.
- Reis, R.E., Albert, J.S., Di Dario, F., Mincarone, M.M., Petry, P., Rocha, L.A., 2016. Fish biodiversity and conservation in South America. *J. Fish Biol.*, 89, 12-47.
- Sano, E.E., Rodrigues, A.A., Martins, E.S., Bettiol, G.M., Bustamante, M.M.C., Bezerra, A.S., Couto, A.F., Vasconcelos, V., Schüler, J., Bolfe, E.L., 2019. Cerrado ecoregions: A spatial framework to assess and prioritize Brazilian savanna environmental diversity for conservation. *J. Environ. Manage.* 232, 818–828.
- Silva, J.M.C., Bates, J.M., 2002. Biogeographic patterns and conservation in the South American Cerrado: a tropical savanna hotspot: the Cerrado, which includes both forest and savanna habitats, is the second largest South American biome, and among the most threatened on the continent. *BioSci.*, 52, 225-234.
- Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S.E., Fetzer, I., Bennett, E.M., Biggs, R., Carpenter, S.R., Vries, W., Wit, C.A., Folke, C., Gerten, D., Heinke, J., Mace, G.M., Persson, L.M., Ramanathan, V., Reyers, B., Sörlin, S., 2015. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*, 347, 1259855.
- Strassburg, B.B., Brooks, T., Feltran-Barbieri, R., Iribarrem, A., Crouzeilles, R., Loyola, R., Latawiec, A.E., Oliveira Filho, F.J.B., Scaramuzza, C.A.M., Scarano, F.R., Soares-Filho, B., Balmford, A., 2017. Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nat. Ecol. Evol.*, 1, 0099.

- Strayer, D.L., Dudgeon, D., 2010. Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 29, 344-358.
- Terra, B.D.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. *Ecol. Indic.*, 34, 136–148.
- Toussaint, A., Charpin, N., Brosse, S., Villéger, S., 2016. Global functional diversity of freshwater fish is concentrated in the Neotropics while functional vulnerability is widespread. *Sci. Rep.*, 6, 22125.
- Vitule, J.R., Agostinho, A.A., Azevedo-Santos, V.M., Daga, V.S., Darwall, W.R., Fitzgerald, D.B., Frehse, F.A., Hoeninghaus, D.J., Lima-Junior, D.P., Magalhães, A.L.B., Orsi, M.L., Padial, A.A., Pelicice, F.M., Petrere Jr, M., Pompeu, P.S., Winemiller, K.O., 2017. We need better understanding about functional diversity and vulnerability of tropical freshwater fishes. *Biodiversity Conserv.*, 26, 757-762.
- Vörösmarty, C.J., McIntyre, P.B., Gessner, M.O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., Glidden, S., Bunn, S.E., Sullivan, C.A., Liermann, C.R., Davies, P.M., 2010. Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*, 467, 555-561.
- Yusuf, Z. H., 2020. Phytoplankton as bioindicators of water quality in Nasarawa reservoir, Katsina State Nigeria. *Acta Limnol. Bras.*, 32.

**CAPÍTULO 1 – ALTERNATIVES FOR THE BIOMONITORING OF FISH AND
PHYTOPLANKTON IN TROPICAL STREAMS**

Artigo publicado na revista Neotropical Biology and Conservation

Doi: [10.3897/neotropical.14.e38088](https://doi.org/10.3897/neotropical.14.e38088)

ALTERNATIVES FOR THE BIOMONITORING OF FISH AND PHYTOPLANKTON IN TROPICAL STREAMS

Abstract

Biomonitoring programs need to balance accurate responses in assessments of changes in biological communities with sampling that is fast and low cost. In this study, we evaluated the concordance among fish and phytoplankton communities of streams. We tested the cross-taxa surrogacy, taxonomic, numerical resolution and ecological substitute group (habitat use and trophic guilds) resolution with Procrustes analyses aim of simplifying the biomonitoring process. We collected a total fish abundance of 8,461 individuals, represented by the ecological classes of habitat, including benthic, nektonic, nektobenthic, marginal and trophic guilds by detritivore, terrestrial invertivore, aquatic invertivore, piscivore, algivore and herbivore. We sampled a phytoplankton total density of 1,466.68 individuals/ml, represented by five Morphology-Based Functional Groups and nine Reynolds Functional Groups. Our results do not support the use of substitute groups among fish and phytoplankton. For fish, habitat use and trophic guild are good surrogates for species-level data. Additionally, our results do not support the use of functional groups as surrogate for phytoplankton. We suggest the use of higher taxonomic levels (genus and family) and the use of only the occurrence of species and/or genus for fish and phytoplankton. Our findings contribute to decreasing the costs and time of biomonitoring programs assessments and/or conservation plans on fish and phytoplankton communities of headwater streams.

Keywords: biological surrogates, Cerrado, ecological classification, environmental monitoring, functional groups

Introduction

Environmental changes are primarily caused by anthropogenic drivers. As a consequence, we experience an accelerated global loss of species (Ceballos et al. 2015, 2017; Crist et al. 2017). In this sense, it is urgent to develop strategies to understand and monitor the consequences of environmental changes on biodiversity (Maćkiewicz et al. 2018). Sampling species along an area of interest and over time is often used as a tool for environmental assessment and monitoring. However, financial and human resources used for these activities are often limited. These resources require optimizing sampling protocols that are less expensive yet and do not compromise the quality of information (Kallimanis et al. 2012; Maćkiewicz et al. 2018).

Biodiversity estimates can be time-consuming and expensive (Bates et al. 2007), mainly in regions with large territorial extensions, such as Brazil (Bessa et al. 2011). These factors impose several limitations when associated with the low availability of financial resources for these purposes (Kallimanis et al. 2012). Therefore, many studies investigate alternative approaches to simplify the procedure of obtaining information in biomonitoring, i.e., to reduce the time of identification and associated costs (Landeiro et al. 2012). Proposals for the simplification of biomonitoring programs may include: i.) taxonomic resolution, where higher taxonomic levels (genus or family) are used as surrogates for species (Heino and Soinen 2007; Carneiro et al. 2010; Machado et al. 2015); ii.) numerical resolution, where species presence/absence data are used as surrogates for abundance data (Landeiro et al. 2012; Rosa et al. 2014; Gomes et al. 2015); iii.) substitute groups, where a group can replace another when they are present in concordance with species distribution variation (Bini et al. 2007; Gioria et al. 2011; Ruhí and Batzer 2014); iv.) ecological substitute group, where the community composition is based on easily recognizable ecological characteristics (e.g. ecomorphology) and a strong power to replace the taxonomic composition, reducing the need for identification at the species level (Carneiro et al. 2010; Trigal et al. 2014; Machado et al. 2015).

Despite the importance and utility of aquatic groups in biomonitoring programs, a great part of simplification protocols has investigated only isolated taxonomic groups. This approach ignores the interaction between assemblages and the potential concordance (Padial et al. 2014) among them. The spatial concordance among aquatic groups can occur because groups respond to similar drivers. For example, water transparency and nutrient limitation (phosphorus and nitrogen) for phytoplankton and periphyton (e.g., Rodrigues and Bicudo 2004). Furthermore, groups with different drivers (e.g. fish and phytoplankton) (Mazaris et al. 2010; Sharma et al. 2016; Eros et al. 2016) may also have concordance due their links in the trophic

web (Thomson et al. 2014). Concordant spatial distribution among different taxocenoses could provide the opportunity to sampling simplification by sampling a single taxonomic group.

The proposed simplification protocols for sampling, identification and characterization of species have involved different water bodies (e.g., streams, rivers, lakes, ponds) and several aquatic groups, such as phytoplankton (Gallego et al. 2012; Carneiro et al. 2010; Machado et al. 2015), zooplankton (Gomes et al. 2015; Vieira et al. 2017), macroinvertebrates (Sanchez-Moyano et al. 2006; Tataranni et al. 2009) and mollusks (Zuschin et al. 2015). However, it is noteworthy that most studies mainly focus on evaluating the use of substitute groups. In few cases, studies have used other approaches, such as numerical and taxonomic resolution (Grenouillet et al. 2008; see more in Table S1). In this context, we evaluated the concordance of the spatial ordering among fish and phytoplankton communities of streams through four strategies (substitute group, taxonomic, numerical resolution and ecological substitute group) with the aim of simplifying the biomonitoring process. Therefore, our objectives were guided by the following questions: i.) Is there a spatial concordance between species and coarser taxonomic resolution (i.e., genus, family and order)? ii.) Is it possible to replace the abundance/density of species/genus/family data by merely the presence/absence of data? iii.) Is there concordance between the taxonomic level (species) and the ecological classification of species? And iv.) is there concordance between the spatial distribution of fish and phytoplankton species?

Materials and methods

Study area

Sampling was performed during the dry period of 2013 in 29 Cerrado streams, in the Tocantins River basin (Fig. 1). The Tocantins River extends over 1,960 km, with spring in the Goiás plateau, at about 1,000 m altitude. It is formed by the union of Almas and Maranhão rivers, with its mouth in Marajó Bay (Meirelles et al. 2007). The predominant climate of this region is tropical and humid, with two well defined seasons. The rainy period dominates between October and April and the dry period between May and September (MMA 2006). The average annual temperature of the Tocantins-Araguaia basin is 26°C (MMA 2006). Sampled streams in the sub-basin of the Santa Teresa River, North region of Goiás state are mostly of headwater ranging from first to third order (Strahler 1957). In general, the sub-basin of the Santa Teresa River presents a near pristine condition with the maintenance of 75% of the native vegetation remaining in its watershed (Borges et al. 2016). Therefore, although the sampled streams reach a short environmental gradient, 40% of the streams present more than 20% of the land use with anthropogenic activities for cattle raising in the watershed (see Fig. S1). The

stretches of streams studied are mainly mesohabitats of backwaters and riffles, a neutral pH, low concentrations of nutrients and chlorophyll-*a* (Table S2).

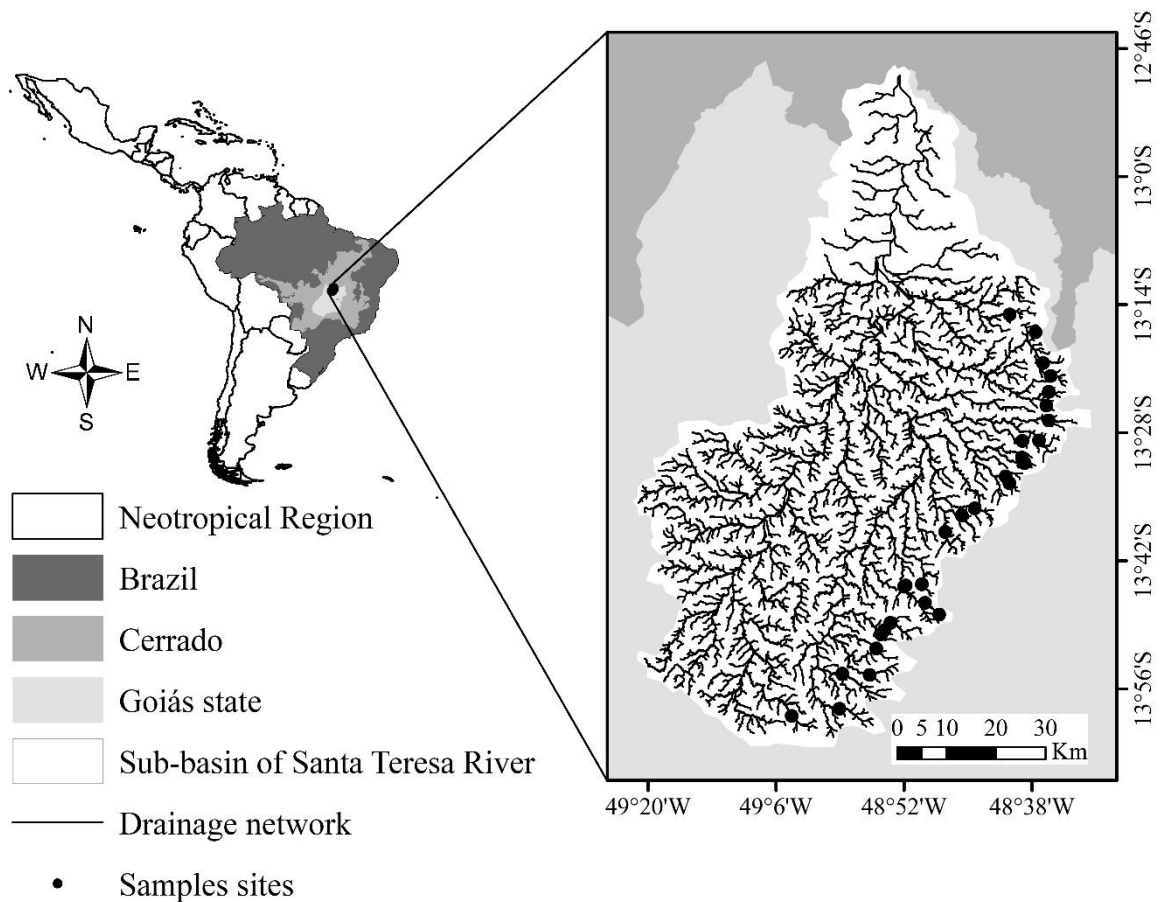


Fig. 1. Location of streams sampled in the upper Tocantins River basin, sub-basin of the Santa Teresa river, region of the Brazilian Cerrado.

Biological data

We used a protocol widely employed for phytoplankton and fish communities sampling (Uieda and Castro 1999; Bicudo and Menezes 2006; Bellinger and Sigeo 2010). Since the planktonic communities are widely dispersed, and greater diversity and abundance occur mainly in lentic environments, we prioritize the mesohabitats of backwaters for phytoplankton collection. In each stream, a phytoplankton sample was performed by collecting approximately 100 ml of water in the subsurface (0.5 m depth) and storing the sample in dark jars. After collection, each sample was fixed with modified acetic acid (Vollenweider 1974). Individual counting was performed in an inverted microscope (Zeiss Axiovert 25), at 400x magnification, following the Utermöhl sedimentation method (Utermöhl 1958). Identification was conducted to the lowest possible taxonomic level and organisms were classified according to genus, family and order according to Round (1965), Round (1971) and Round et al. (1990). Afterwards, fish

were collected with an electrofishing apparatus along an 80 meter stretch in each stream. Electrofishing was conducted from downstream to upstream exploring all types of microhabitats along the 80-m reaches (Barbosa et al. 2019). The individual fish captured were fixed in a 10% formalin solution and transferred to 70% ethanol after 72 h. The species were identified to the lowest possible taxonomic level by consulting specialised literature (Claro-García and Shibatta 2013; Lima and Caires 2011; Miranda and Mazzoni 2003) and a specialist (Carvalho FR, Laboratório de Ictiologia da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul).

Ecological classification data

Phytoplankton species were grouped into two functional groups (Morphology-Based Functional Groups - MBFGs and Reynolds Functional Groups - RFGs) according to the classification proposed by Kruk et al. (2010) updated by Reynolds et al. (2014) and Reynolds et al. (2002) revised by Padisák et al. (2009). The MBFG approach classifies species into eight functional groups according to their morphological characteristics, such as cell size (e.g., biovolume and surface area), silica structure, biological form (unicellular, colonies, filaments) and the presence of flagella, aerotops, heterocysts and mucilage (Kruk et al. 2010; Reynolds et al. 2014). The RFG group classifies the species by their morphological characteristics, environmental and physiological tolerances, habitat preferences and life history (Reynolds et al. 2002; Padisák et al. 2009).

The fish species were classified ecologically into three groups: i.) habitat use guilds, according to ecomorphological characteristics, ii.) trophic data, according to diet information, and iii.) habitat use in conjunction with trophic data (see Table S3). In relation to habitat use, fish were classified as benthic, nektonic, nektobenthic and marginal, based on their ecomorphological characteristics, as well as from the literature (Teresa and Casatti 2012). The benthic fish usually have a dorso-ventrally flattened body, long caudal peduncle and ventral mouth (Breda et al. 2005; Oliveira et al. 2010; Negret 2016). The nektonic fish usually present a compressed body, a high, compressed caudal peduncle and a short, terminal mouth (Oliveira et al. 2010). The species of nektobenthic fish are more diverse and generally have a relatively low cylindrical body and a subterminal mouth (Breda et al. 2005), but are also composed of fish with a very high and compressed caudal peduncle, mainly those species of the family Cichlidae. The marginal fish guild is composed of fish with morphological characteristics of other guilds (benthic, nektonic and nektobenthic), but they explore predominantly stream margins and not the main channel. The trophic information was obtained by analyzing the stomach content of fish of the size considered as the adult stage. For this, three steps were followed: i.) the stomachs were extracted by dissection; ii.) empty stomachs were excluded

from the analysis; and iii.) the contents of the remaining stomachs were exposed to Petri dishes and examined under a microscope. The food items were separated in six trophic categories: detritivore, terrestrial invertivore, aquatic invertivore, piscivore, algivore and herbivore. The volume of food items larger than 1mm in height was estimated from the known water volume displacement in the water column. For items smaller than 1mm, the volume was estimated from the area occupied in Petri dish with the aid of the graph paper (Hyslop 1980). To describe the species diet, the Alimentary Index (AI_i) was calculated for each food item (Kawakami and Vazzoler 1980), determined by the following equation:

$$AI_i = \frac{F_i \times V_i}{\sum_{i=1}^n (F_i \times V_i)} \times 100$$

where AI_i = alimentary index, n = food item, F_i = frequency of occurrence (%) of each item, V_i = volume of each item in percentage.

The matrices of ecological classification were obtained by multiplying the abundance data (species relative abundance by site matrix) by habitat use (species by habitat use matrix), trophic data (species by diet items matrix) or habitat use together with trophic data (see Table S3) resulting in matrices of ecological groups (habitat use, diet or habitat use together with diet) by site (Lavorel et al. 2008).

Data analysis

The fish abundance, habitat use and trophic data, and phytoplankton density data, MBFGs and RFGs were log-transformed ($x+1$) to minimize the effect of extreme values (Legendre and Legendre 2012). Then, these data were used to build distance matrices using Bray-Curtis (abundance/density data) and Jaccard (presence/absence) coefficients. Subsequently, we applied the Principal Coordinate Analysis (PCoA) to build the fish and phytoplankton matrices to be compared in Procrustes analysis (see more details in Fig. S2). We used a Procrustes analysis to evaluate the concordance between the compared matrices (Legendre and Legendre 2012).

In order to evaluate the taxonomic resolution (proposal of using higher levels), we performed pairwise comparisons of species, genera, families and orders matrices. In this case, we compared the different taxonomic resolutions with fish abundance and phytoplankton density. For numerical resolution (proposal of using occurrence data), the matrices compared were: abundance matrix *versus* presence/absence matrix for fish and density matrix *versus* presence/absence matrix for phytoplankton. Numerical resolution was also performed among all taxonomic level combinations (i.e., species, genera, families and orders). In order to analyze

the ecological substitute group (proposal of using ecological classifications), the matrices compared for fish were: species abundance matrix *versus* habitat use guild, trophic guild, and combined trophic data with habitat use. The analysis of the ecological substitute group for phytoplankton compared the following matrices: density matrix *versus* MBFGs and RFGs ecological classifications. In order to evaluate the concordance between fish and the spatial distribution of phytoplankton (surrogate group proposal), we used both fish abundance matrices *versus* phytoplankton density and the presence/absence matrices for fish *versus* presence/absence matrix for phytoplankton.

The Procrustes analysis correlation values (r) range from 0 to 1 (Legendre and Legendre 2012). In general, we considered values of $r \geq 0.7$ to indicate highly concordant values (Heino 2010). The significance of the r values was evaluated through 9,999 permutations. All analyzes were performed in the R (R Core Team, 2018) statistical software. For PCoA ordination analysis, we used the *cmdscale* function from the *stats* package. For Procrustes analysis, we used the *protest* function from the *vegan* package (Oksanen et al. 2016).

Results

We identified 47 fish species, comprising 39 genera, 16 families and five orders, with a total abundance of 8,461 individuals (see more details about distribution by site in Fig. S3). The most abundant families were Characidae with 5,012 individuals, Crenuchidae with 1,353 and Loricariidae with 1,314 individuals. Regarding fish ecological classification, based on the position in water column (habitat use guild), we observed 17 benthic, 10 nektonic, 13 nektobenthic and seven marginal species, and for trophic guilds we provide the proportions for items found in fish stomachs (Table S3). Regarding phytoplankton, we identified 65 species, distributed in 27 genera, 20 families and 10 orders. The taxonomic class with the highest density was Bacillariophyceae, with 1,371.65 individuals/ml, followed by Chlorophyceae, with 91.23 individuals/ml (see more details about distribution by site in Fig. S4). We observed representatives of five MBFGs (Groups III, IV, VI, VII and VIII; Fig S5) and the epilithon species of group VI showed the highest abundance. We also found nine RFGs (Groups J, F, MP, P, A, D, B, H1, S1, Fig. S6), being the MP group, represented by planktonic and epilithon species, the most abundant in the most part of streams.

In general, the taxonomic resolution presented significant results up to the order level (Table 1), although the concordance values decreased with the increase in taxonomic resolution level. Species *versus* genus and species *versus* family resolutions were highly correlated for fish (presented greater r values than 0.8). For phytoplankton, only taxonomic resolutions of species *versus* genus showed significant correlations and $r > 0.7$ (Table 1). For numerical

resolution, although fish and phytoplankton groups also presented significant results up to the order level, both indicated the possibility of using presence/absence data as a surrogate for species abundance/density data, genus and family ($r > 0.7$; $P < 0.05$) (Table 1).

Among the ecological classification groups for fish, the concordance tests between species abundance and ecological classification by habitat use together with trophic guilds and species abundance and trophic guild presented a high concordance ($r > 0.7$; $P < 0.05$). The concordance test between species abundance and habitat use group also presented a significant result, however, its correlation coefficient was marginally lower than 0.7 (Table 1). For phytoplankton, despite significant results for MBFGs and RFGs, correlations were low ($r < 0.6$) (Table 1). Fish and phytoplankton data generated non-concordant ordination patterns ($P > 0.05$) (Table 1).

Table 1. Procrustes tests using abundance (ab), density (den) and presence/absence (pa) matrices, fish ecological classification and phytoplankton functional groups. Significant r values greater than 0.7 are marked in bold.

Tested matrices	Procrustes	
	r	P
Fish taxonomic resolutions		
Species vs. Genus	0.97	0.001
Species vs. Family	0.84	0.001
Species vs. Order	0.68	0.001
Fish numerical resolutions		
Species (ab) vs. Species (pa)	0.92	<0.001
Species (ab) vs. Genus (pa)	0.89	<0.001
Species (ab) vs. Family (pa)	0.71	<0.001
Species (ab) vs. Order (pa)	0.39	0.015
Phytoplankton taxonomic resolutions		
Species vs. Genus	0.71	<0.001
Species vs. Family	0.68	<0.001
Species vs. Order	0.63	<0.001
Phytoplankton numerical resolutions		
Species (den) vs. Species (pa)	0.97	<0.001
Species (den) vs. Genus (pa)	0.75	<0.001
Species (den) vs. Family (pa)	0.7	<0.001
Species (den) vs. Order (pa)	0.59	<0.001
Fish ecological substitute group		
Species (ab) vs. Ecological classification (habitat use guild)	0.69	<0.001
Species (ab) vs. Ecological classification (trophic guild)	0.72	<0.001
Species (ab) vs. Ecological classification (habitat use guild + trophic guild)	0.75	<0.001
Phytoplankton ecological substitute group		
Species vs. MBFGs	0.58	<0.002
Species vs. RFGs	0.56	<0.001

Tested matrices	Procrustes	
	<i>r</i>	<i>P</i>
Fish vs. phytoplankton concordance		
Fish (ab) vs. Phytoplankton (den)	0.61	0.964
Fish (pa) vs. Phytoplankton (pa)	0.57	0.925

Discussion

The distribution patterns of fish and phytoplankton species are maintained at the taxonomic level of genus comparable to those revealed at the species level. For fish, we find concordance with similar predictability power at the family level. Numerical resolution (presence/absence) tests on species/genus/family levels for both groups (fish and phytoplankton) presented high concordance values. The ecological substitute group for fish presented *r* values above that recommended to indicate highly concordant values (Heino 2010). In this sense, we consider these results promising and suggest further tests to evaluate the reliability in using this information as an efficient alternative approach. We support the substitution of taxonomic and numerical resolutions for fish and phytoplankton, as well as ecological substitute group for fish. We also highlight that our results do not support the use of substitute groups among fish and phytoplankton for streams of the studied region. Nevertheless, we acknowledge the need to be cautious when applying these coarser measures and suggest them a potential tool for use at species and genus level. These alternatives are indicated mainly for adverse situations when there is shortage of resources necessary to implement environmental assessment and monitoring strategies and/or difficulty in accessing expert taxonomists for the identification of fish and phytoplankton.

Taxonomical resolution

Our results indicated that the use of coarser taxonomic resolutions of genus (phytoplankton and fish) and family (fish) may be possible when rapid environmental assessments are required for streams. This is because reaching the species level during identification may be a problem for inexperienced researchers (Williams et al. 2006) and it takes less time to identify taxonomic levels such as genus and family (Kallimanis et al. 2012). In addition, some groups are difficult to identify, generating a dependence on taxonomists. The identification of species by a taxonomist is important; however, access to specialists is not always easy for ecologists and conservation biologists (Bevilacqua et al. 2009; Halme et al. 2015). For example, for fish identification in the Loricariidae family, it is necessary to observe bony structures that require diaphanization with more costly and time-consuming procedures (see Loricariidae fish identification keys in Covain and Fisch-Muller 2007; Vera-Alcaraz et al.

2012). Identification is also difficult for phytoplankton, as it may involve recognizing structures that are not always present in samples (e.g., depending on the algae sample fixation and preservation, some structures can be lost; for example, formalin causes flagella to fall off, hindering the identification of flagellated organisms) (Bicudo and Menezes 2006). Moreover, the identification process also involves groups with different morphologies and requires knowledge of the life cycle (e.g., type of sexual or asexual reproduction) (Carneiro et al. 2013). Therefore, with accelerated biodiversity loss and from a biological and statistical point of view, coarser identification may be more suitable than incorrect species identification (James et al. 1995; Rimet and Bouchez 2012).

Other studies have also found similar results regarding the use of higher taxonomic levels for aquatic organisms, such as benthic macroinvertebrates and diatoms (Heino and Soininen 2007), phytoplankton (Carneiro et al. 2010, 2013), aquatic Nepomorpha (Giehl et al. 2014), zooplankton (Gomes et al. 2015; Missias et al. 2017), phytoplankton, periphyton, zooplankton, aquatic macrophytes and fish (Ribas and Padial 2016). A study with marine mollusks has shown that beta diversity is maintained for genus and family (Terlizzi et al. 2009), demonstrating that heterogeneous patterns are maintained at coarser levels. The use of family as a surrogate for species has already been approached in another study as an important way to decrease the effect of dominant species in a sample (Khan 2006). In case of replacement by a higher level, many studies showing that the closer this ratio to 1 the better the higher taxa approach (Bevilacqua et al. 2012; Rosser 2017). Thus, our results support the use of genus for phytoplankton, and genus and family for fish.

Numerical resolution

Our results show that the use of abundance and presence/absence matrices generates concordant patterns. Other studies with different groups such as phytoplankton (Carneiro et al. 2010), plants (Landeiro et al. 2012) and zooplankton (Gomes et al. 2015) agree with the use of presence/absence data instead of abundance/density data. Therefore, the use of presence/absence data for fish and phytoplankton is recommended for streams at species and/or genus levels. As r value for family was very close to 0.7, we understand that in this case the use of numerical resolution for family is a bold and optimistic proposal (Bevilacqua et al. 2012; Rosser 2017). In any case, it is interesting to record solely the occurrence of the species and/or genus, reducing analysis time by dispensing the complete sample count. It is also worth highlighting that the numerical resolution of the presence/absence data approach requires less animals to be captured, avoiding unnecessary sacrifice.

Ecological substitute group

Our results found a significant concordance between species abundance/density with the ecological classification for fish and phytoplankton, respectively. However, the low correlation coefficient value of MBFG and RFG ecological phytoplankton classification indicates a non-correspondence of the ecological ordination for phytoplankton species. Therefore, we do not suggest its use as surrogate for species taxonomic information, as in other studies (Gallego et al. 2012; Machado et al. 2015). For fish, the ecological classification of the habitat, together with trophic guilds, showed higher concordance with species abundance data. Whenever possible, it is interesting to prioritize the application of this classification to monitor streams. A negative point about this approach that should be highlighted is that the obtaining data may be more complex, especially trophic data. Classification with the trophic guild also presented a high concordance, but to analyze the diet of fish requires a more experienced professional with specific knowledge. We understand that other classifications considering functional fish traits related to breeding and life cycle would contribute to a more robust understanding of the biological response to environmental changes. However, these approaches demand knowledge about the species and this is unavailable in some cases. Therefore, it would not facilitate the application in biomonitoring programs by a less qualified person. Considering the cost-effectiveness of monitoring biological communities in stream, using this ecological classification may be more interesting to complement the assessment of anthropic impacts than to replace species-level taxonomic resolution. The ecological substitute group based on habitat use presented r values marginally lower than 0.7. Thus, we highlight the advantages of this proposal for future studies to facilitate the ease of classification of fish, for the independence in identifying fish at the species level, and the possibility of it being conducted by a trained technician.

Classifying fish in terms of their ecomorphological pattern considers their morphotypes (Casatti and Castros 2006; Oliveira et al. 2010). That is, body characteristics can be easily visually observed (e.g., body compression, caudal peduncle compression and mouth orientation). Nektonic fish, for example, have a terminal mouth, compressed caudal body and a peduncle (i.e., laterally flattened) (Gatz 1979; Watson and Balon 1984; Oliveira et al. 2010). Therefore, a trained technician would be able to work in different regions, without having prior knowledge of a species that occur in different river basins. Moreover, biological monitoring with an ecomorphological approach for fish encompasses a variety of ecological niches and can provide an impact measurement on aquatic ecosystems, as it may reflect the effect of anthropic pressures (Karr et al. 1986; Barbour et al. 1999; Oliveira et al. 2010). Therefore, the ecological

classification of fish is a potential tool that requires further testing to ultimately support this approach in biomonitoring assessments and conservation plans.

Surrogate group

Our results showed no concordance between phytoplankton and fish. Thus, the distribution patterns of both groups can respond differently to preferences and adaptations to available environmental factors. In addition, biotic interactions are possibly weak and may be related to different life history traits (Heino 2002; Bowman et al. 2008; Guareschi et al. 2015). Biological groups that are not phylogenetically related, such as phytoplankton and fish, tend to be irreplaceable (Morais et al. 2018), as corroborated by our results. This finding highlights the unique importance of each taxonomic group in environmental monitoring and biodiversity assessments (Heino 2015). In addition, the lack of concordance among taxa is due to their response to the local environment at different scales (Backus-Freer and Pyron 2015), i.e., the scale may be influencing the lack of concordance. The concordance between groups tends to be larger at large scales, such as several river basins (Grenouillet et al. 2008; Gioria et al. 2011; Backus-Freer and Pyron 2015). In our study, samplings were carried out at a scale relevant to management (landscape scale), and thus require caution to generalize the results to other scales (Landeiro et al. 2012).

Other studies in aquatic ecosystems also support that environmental monitoring based on a single taxonomic group cannot be easily generalized to other biotic groups (Heino et al. 2005; Dolph et al. 2011; Larsen et al. 2012; Padial et al. 2012; Vieira et al. 2015). Caution when using this type of approach stems from the high variability in levels of concordance between substitutes groups tested in other studies (Morais et al. 2018). Our results suggest that care should be taken when approaches based on one group are extrapolated to other groups in the assessment of the environmental conditions of headwater streams since the power to generate useful predictions regarding other taxonomic groups may be limited. Therefore, from a practical point of view, we suggest to biologists, environmental consultants, environmental managers and conservation planners rely on approaches of monitoring integrating producer groups (e.g. phytoplankton and periphyton) and consumers (e.g. fish). With these approaches, it will certainly be possible to develop more comprehensive and sustainable conservation strategies (e.g., meeting social, environmental and economic demands).

Conclusions

The best alternative approaches for the biomonitoring of fish and phytoplankton in headwater streams are the use of higher taxonomic levels (genus and family) and the use of

only species or genus occurrence. For fish, the ecological classification provides useful information, but with lower level of concordance. In a cost-effective perspective, habitat use could be a good option due its simplicity in classifying fish independently of taxonomic identification, which could make the biological assessment easy for a less qualified professional. The results found for taxonomic and numerical resolution have been consistent in the literature and are therefore strongly recommended.

Acknowledgements

This study was financed by CNPq (process number: 482185/2012-0) and FAPEG (process number: 201210267000703 and AUXPE 2036/2013). KBM, MCV, HRP and LFG, received PhD scholarship frontal CAPES (Finance Code 001); FBT, JCN and LCGV are supported by CNPq productivity fellowships. We thank the CASE-GO for providing paid leave to HOB for his PhD study. Thanks to Dr. Fernando R. Carvalho for his assistance with the identification of fish species and also the anonymous reviewers for the valuable contributions throughout the text. Studies of LCGV, FBT and JCN on aquatic ecology are developed in the context of the National Institute of Science and Technology (INCT) in Ecology, Evolution and Biodiversity Conservation, supported by MCTIC/CNPq (proc. 465610/2014-5).

References

- Backus-Freer J, Pyron M (2015) Concordance among fish and macroinvertebrate assemblages in streams of Indiana, USA. *Hydrobiologia* 758 (1): 141-150. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-015-2281-6>
- Barbosa HO, Borges PP, Dala-Corte RB, Martins PTA, Teresa FB (2019) Relative importance of local and landscape variables on fish assemblages in streams of Brazilian savanna. *Fisheries Management and Ecology* 26 (2): 1–12. <https://doi.org/10.1111/fme.12331>
- Barbour MT, Gerritsen J, Snyder BD, Stribling JB (1999) Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish, 2nd edition. EPA 841-B-99-002. U. S. Environmental Protection Agency; Office of Water, Washington, DC.
- Bates CR, Scott G, Tobin M (2007) Weighing the costs and benefits of reduced sampling resolution in biomonitoring studies: perspectives from the temperate rocky intertidal. *Biological Conservation* 137 (4): 617-625. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.03.019>
- Bellinger EG, Sigeo DC (2010) *Freshwater Algae: identification and use as bioindicators*. Wiley Blackwell, United Kingdom.

- Bessa GF, Vieira LCG, Bini LM, Reis DF, Morais PB (2011) Concordance patterns in zooplankton assemblages in the UHE – Luís Eduardo Magalhães reservoir in the Mid-Tocantins river, Tocantins State, Brazil. *Acta Scientiarum Biological Sciences* 33 (2): 179-184. <https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v33i2.7336>
- Bevilacqua S, Fraschetti S, Musco L, Terlizzi A (2009) Taxonomic sufficiency in the detection of natural and human-induced changes in marine assemblages: a comparison of habitats and taxonomic groups. *Marine Pollution Bulletin* 58 (12): 1850–1859. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.07.018>
- Bevilacqua S, Terlizzi A, Claudet J, Fraschetti S, Boero F (2012) Taxonomic relatedness does not matter for species surrogacy in the assessment of community responses to environmental drivers. *Journal of Applied Ecology* 49 (2): 357–366. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02096.x>
- Bicudo CEM, Menezes M (2006) *Gêneros de algas de águas continentais do Brasil*. 2º Ed. Rima. São Carlos.
- Bini LM, Vieira LCG, Machado J, Velho LFM (2007) Concordance of species composition patterns among microcrustaceans, rotifers and testate amoebae in a shallow pond. *International Review of Hydrobiology* 92 (1): 9-22. <https://doi.org/10.1002/iroh.200610865>
- Borges PPB, Martins PTA, Ferreira AA (2016) Uso e ocupação do solo por meio de uma série histórica na bacia do rio Santa Teresa em Goiás. *Revista Brasileira de Geografia Física* 9 (1): 296-304. <https://doi.org/10.5935/1984-2295.20160020>
- Bowman MF, Ingram R, Reid RA, Somers KM, Yan ND, Paterson AM, Morgan GE, Gunn JM (2008) Temporal and spatial concordance in community composition of phytoplankton, zooplankton, macroinvertebrate, crayfish, and fish on the Precambrian Shield. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 65 (5): 919-932. <http://dx.doi.org/10.1139/f08-034>
- Breda L, Oliveira EF, Goulart E (2005) Ecomorfologia de locomoção de peixes com enfoque para espécies neotropicais. *Acta Scientiarum Biological Sciences* 27 (4): 371-381. <http://dx.doi.org/10.4025/actascibiolsci.v27i4.1271>
- Carneiro FM, Bini LM, Rodrigues LM (2010) Influence of taxonomic and numerical resolution on the analysis of temporal changes in phytoplankton communities. *Ecological Indicators* 10 (2): 249-255. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.05.004>
- Carneiro FM, Nabout JC, Vieira LCG, Lodi S, Bini LM (2013) Higher taxa predict plankton beta-diversity patterns across an eutrophication gradient. *Natureza & Conservação* 11 (1): 43-47. <http://dx.doi.org/10.4322/natcon.2013.006>

- Casatti L, Castro RMC (2006) Testing the ecomorphological hypothesis in a headwater riffles fish assemblage of the rio São Francisco, southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology* 4 (2): 203-214. <http://dx.doi.org/10.1590/S1679-62252006000200006>
- Ceballos G, Ehrlich PR, Barnosky AD, García A, Pringle RM, Palmer TM (2015) Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science Advances* 1 (5): e1400253. <http://dx.doi:10.1126/sciadv.1400253>
- Ceballos G, Ehrlich PR, Dirzo R (2017) Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114 (30): e6089-e6096. <https://doi.org/10.1073/pnas.1704949114>
- Claro-García A, Shibatta OA (2013) The fish fauna of streams from the upper rio Tocantins basin, Goiás State, Brazil. *Journal of Species Lists and Distribution* 9: 28–33.
- Covain R, Fisch-Muller S (2007) The genera of the Neotropical armored catfish subfamily Loricariinae (Siluriformes: Loricariidae): a practical key and synopsis. *Zootaxa* 1462 (1): 1-40.
- Crist E, Mora C, Engelman R (2017) The interaction of human population, food production, and biodiversity protection. *Science* 356 (6335): 260-264. DOI: 10.1126/science.aal2011
- Dolph CL, Huff DD, Chizinski CJ, Vondracek B (2011) Implications of community concordance of assessing stream integrity at three nested spatial scales in Minnesota, U.S.A. *Freshwater biology* 56 (8): 1652-1669. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2011.02589.x>
- Erős T, Takács P, Specziár A, Schmera D, Sály P (2016) Effect of landscape context on fish metacommunity structuring in stream networks. *Freshwater biology* 62 (2): 215-228. <https://doi.org/10.1111/fwb.12857>
- Gallego I, Davidson TA, Jeppesen E, Pérez-Martínez C, Sánchez-Castillo P, Juan M (2012) Taxonomic or ecological approaches? Searching for phytoplankton surrogates in the determination of richness and assemblage composition in ponds. *Ecological Indicators* 18: 575-585. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.01.002>
- Gatz JrAJ (1979) Ecological morphology of freshwater stream fishes. *Tulane Studies in Zoology and Botany* 21: 91-124.
- Giehl NFS, Dias-Silva K, Juen L, Batista JD, Cabette HSR (2014) Taxonomic and Numerical Resolutions of Nepomorpha (Insecta: Heteroptera) in Cerrado Streams. *PLoS One* 9 (8): e103623. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0103623>

- Gioria M, Bacaro G, Feehan J (2011) Evaluating and interpreting cross-taxon congruence: potential pitfalls and solutions. *Acta Oecologica* 37 (3): 187-194. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2011.02.001>
- Gomes LF, Vieira LCG, Bonnet MP (2015) Two practical approaches to monitoring the zooplankton community at Lago Grande do Curuai, Pará, Brazil. *Acta Amazonica* 45 (3): 293-298. <http://dx.doi.org/10.1590/1809-4392201404453>
- Grenouillet G, Brosse S, Tudesque L, Lek S, Baraillé Y, Loot G (2008) Concordance among stream assemblages and spatial autocorrelation along a fragmented gradient. *Diversity and Distributions* 14 (4): 592-603. <https://www.jstor.org/stable/20172013>
- Guareschi S, Abellán P, Laini A, Green AJ, Sánchez-Zapata JA, Velasco J, Millán A (2015) Cross-taxon congruence in wetlands: assessing the value of waterbirds as surrogates of macroinvertebrate biodiversity in Mediterranean Ramsar sites. *Ecological Indicators* 49: 204-215. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.10.012>
- Halme P, Kuusela S, Juslén A (2015) Why taxonomists and ecologists are not, but should be, carpooling? *Biodiversity and Conservation* 24 (7): 1831-1836. <https://doi.org/10.1007/s10531-015-0899-3>
- Heino J (2002) Concordance of species richness patterns among multiple freshwater taxa: a regional perspective. *Biodiversity and Conservation* 11 (1): 137-147. <https://doi.org/10.1023/A:1014075901605>
- Heino J (2010) Are indicator groups and cross-taxon congruence useful for predicting biodiversity in aquatic ecosystems? *Ecological Indicators* 10 (2): 112-117. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.04.013>
- Heino J (2015) Approaches, potential and pitfalls of applying bioindicators in freshwater ecosystems. In: Lindenmayer, D.B., Pierson, J., Barton, P. (Eds.), *Surrogates and Indicators of Biodiversity and Environmental Change*. CSIRO Publishing and CRC Press, Melbourne and London, 91–100.
- Heino J, Soinen J (2007) Are higher taxa adequate surrogates for species-level assemblage patterns and species richness in stream organisms? *Biological Conservation* 137 (1): 78-89. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.01.017>
- Heino J, Paavola R, Virtanen R, Muotka T (2005) Searching for biodiversity indicators in running waters: do bryophytes, macroinvertebrates, and fish show congruent diversity patterns? *Biodiversity and Conservation* 14 (2): 415-428. <https://doi.org/10.1007/s10531-004-6064-z>
- Hyslop EJ (1980) Stomach contents analysis—a review of methods and their application. *Journal of fish biology* 17: 411-429.

- James RJ, Lincoln Smith MP, Fairweather PG (1995) Sieve meshsize and taxonomic resolution needed to describe natural spatial variation of marine macrofauna. *Marine Ecology Progress Series* 118: 187-198. Doi:10.3354/meps118187
- Kallimanis AS, Mazaris AD, Tsakanikas D, Dimopoulos P, Pantis JD, Sgardelis SP (2012) Efficient biodiversity monitoring: Which taxonomic level to study? *Ecological Indicators* 15 (1): 100-104. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.09.024>
- Karr JR, Fausch KD, Angermeier PL, Yant PR, Schlosser IJ (1986) Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale. Special publication 5. Illinois Natural History Survey.
- Kawakami E, Vazzoler G (1980) Método gráfico e estimativa do índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. *Boletim Instituto Oceanográfico* 29: 205-207.
- Khan SJ (2006) Is species level identification essential for environmental impact studies? *Current Science* 91 (1): 29-34.
- Kruk C, Huszar VLM, Peeters ETHM, Bonilla S, Costa L, Lurling M, Reynolds CS, Scheffer M (2010) A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. *Freshwater biology* 55 (3): 614-627. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02298.x>
- Landeiro VL, Bini LM, Costa FRC, Franklin E, Nogueira A, Souza JLP, Moraes J, Magnusson WE (2012) How far can we go in simplifying biomonitoring assessments? An integrated analysis of taxonomic surrogacy, taxonomic sufficiency and numerical resolution in a megadiverse region. *Ecological Indicators* 23: 366-374. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.04.023>
- Larsen S, Mancini L, Pace G, Scalici M, Tancioni L (2012) Weak concordance between fish and macroinvertebrates in Mediterranean streams. *PLoS One* 7 (12): e51115. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0051115>
- Lavorel S, Grigulis K, McIntyre S, Williams NSG, Garden D, Dorrough J, Berman S, Quéfier F, Thébault A, Bonis A (2008) Assessing functional diversity in field – Methodology matters! *Functional Ecology* 22: 134-147. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2007.01339.x>
- Legendre P, Legendre L (2012) *Numerical Ecology*. 3 ed. Elsevier Science, Amsterdam.
- Lima FCT, Caires RA (2011) Peixes da Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins, bacias dos rios Tocantins e São Francisco, com observações sobre as implicações biogeográficas das “águas emendadas” dos rios Sapão e Galheiros. *Biota Neotropica* 11: 231–250.
- Machado KB, Borges PP, Carneiro FM, Santana JF, Vieira LCG, Huszar VLM, Nabout JC (2015) Using lower taxonomic resolution and ecological approaches as a surrogate for

- plankton species. *Hydrobiologia* 743 (1): 255-267. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2042-y>
- Maćkiewicz E, Pawlaczyk A, Szyrkowska MI (2018) Trace elements in the environment—law, regulations, monitoring and biomonitoring methods. *Recent Advances in Trace Elements* 61-104. <https://doi.org/10.1002/9781119133780.ch4>
- Mazaris AD, Moustaka-Gouni M, Michaloudi E, Bobori DC (2010) Biogeographical patterns of freshwater micro- and macroorganisms: a comparison between phytoplankton, zooplankton and fish in the eastern Mediterranean. *Journal of Biogeography* 37 (7): 1341-1351. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2010.02294.x>
- Mazzoni R, Moraes M, Rezende CF, Miranda JC (2010) Alimentação e padrões ecomorfológicos das espécies de peixes de riacho do alto rio Tocantins, Goiás, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia* 100 (2): 162-168.
- Meirelles EML, Ferreira EAB, Tokarski DJ (2007) Caracterização regional. In: Ferreira E. A. B., and D. J. Tokarski (Orgs.). *Bacia Hidrográfica do Alto Tocantins Retratos e Reflexões*. ECODATA. WWF – Brasil, p. 102.
- Miranda JC, Mazzoni R (2003) Composição da Ictiofauna de três riachos do alto rio Tocantins -GO. *Biota Neotropica* 3: 1–11.
- Missias ACA, Gomes LF, Pereira HR, Silva LCF, Angelini R, Vieira LCG (2017) Is it possible to simplify environmental monitoring? Approaches with zooplankton in a hydroelectric reservoir. *Acta Limnologica Brasiliensia* 29: e8. <http://dx.doi.org/10.1590/S2179-975X6516>
- MMA (2006) *Tocantins-Araguaia Caderno da Região Hidrográfica*. Accessed in: http://www.mma.gov.br/estruturas/161/_publicacao/161_publicacao02032011035943.pdf
- Morais GF, Ribas LGS, Ortega JCG, Heino J, Bini LM (2018) Biological surrogates: A word of caution. *Ecological Indicators* 88: 214-218. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.01.027>
- Negret BES (2016) *La ecología funcional como aproximación al estudio, manejo y conservación de la biodiversidad: protocolos y aplicaciones*. Instituto de investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. 239p.
- Oksanen J, Blanchet FG, Friendly M, Kindt R, Legendre P, Mcglinn D, Minchin PR, O'hara RB, Simpson GL, Solymos P, Stevens MHH, Szoecs E, Wagner H (2016) *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.4-1. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>. Accessed in: January 15, 2018.
- Oliveira EF, Goulart E, Breda L, Minte-Vera CV, Paiva LRDS, Vismara MR (2010) Ecomorphological patterns of the fish assemblage in a tropical floodplain: effects of

- trophic, spatial and phylogenetic structures. *Neotropical Ichthyology* 8 (3): 569-586. <http://dx.doi.org/10.1590/S1679-62252010000300002>
- Padial AA, Declerck SAJ, Meester L, Bonecker CC, Lansac-Tôha FA, Rodrigues LC, Takeda A, Train S, Velho LFM, Bini LM (2012) Evidence against the use of surrogates for biomonitoring of neotropical floodplains. *Freshwater biology* 57 (11): 2411-2423. <https://doi.org/10.1111/fwb.12008>
- Padial AA, Ceschin F, Declerck SA, Meester L, Bonecker CC, Lansac-Tôha FA, Rodrigues L, Rodrigues LC, Train S, Velho LFM, Bini LM (2014) Dispersal ability determines the role of environmental, spatial and temporal drivers of metacommunity structure. *PLoS One* 9 (10): e111227. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0111227>
- Padisák J, Crossetti LO, Naselli-Flores L (2009) Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia* 621(1): 1-19. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9645-0>
- R Development Core Team (2018) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Reynolds CS, Huszar VLM, Kruk C, Naselli-Flores L, Melo S (2002) Review: towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research* 24 (5): 417-428. <https://doi.org/10.1093/plankt/24.5.417>
- Reynolds CS, Alex Elliott J, Frassl MA (2014) Predictive utility of trait-separated phytoplankton groups: A robust approach to modeling population dynamics. *Journal of Great Lakes research*, 40, 143-150. doi: 10.1016/j.jglr.2014.02.005
- Ribas LGS, Padial, AA (2016) Erratum to: The use of coarser data is an effective strategy for biological assessments. *Hydrobiologia* 779 (1): 259-259. <https://doi:10.1007/s10750-016-2876-6>
- Rimet F, Bouchez A (2012) Biomonitoring river diatoms: Implications of taxonomic resolution. *Ecological Indicators* 15 (1): 92-99. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.09.014>
- Rodrigues L, Bicudo DC (2004) Periphytic Algae. In: Thomaz SM et al. (eds), *The Upper Paraná River and its Floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Leiden: Backhuys Publishers, 125-143.
- Rosa BJFV, Rodrigues LFT, Oliveira GS, Alves RG (2014). Chironomidae and Oligochaeta for water quality evaluation in an urban river in southeastern Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment* 186 (11): 7771-7779. <https://doi.org/10.1007/s10661-014-3965-5>

- Rosser N. (2017). Shortcuts in biodiversity research: What determines the performance of higher taxa as surrogates for species? *Ecology and Evolution*, 7 (8): 2595– 2603. <https://doi.org/10.1002/ece3.2736>
- Round FE (1965) *The Biology of the Algae*. Edward Arnold (Publishers) Ltd, London.
- Round FE (1971) The taxonomy of the Chlorophyta II. *British Phycological Journal* 6: 235-264.
- Round FE, Crawford RM, Mann DG (1990) *Diatoms: Biology and Morphology of the Genera*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Ruhí A, Batzer DP (2014) Assessing congruence and surrogacy among wetland macroinvertebrate taxa towards efficiently measuring biodiversity. *Wetlands* 34 (6): 1061-1071. <http://dx.doi.org/10.1007/s13157-014-0566-6>
- Sanchez-Moyano JE, Fa DA, Estacio FJ, Garcia-Gomez JC (2006) Monitoring of marine benthic communities and taxonomic resolution: an approach through diverse habitats and substrates along the Southern Iberian coastline. *Helgoland Marine Research* 60 (4): 243-255. <https://doi.org/10.1007/s10152-006-0039-2>
- Sharma RC, Singh N, Chauhan A (2016) The influence of physico-chemical parameters on phytoplankton distribution in a head water stream of Garhwal Himalayas: A case study. *Egyptian Journal of Aquatic Research* 42 (1): 11-21. <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2015.11.004>
- Strahler AN (1957) Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Transactions of the American Geophysical Union* 38: 913-920.
- Tataranni M, Maltagliati F, Floris A, Castelli A, Lardicci C (2009) Variance estimate and taxonomic resolution: an analysis of macrobenthic spatial patterns at different scales in a Western Mediterranean coastal lagoon. *Marine Environmental Research* 67 (4-5): 219-229. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2009.02.003>
- Teresa FB, Casatti L (2012) Influence of forest cover and mesohabitat types on functional and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical lowland streams. *Ecology of Freshwater Fish* 21 (3): 433-442. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2012.00562.x>
- Terlizzi A, Anderson MJ, Bevilacqua S, Frascetti S, Wodarska-Kowalczyk M, Ellingsen KE (2009) Beta diversity and taxonomic sufficiency: Do higher-level taxa reflect heterogeneity in species composition? *Diversity and Distributions* 15 (3): 450-458. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00551.x>
- Thomson RJ, Hill NA., Leaper R, Ellis N, Pitcher CR, Barrett NS, Edgar GJ (2014) Congruence in demersal fish, macroinvertebrate, and macroalgal community turnover on shallow

- temperate reefs. *Ecological Applications* 24 (2): 287-299. <https://doi.org/10.1890/12-1549.1>
- Trigal C, Fernandez-Alaez C, Fernandez-Alaez M (2014) Congruence between functional and taxonomic patterns of benthic and planktonic assemblages in flatland ponds. *Aquatic Sciences* 76 (1): 61-72. <https://doi.org/10.1007/s00027-013-0312-9>
- Uieda VS, Castro RMC (1999) Coleta e fixação de peixes de riachos. Pp. 1-22. In: Caramaschi EP, Mazzoni R, Peres Neto PR (Eds.). *Ecologia de peixes de riachos*. Rio de Janeiro, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto de Biologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro. (Oecologia Brasiliensis, v. 6).
- Utermöhl H (1958) Zur vervollkommnung der quantitativen phytoplankton-methodik. *Mitteilungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 91-38.
- Vera-Alcaraz HS, Pavanelli CS, Zawadzki CH (2012) Taxonomic revision of the *Rineloricaria* species (Siluriformes: Loricariidae) from the Paraguay River basin. *Neotropical Ichthyology* 10 (2): 285-311. <http://dx.doi.org/10.1590/S1679-62252012000200006>
- Vieira LCG, Padial AA, Velho LFM, Carvalho P, Bini LM (2015) Concordance among zooplankton groups in a near-pristine floodplain system. *Ecological Indicators* 58: 375-381. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.05.049>
- Vieira, MC, Bini LM, Velho LFM, Gomes LF, Nabout JC, Vieira LCG (2017) Biodiversity shortcuts in biomonitoring of novel ecosystems. *Ecological Indicators* 82: 505-512. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.07.025>
- Vollenweider RA (1974) *A Manual on Methods for Measuring Primary Production in Aquatic Environments*. Blackwell Scientific Publications, London.
- Watson DJ, Balon EK (1984) Ecomorphological analysis of fish taxocenes in rainforest streams of northern Borneo. *Journal of Fish Biology* 25: 371-384.
- Williams ID, Walsh WJ, Tissot BN, Hallacher LE (2006) Impact of observers' experience level on counts of fishes in underwater visual surveys. *Marine Ecology Progress Series* 310: 185-191. Doi:10.3354/meps310185
- Zuschin M, Nawrot R, Harzhauser M, Mandic O (2015) Taxonomic and numerical sufficiency in a Lower and Middle Miocene molluscan metacommunity of the Central Paratethys. *Geophysical Research Abstracts* 17: EGU2015-10434.

SUPPLEMENTARY MATERIAL

Alternatives for the biomonitoring of fish and phytoplankton in tropical streams

TABLES

Table S1. List of studies using optimization strategies involving fish biomonitoring. The strategies used in the research (NR= Numerical resolution, SG= Surrogate group, TR= Taxonomic resolution), the studied environment and association or not with phytoplankton (Phyto) are shown.

Author/Year	Strategy	Search environment	Phyto
(Kilgour and Barton 1999)	SG	Stream	No
(Paszkowski and Tonn 2000)	SG	Lakes	No
(Paavola et al. 2003)	SG	Stream and River	No
(Bowman et al. 2008)	SG	Lakes	Yes
(Grenouillet et al. 2008)	SG	Stream	Yes
(Larsen et al. 2012)	SG	Stream	No
(Padial et al. 2012)	SG	Floodplain and main river channel	Yes
(Mueller et al. 2013)	TR, NR	Floodplain and rivers	No
(Bae et al. 2014)	SG	Stream	No
(Backus-Freer and Pyron 2015)	SG	Stream	No
(Ribas and Padial 2015)	SG, TR, NR	Floodplain and main river channel	Yes
(Kimmel and Argent 2016)	SG	Stream	No

Table S2. Environmental characterization of streams sampled in the upper Tocantins river basin, sub-basin of the Santa Teresa river, Cerrado biome, Brazil. Data obtained from Barbosa et al. 2019.

Local and landscape environmental variables	Average	Coefficient of variation (%)	Minimum	Maximum
Chlorophyll-a (mg/L)	1.37	45.27	0.30	2.95
Total nitrogen (mg/L)	0.41	31.82	0.12	0.71
Total phosphorus (mg/L)	5.38	81.68	0.71	15.28
Conductivity (μ S/cm)	147.58	50.25	45.50	343
Dissolved oxygen (mg/L)	5.81	16.52	4.06	7.35
pH	6.87	10.17	5.05	8.01
Turbidity (NTU)	28.97	74.35	10.90	88.70
Water temperature ($^{\circ}$ C)	25.98	8.56	22	29.20
Flow (rot./s)	445.62	60.43	71.56	1039.11
Shading (%)	37.55	60.83	4.52	77.42
Depth	15.98	38.18	7.41	31.87
Average width	3.11	37.68	1.44	6.08
Consolidated substrate (%)	40.46	58.21	0	72.78
Leaf litter substrate (%)	11.49	83.85	0	42.78
Leaf litter banks (%)	4.12	139.21	0	26.67
Forest width (m)	16.02	58.11	0	30
Remaining vegetation buffer 500 m (%)	71.55	30.77	10.52	100
Pasture in watershed (%)	18.08	76.04	0.40	57.77
Pasture in buffer 100 m (%)	22.17	116.02	0	100
Bare soil in watershed (%)	0.20	140.92	0	1.32
Bare soil in buffer 500 m (%)	0.39	212.36	0	3.23
Bare soil in buffer 100 m (%)	0.17	529.15	0	4.90
Watershed area (km ²)	15.78	78	0.14	49.56
Mean (watershed) slope (%)	21.18	23.95	11.37	32.17
Altitude (m)	475.45	8.98	392	562

Table S3. List of fish species captured in the North region of Goiás, Upper Tocantins system, sub-basin of the Santa Teresa river, Cerrado biome, Brazil. Abundance, occurrence, ecological classification of habitat use in relation to the position in water column and trophic category are also presented. See list of abbreviations for their descriptions.

Taxon	Abundance		Occur	Ecological classification									
	Total	Max		Habitat use				Trophic category					
				Bent	Nect	Nectben	Marg	Detrit	T-Invert	A-Invert	Piscivore	Algivore	Herbivore
CHARACIFORMES													
Anostomidae													
<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)	2	2	1	0	0	1	0	0	22.21	0	44.43	0	33.36
<i>Leporinus</i> sp.	3	3	1	0	0	1	0	0	0.12	62.44	0	4.49	32.94
Characidae													
<i>Astyanax elachylepis</i> Bertaco and Lucinda, 2005	156	31	12	0	1	0	0	0	89.12	0	1.21	2.42	7.25
<i>Astyanax novae</i> Eigenmann, 1911	441	55	27	0	1	0	0	0	35.53	0.65	0.73	0	63.09
<i>Bryconops melanurus</i> (Bloch, 1794)	35	8	10	0	1	0	0	0	95.3	2.88	0	0	1.82
<i>Creagrutus britskii</i> Vari and Harold, 2001	368	68	21	0	0	1	0	0	3.29	93.75	0	0	2.97
<i>Hemigrammus ataktos</i> Marinho, Dagosta and Birindelli, 2014	362	93	19	0	1	0	0	49.02	41.18	3.14	0	4.9	1.76
<i>Jupiaba apenina</i> Zanata, 1997	16	7	5	0	1	0	0	0	82.77	9.27	0	0.87	7.09
<i>Knodus</i> cf. <i>chapadae</i> (Fowler, 1906)	3448	230	29	0	1	0	0	0	92.14	5.56	0	0.46	1.83
<i>Moenkhausia oligolepis</i> (Günther, 1864)	125	14	22	0	1	0	0	2.15	74.52	1.14	0	0.03	22.17
<i>Moenkhausia pankilopteryx</i> Bertaco and Lucinda, 2006	11	11	1	0	1	0	0	0.58	59.02	1.47	0.15	0.07	38.72
<i>Phenacogaster</i> sp.	2	2	1	0	1	0	0	0	0	100	0	0	0
<i>Serrapinnus tocantincinsis</i> Malabarba and Jerep, 2014	48	48	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Crenuchidae													
<i>Characidium</i> aff. <i>zebra</i> Eigenmann, 1909	1353	161	28	0	0	1	0	0	0	99.77	0	0	0.23
Curimatidae													
<i>Steindachnerina amazônica</i> (Steindachner, 1911)	38	20	8	0	0	1	0	100	0	0	0	0	0

Taxon	Abundance		Occur	Ecological classification									
	Total	Max		Habitat use				Trophic category					
				Bent	Nect	Nectben	Marg	Detrit	T-Invert	A-Invert	Piscivore	Algivore	Herbivore
Erythrinidae													
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	67	8	20	0	0	0	1	3.53	16.31	80.15	0	0	0
Parodontidae													
<i>Apareiodon machrisi</i> Travassos, 1957	50	8	18	0	0	1	0	85.84	0	0	0	14.16	0
GYMNOTIFORMES													
Apteronotidae													
<i>Apteronotus camposdapazi</i> de Santana and Lehmann, A 2006	16	3	9	0	0	0	1	0	0	100	0	0	0
Gymnotidae													
<i>Gymnotus</i> aff. <i>carapo</i> Linnaeus, 1758	50	7	17	0	0	0	1	9.01	0	90.99	0	0	0
Sternopygidae													
<i>Eigenmannia</i> aff. <i>trilineata</i> López and Castello, 1966	3	2	2	0	0	0	1	0	0	2.6	0	0	97.4
<i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch and Schneider, 1801)	19	5	9	0	0	0	1	0	1.16	98.84	0	0	0
PERCIFORMES													
Cichlidae													
<i>Cichlasoma araguaiense</i> Kullander, 1983	40	12	9	0	0	1	0	5.06	0.1	94.84	0	0	0
<i>Crenicichla labrina</i> (Spix and Agassiz, 1831)	36	9	12	0	0	1	0	0	0	100	0	0	0
<i>Retroculus lapidifer</i> (Castelnau, 1855)	1	1	1	0	0	1	0	0	0	100	0	0	0
SILURIFORMES													
Callichthyidae													
<i>Aspidoras albater</i> Nijssen and Isbrücker, 1976	179	33	16	1	0	0	0	0	0	100	0	0	0
Cetopsidae													
<i>Cetopsis arcana</i> Vari, Ferraris and de Pinna, 2005	4	2	3	0	0	1	0	0	95.47	4.36	0	0.17	0
Heptapteridae													
<i>Cetopsorhamdia molinae</i> Miles, 1943	11	5	3	1	0	0	0	0	0	100	0	0	0
<i>Cetopsorhamdia</i> sp.	2	2	1	1	0	0	0	0	0	100	0	0	0

Taxon	Abundance		Occur	Ecological classification									
	Total	Max		Habitat use				Trophic category					
				Bent	Nect	Nectben	Marg	Detrit	T-Invert	A-Invert	Piscivore	Algivore	Herbivore
<i>Imparfinis</i> cf. <i>borodini</i> Mees and Cala, 1989	5	3	2	1	0	0	0	5.2	0	73.88	0	0	20.91
<i>Imparfinis</i> cf. <i>schubarti</i> (Gomes, 1956)	31	12	9	1	0	0	0	0	0.54	99.46	0	0	0
<i>Phenacorhamdia</i> sp.	143	18	27	1	0	0	0	0	1.36	98.46	0	0	0.17
<i>Pimelodella</i> sp.	42	23	4	0	0	1	0	0	100	0	0	0	0
<i>Rhamdia</i> aff. <i>quelen</i> (Quoy and Gaimard, 1824)	24	5	11	0	0	1	0	0	35.29	17.65	47.06	0	0
<i>Rhamdia</i> cf. <i>itacaiunas</i> Silfvergrip, 1996	4	2	3	0	0	1	0	0	99.29	0	0	0	0.71
Loricariidae													
<i>Ancistrus</i> cf. <i>aguaboensis</i> Fisch-Muller, Mazzoni and Weber, 2001	149	42	7	1	0	0	0	100	0	0	0	0	0
<i>Ancistrus</i> cf. <i>minutus</i> Fisch-Muller, Mazzoni and Weber, 2001	309	32	27	1	0	0	0	100	0	0	0	0	0
<i>Farlowella</i> cf. <i>oxyrryncha</i> (Kner, 1853)	5	5	1	0	0	0	1	100	0	0	0	0	0
<i>Harttia punctata</i> Rapp Py-Daniel and Oliveira, 2001	276	44	18	1	0	0	0	100	0	0	0	0	0
<i>Hemiancistrus cerrado</i> de Souza, Melo, Chamon and Armbruster, 2008	7	7	1	1	0	0	0	99.87	0	0.04	0	0.09	0
<i>Hypostomus</i> sp.1	285	48	21	1	0	0	0	99.06	0	0	0	0.94	0
<i>Hypostomus</i> cf. <i>ericae</i> Hollanda Carvalho and Weber, 2005	116	22	23	1	0	0	0	99.67	0	0	0	0.33	0
<i>Loricaria</i> sp.	15	9	4	1	0	0	0	50.78	0	49.22	0	0	0
<i>Nannoplecostomus eleonorae</i> Ribeiro, Lima and Pereira, 2012	80	59	2	1	0	0	0	84.51	0	0	0	15.49	0
<i>Rineloricaria lanceolata</i> (Günther, 1868)	23	5	11	1	0	0	0	91.59	0	8.41	0	0	0
<i>Spatuloricaria</i> cf. <i>evansii</i> (Boulenger, 1892)	49	11	9	1	0	0	0	49.15	11.3	39.55	0	0	0
Trichomycteridae													
<i>Ituglanis goya</i> Datovo, Aquino and Langeani, 2016	1	1	1	1	0	0	0	0	13.59	81.52	0	0	4.89
SYNBRANCHIFORMES													

Taxon	Abundance		Occur	Ecological classification										
	Total	Max		Habitat use				Trophic category						
				Bent	Nect	Nectben	Marg	Detrit	T-Invert	A-Invert	Piscivore	Algivore	Herbivore	
Synbranchidae														
<i>Synbranchus cf. marmoratus</i>														
Bloch, 1795	11	11	1	0	0	0	1	76.42	0	23.58	0	0	0	

FIGURES

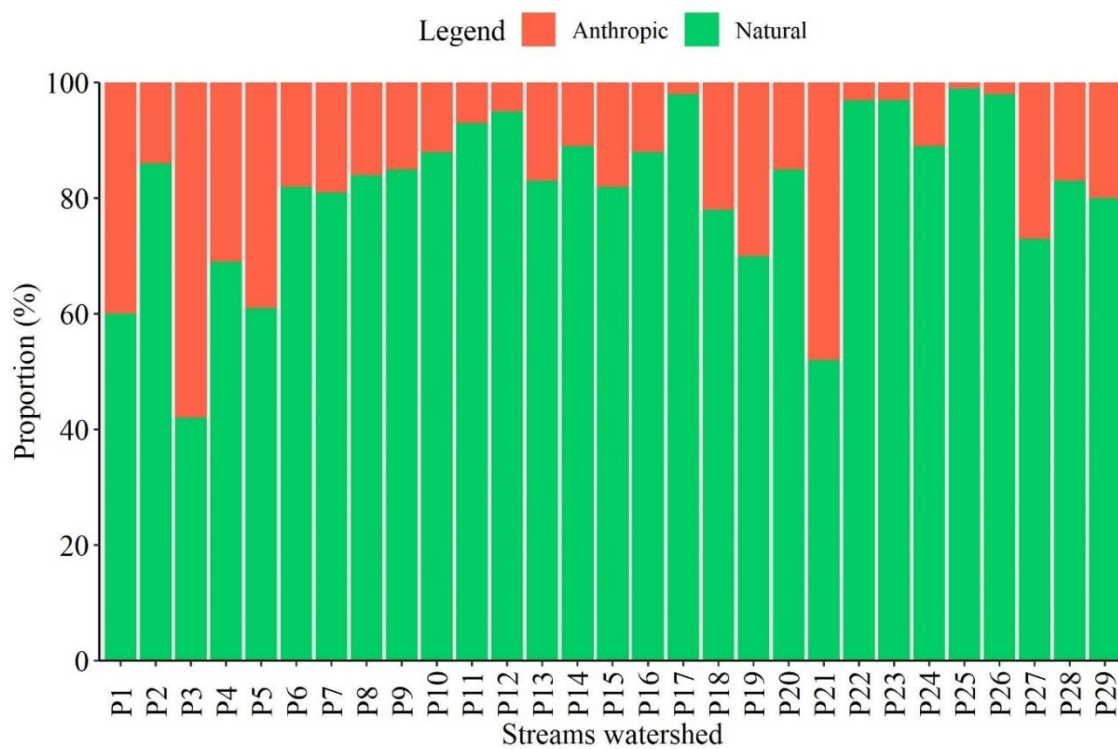


Fig. S1. Percentage of land use anthropic and land natural cover in 29 streams watershed of the sub-basin of the Santa Teresa river, Cerrado biome, Brazil. Data obtained from Barbosa et al. 2019.

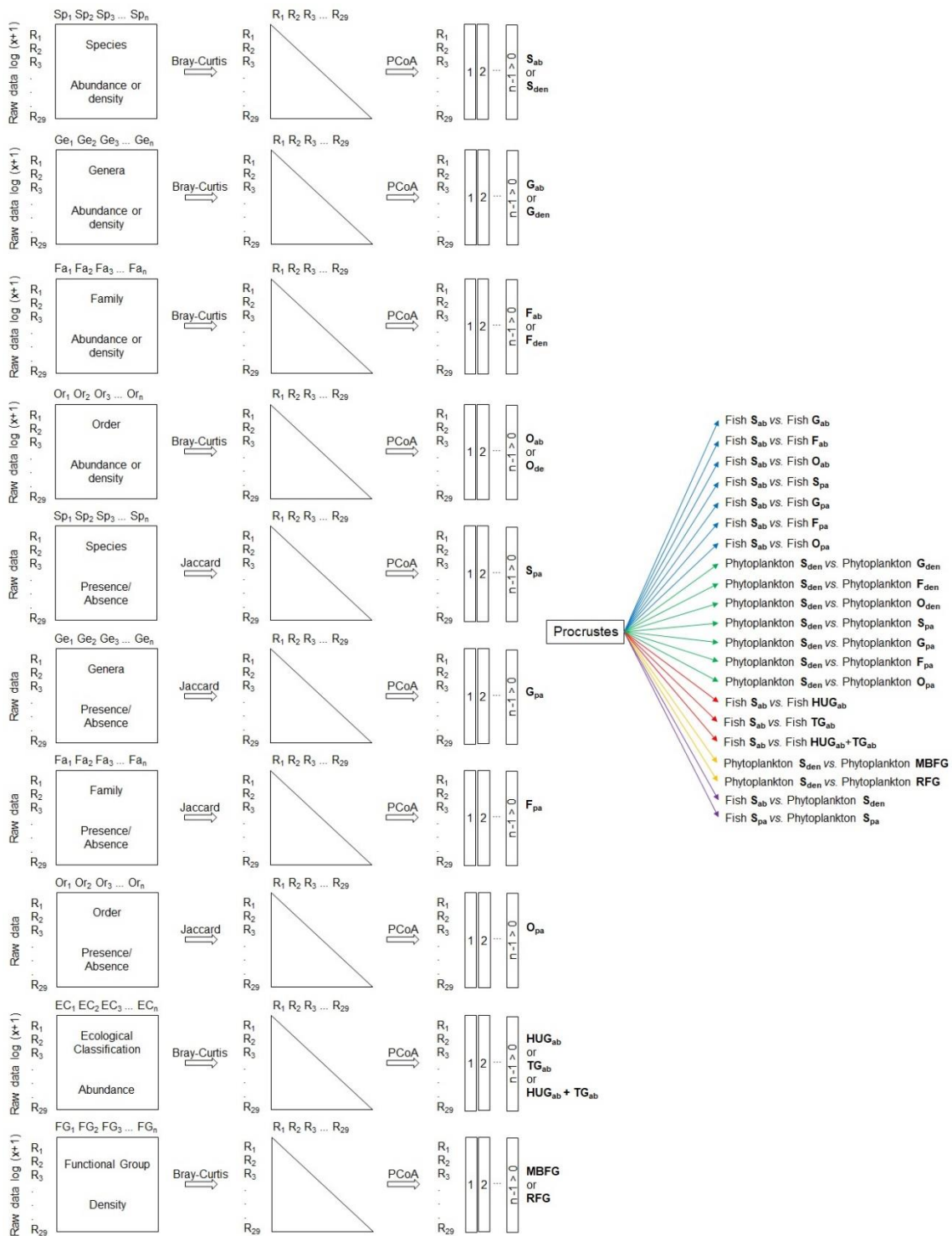


Fig. S2. Schematic representation of taxonomic and numerical resolution (see blue arrows for fish and green for phytoplankton), ecological substitute group (see red arrows for fish and yellow for phytoplankton), and surrogate group (see purple arrows). See list of abbreviations for their descriptions.

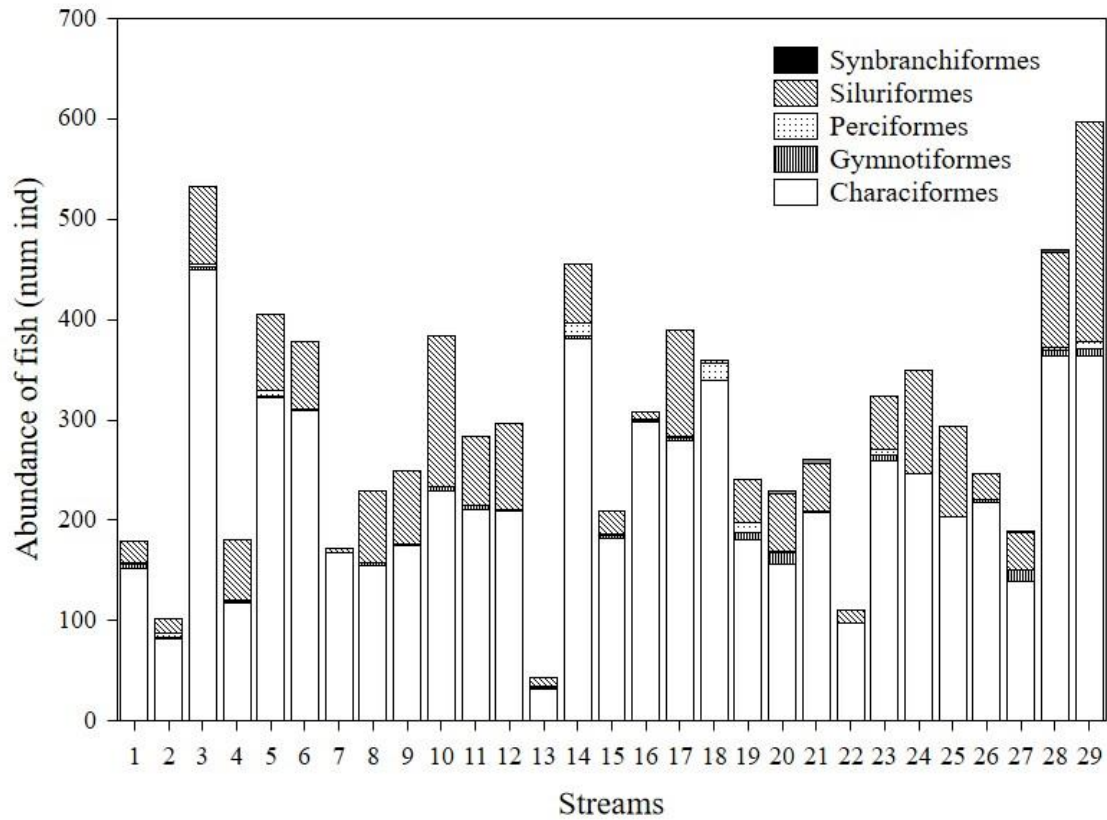


Fig. S3. Abundance of fish (number of individuals) found in 29 streams of Upper Tocantins river basin, sub-basin of the Santa Teresa river, Cerrado biome, Brazil, distributed in five orders.

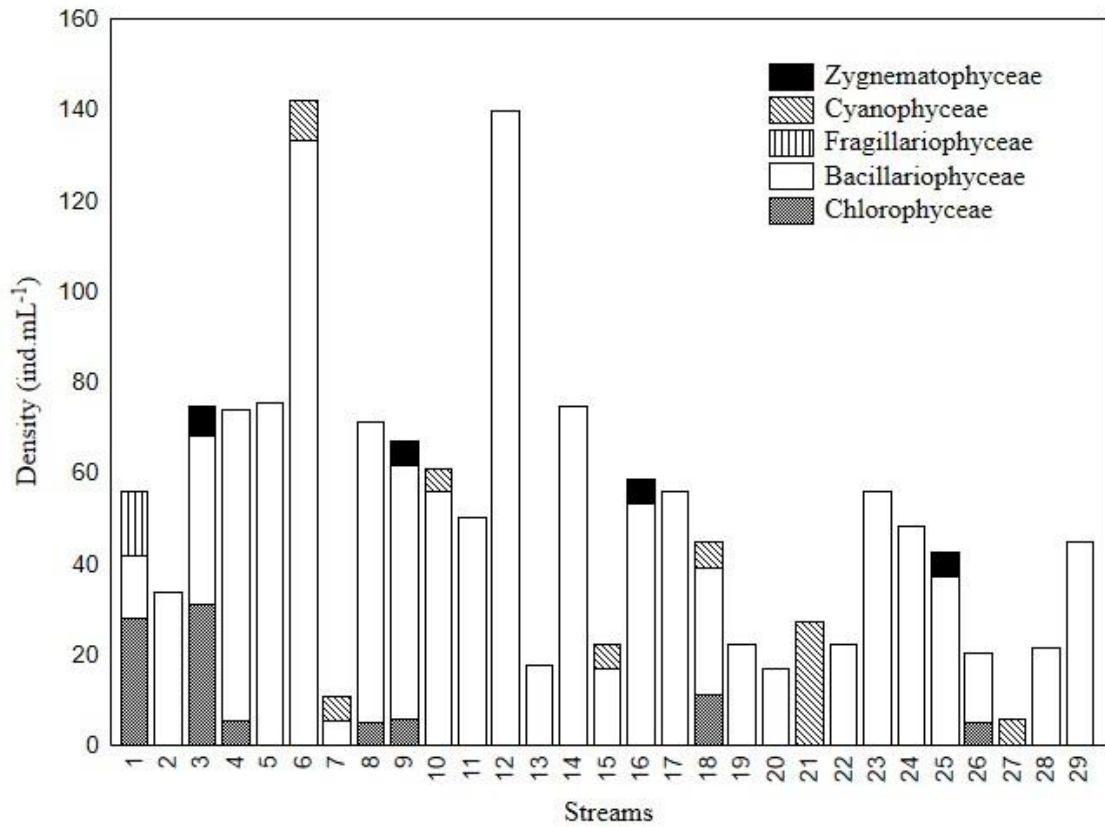


Fig. S4. Density of phytoplankton (individuals.mL⁻¹) by taxonomic class found in 29 streams of Upper Tocantins river basin, sub-basin of the Santa Teresa river, Cerrado biome, Brazil.

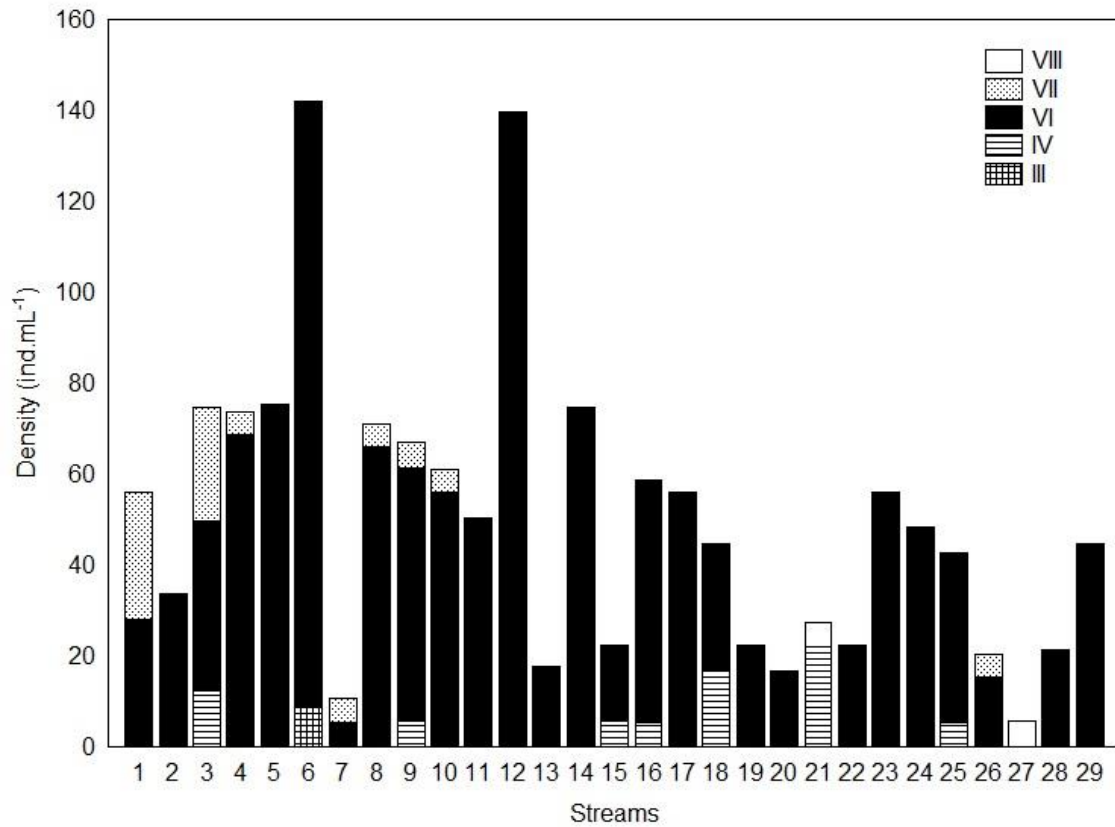


Fig. S5. Density of phytoplankton (individuals.mL⁻¹) by Morphology-Based Functional Groups found in 29 streams of Upper Tocantins river basin, sub-basin of the Santa Teresa river, Cerrado biome, Brazil.

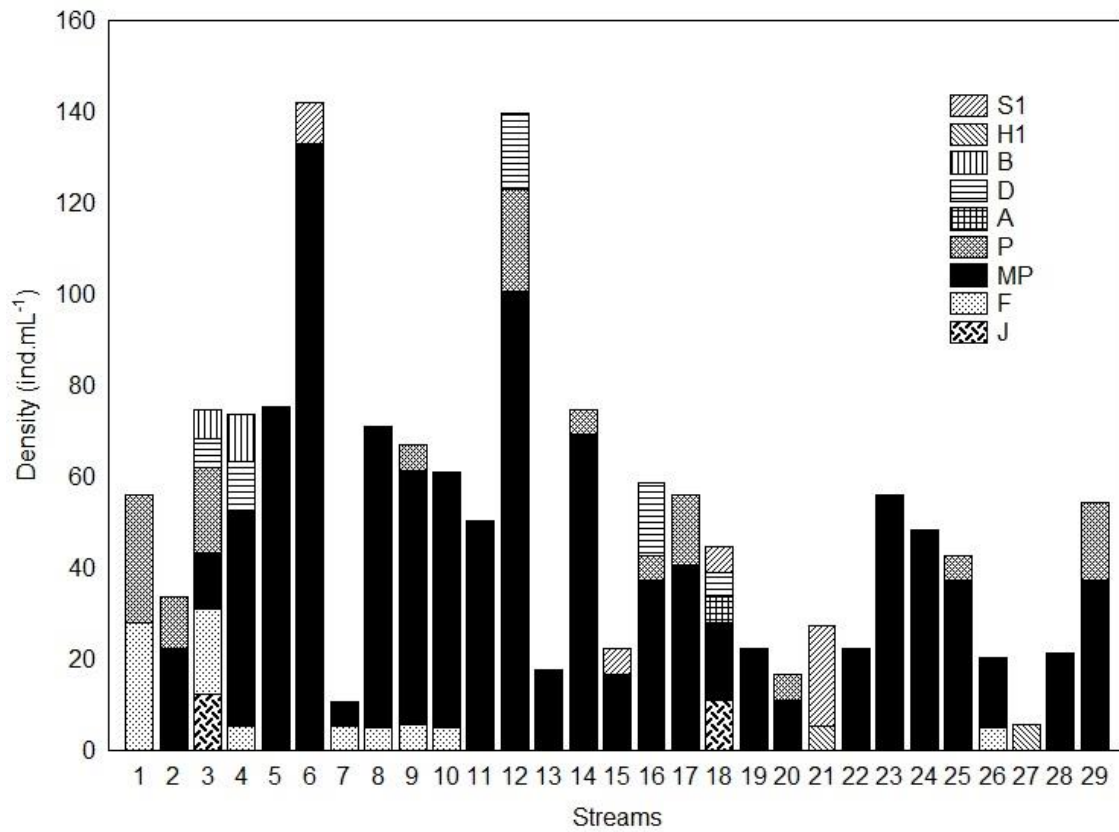


Fig. S6. Density of phytoplankton (individuals.mL⁻¹) by Reynolds Functional Groups found in 29 streams of Upper Tocantins river basin, sub-basin of the Santa Teresa river, Cerrado biome, Brazil.

List of abbreviations

Abbreviation	Description
Table S3	
A-Invert	aquatic invertivore
bent	benthic
Detrit	detritivore
marg	marginal
nect	nektonic
nectben	nektobenthic
Occur	occurrence
T-Invert	terrestrial invertivore
Figure S2	
EC	ecological classifications
Fa	family
Fab	axes of PCoA with abundance data of family
Fden	axes of PCoA with density data of family
FG	functional group
Fpa	axes of PCoA with family presence/absence data
Gab	axes of PCoA related to data on abundance of genus
Gden	axes of PCoA related to data of density of genus
Ge	genus
Gpa	axes of PCoA related to genus presence/absence data
HUGab	the axes of PCoA with abundance data of habitat use guilds
HUGab+TGab	axes of PCoA with abundance data of habitat use guilds in conjunction with trophic guilds
MBFG	axes of PCoA with density data of phytoplankton Morphology-Based functional groups
n	number of sites sampled
Oab	axes of PCoA with abundance data of orders
Oden	axes of PCoA with order density data
Opa	axes of PCoA with order presence/absence data
Or	order
R	streams sampled
RFG	axes of PCoA with density data of phytoplankton Reynolds Functional Groups
Sab	axes of PCoA with abundance data of species
Sden	axes of PCoA with species density data
Sp	species
Spa	axes of PCoA with species presence/absence data
TGab	axes of PCoA with abundance data of trophic guilds

References

- Backus-Freer J, Pyron M (2015) Concordance among fish and macroinvertebrate assemblages in streams of Indiana, USA. *Hydrobiologia* 758 (1): 141-150. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-015-2281-6>
- Bae M-J, Li F, Kwon Y-S, Chung N, Choi H, Hwang S-J, Park Y-S (2014) Concordance of diatom, macroinvertebrate and fish assemblages in streams at nested spatial scales: implications for ecological integrity. *Ecological Indicators* 47: 89-101. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.07.030>
- Barbosa HO, Borges PP, Dala-Corte RB, Martins PTA, Teresa FB (2019) Relative importance of local and landscape variables on fish assemblages in streams of Brazilian savanna. *Fisheries Management and Ecology* 26 (2): 1–12. <https://doi.org/10.1111/fme.12331>
- Bowman MF, Ingram R, Reid RA, Somers KM, Yan ND, Paterson AM, Morgan GE, Gunn JM (2008) Temporal and spatial concordance in community composition of phytoplankton, zooplankton, macroinvertebrate, crayfish, and fish on the Precambrian Shield. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 65 (5): 919-932. <http://dx.doi.org/10.1139/f08-034>
- Grenouillet G, Brosse S, Tudesque L, Lek S, Baraillé Y, Loot G (2008) Concordance among stream assemblages and spatial autocorrelation along a fragmented gradient. *Diversity and Distributions* 14 (4): 592-603. <https://www.jstor.org/stable/20172013>
- Kilgour BW, Barton DR (1999) Associations between stream fish and benthos across environmental gradients in southern Ontario, Canada. *Freshwater biology* 41 (3): 553-566. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2427.1999.00402.x>
- Kimmel WG, Argent DG (2016) Community concordance between fishes and benthic macroinvertebrates among adventitious and ordinate tributaries of a major river system. *Ecological Indicators* 70: 15-22. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.05.037>
- Larsen S, Mancini L, Pace G, Scalici M, Tancioni L (2012) Weak concordance between fish and macroinvertebrates in Mediterranean streams. *PLoS One* 7 (12): e51115. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0051115>
- Mueller M, Pander J, Geist J (2013) Taxonomic sufficiency in freshwater ecosystems: effects of taxonomic resolution, functional traits, and data transformation. *Freshwater Science* 32 (3): 762-778. <https://doi.org/10.1899/12-212.1>

- Paavola R, Muotka T, Virtanen R, Heino J, Kreivi P (2003) Are biological classifications of headwater streams concordant across multiple taxonomic groups? *Freshwater biology* 48 (10): 1912–1923. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2003.01131.x>
- Padial AA, Declerck SAJ, Meester L, Bonecker CC, Lansac-Tôha FA, Rodrigues LC, Takeda A, Train S, Velho LFM, Bini LM (2012) Evidence against the use of surrogates for biomonitoring of neotropical floodplains. *Freshwater biology* 57 (11): 2411-2423. <https://doi.org/10.1111/fwb.12008>
- Paszkowski, CA, Tonn WM (2000) Community concordance between the fish and aquatic birds of lakes in northern Alberta, Canada: the relative importance of environmental and biotic factors. *Freshwater biology* 43 (3): 421-437. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2000.00512.x>
- Ribas LGS, Padial, AA (2016) Erratum to: The use of coarser data is an effective strategy for biological assessments. *Hydrobiologia* 779 (1): 259-259. <https://doi:10.1007/s10750-016-2876-6>

**CAPÍTULO 2 – UM ÍNDICE DE INTEGRIDADE BIÓTICA BASEADO EM
PEIXES PARA AVALIAÇÃO DE RIACHOS DO CERRADO BRASILEIRO**

Artigo submetido à revista Ecological Indicators

A FISH-BASED INDEX OF BIOTIC INTEGRITY FOR ASSESSMENT OF STREAMS BRAZILIAN CERRADO

Abstract

Fish biomonitoring tools that assess the aquatic ecosystems ecological integrity are essential to watershed management. Our objective was to develop a fish-based Index of Biotic Integrity (IBI) applicable to streams of the upper Tocantins river basin in the Brazilian Cerrado. We sampled fish in 48 streams during dry season using an electrofishing pass along an 80-m reach in each stream. The final IBI metrics were selected in three phases: metric range, responsiveness (ANOVA/Kruskal-Wallis) and redundancy. Our final IBI comprised six metrics (Perciformes relative richness, Characiformes and Siluriformes relative richness, Characiformes and Siluriformes relative abundance, Characidae relative abundance, Benthics relative richness and Nektobenthics relative richness). The selected metrics represent different responses to anthropogenic interference and were sensitive to the main human pressures observed in the study region. We consider IBI an effective index to monitor streams conservation status in the upper Tocantins river basin using fish community.

Keywords: Anthropogenic disturbances, Biological monitoring, Freshwater assessment, Ichthyofauna, Multimetric indices, Neotropical streams

UM ÍNDICE DE INTEGRIDADE BIÓTICA BASEADO EM PEIXES PARA AVALIAÇÃO DE RIACHOS DO CERRADO BRASILEIRO

Resumo

Ferramentas de biomonitoramento utilizando peixes que avaliem a integridade ecológica dos ecossistemas aquáticos são essenciais para o manejo das bacias hidrográficas. Nosso objetivo foi desenvolver um Índice de Integridade Biótica (IIB) baseado em peixes aplicáveis a riachos da bacia do alto rio Tocantins, no Cerrado. Foram amostrados peixes em 48 riachos durante a estação seca por uma passagem de pesca elétrica ao longo de um trecho de 80 m em cada riacho. As métricas finais do IIB foram selecionadas em três fases: alcance métrico, responsividade (ANOVA/Kruskal-Wallis) e redundância. Nosso IIB final incluiu seis métricas (riqueza relativa de Perciformes, riqueza relativa de Characiformes e Siluriformes, abundância relativa de Characiformes e Siluriformes, abundância relativa de Characidae, riqueza relativa de bentônicos e riqueza relativa de nectobentônicos). As métricas selecionadas representam respostas diferentes à interferência antropogênica e foram sensíveis às principais pressões humanas observadas na região do estudo. Consideramos que o estado de conservação de riachos na bacia do alto rio Tocantins pode ser efetivamente monitorado pelo IIB desenvolvido com informações da ictiofauna.

Palavras-chave: Avaliação de água doce; Distúrbio antropogênico; Ictiofauna; Índice multimétrico; Monitoramento biológico; Riachos neotropicais

Introdução

Manter a integridade ecológica dos ecossistemas tem ganhado destaque na gestão de bacias hidrográficas. Portanto, desenvolver ferramentas que avaliem a integridade ecológica é fundamental para compreender as principais ameaças causadas pelos impactos humanos e para promover ações de conservação. Nesse sentido, ferramentas de biomonitoramento com peixes (e. g. Índices de Integridade Biótica – IIB) podem ser indicadores do estado de conservação ambiental dos riachos (Carvalho et al., 2017; Casatti et al., 2009; Karr, 1981). A importância do uso de peixes como indicadores para o biomonitoramento pode ser destacada pela sua utilização em todos os níveis de organização biológica, pela relação favorável do custo-benefício em programas de avaliação e a sensibilidade dos peixes à maioria das formas de perturbação humana (Carvalho et al., 2017; Fausch et al., 1990; Harris, 1995; Terra et al., 2013). Evidências da literatura tem sugerido que as assembleias de peixes de riachos respondem fortemente às mudanças antropogênicas que ocorrem localmente, assim como em zonas ribeirinhas e demais áreas de contribuição da drenagem (Allan 2004; Ferreira et al. 2014; Leal et al. 2016).

O uso do IIB com peixes para biomonitoramento tem longa tradição, iniciou-se com Karr (1981), que projetou o IIB baseado na comunidade de peixes para avaliar pequenos riachos nos Estados Unidos, posteriormente, várias adaptações desse modelo foram replicadas em outros países (Angermeier e Davideanu 2004; Ferreira e Casatti 2006; Ganasan e Hughes 1998; Lyons et al. 1995; Ruaro et al., 2020). Essas adaptações ocorreram principalmente em rios e riachos, mas também foram realizadas em áreas inundáveis, lagos, reservatórios, ecossistemas marinhos e terrestres (Ruaro e Gubiani, 2013; Ruaro et al., 2020). Além disso, o IIB passou a ser utilizado com outros grupos biológicos, como macroinvertebrados (Baptista et al., 2007; Macedo et al., 2016), algas (Hill et al., 2000; Wu et al., 2019), zooplâncton (De-Carli et al., 2019) e anfíbios (Micacchion, 2004).

Em regiões temperadas, o IIB é uma ferramenta efetiva e bastante utilizada (Souza e Vianna, 2019), com regulamentação na legislação como a Lei de Água Limpa dos Estados Unidos e o Quadro Diretivo da Água da União Europeia (Ruaro e Gubiani, 2013; Ruaro et al., 2020), sendo aplicado até mesmo em amplas escalas (Esselman et al., 2013). Enquanto isso, em países tropicais e subtropicais seu uso ainda é reduzido e incipiente, apesar das adaptações para essas regiões terem iniciado há décadas (Ruaro e Gubiani, 2013; Souza e Vianna, 2019). Por exemplo, no Brasil as iniciativas até o momento

partiram principalmente dos grupos de pesquisa, com fraco envolvimento governamental (Jaramillo-Villa e Caramaschi, 2008), negligenciando o diagnóstico de componentes ecológicos na classificação da qualidade ambiental (Ticiani et al., 2018). Um IIB com peixes foi desenvolvido na bacia do Paraná e São Francisco, Brasil, e sua utilização foi indicada para todo o bioma Cerrado (Carvalho et al., 2017), mas sua eficiência é questionável quando aplicado em outras bacias do mesmo bioma (Ávila et al., 2018). Considerando que o Cerrado abriga as cabeceiras de três importantes bacias hidrográficas brasileiras (Paraná, São Francisco e Araguaia-Tocantins) com alta heterogeneidade paisagística e ecológica (Sano et al., 2019), é importante ter cautela no desenvolvimento de índices para aplicação em escalas mais amplas.

Além da região neotropical se destacar mundialmente por sua riqueza taxonômica (Reis et al., 2016) e funcional de peixes (Toussaint et al., 2016), a biodiversidade do bioma Cerrado está fortemente ameaçada (Myers et al., 2000; Strassburg et al., 2017), principalmente pelo desmatamento para uso de agricultura e pecuária (Klink e Machado, 2005; Strassburg et al., 2017). Por esse motivo, é crescente a necessidade de implementação de programas de monitoramento ambiental nessas áreas. Nesse sentido, o objetivo deste estudo foi desenvolver um IIB direcionado para riachos da bacia do alto rio Tocantins no Cerrado. Procuramos especificamente (i) selecionar métricas de fácil aplicação para compor o IIB, capazes de distinguir as assembleias de peixes ao longo do gradiente ambiental, e (ii) avaliar o desempenho do IIB a partir da avaliação de riachos para validação. No desenvolvimento do nosso índice, nos preocupamos principalmente com os critérios da lógica (derivados de conceitos teóricos sólidos e que possibilitem fazer previsões *a priori*) e implementação (protocolo simples de baixo custo de aplicação) (Bonada et al., 2006).

Materiais e métodos

Área de estudo

Nós amostramos 48 riachos de primeira a terceira ordem (Strahler, 1957) no bioma Cerrado, região norte do estado de Goiás, bacia do alto Tocantins (Fig. 1). Essa bacia compõe a região hidrográfica do Tocantins-Araguaia sujeita a um clima tropical, com temperatura média anual de 26°C, e dois períodos climáticos bem definidos: o chuvoso, de outubro a abril, concentrando aproximadamente 90% da precipitação anual, e o seco, de maio a setembro, com baixa umidade relativa do ar (MMA, 2006). A bacia hidrográfica do alto Tocantins possui uma área de drenagem de 45.070 Km² (Meirelles et

al., 2007), localizada na porção norte e nordeste do estado de Goiás e sudeste de Tocantins. A área coletada abrange um gradiente ambiental desde riachos minimamente impactados, próximo a prístinos, com aproximadamente 90% da vegetação nativa remanescente (Barbosa et al., 2019; Borges et al., 2016), a riachos mais impactados com cerca de 40% de pastagem na microbacia. A altitude da região estudada varia de 392 a 927 m, e a declividade média varia aproximadamente de 8% a 31%.

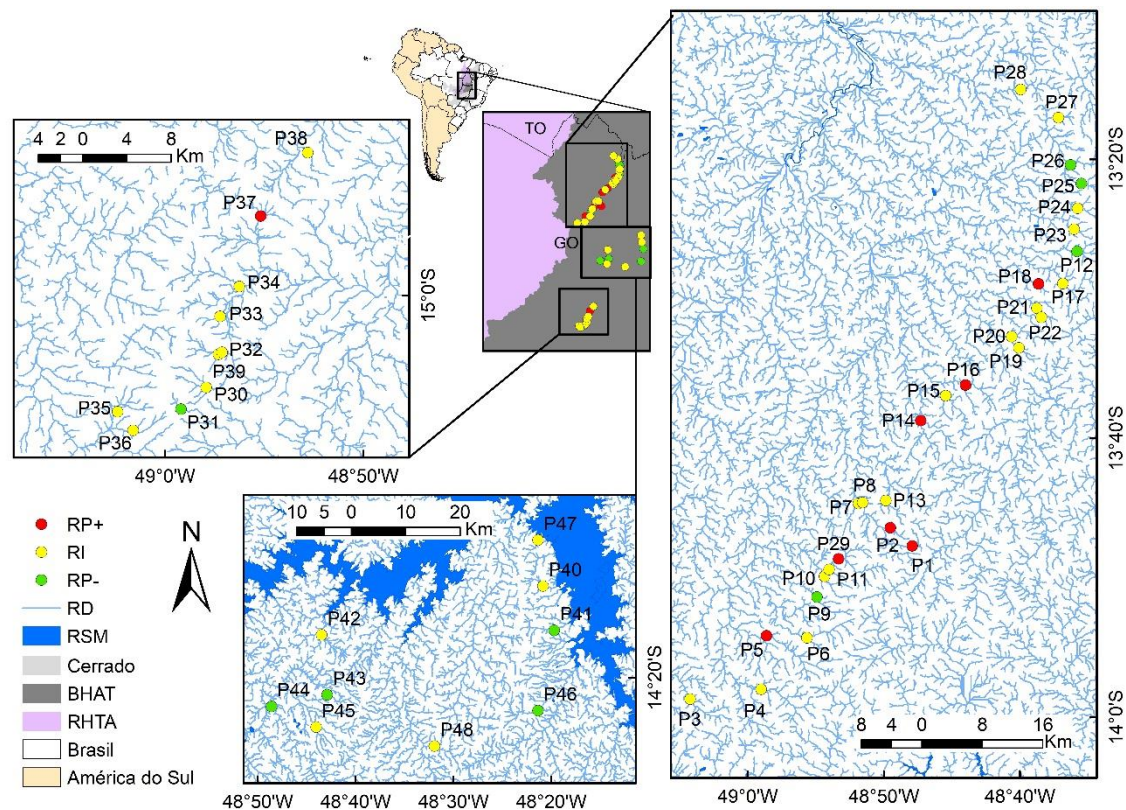


Fig. 1. Localização dos 48 riachos amostrados na bacia do alto rio Tocantins, Brasil. RP+ = riachos mais perturbados, RP- = riachos menos perturbados, RI = riachos intermediários, RD = rede de drenagem, RSM = Reservatório Serra da Mesa, BHAT = bacia hidrográfica alto rio Tocantins, RHTA = região hidrográfica Tocantins-Araguaia.

Amostragem dos peixes

Os peixes foram coletados por meio de uma passagem de pesca-elétrica em um trecho de 80 m em 48 de riachos (Fig. 1, para maiores detalhes veja Barbosa et al., 2019). Cada riacho foi considerado uma unidade amostral. A amostragem ocorreu no período de seca nos meses de agosto e setembro de 2013 (n=29) e maio e junho de 2016 (n=19). Os peixes estão depositados na Coleção Zoológica da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (ZUFMS) e no Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Goiás, Anápolis.

Variáveis ambientais

Foram mensuradas variáveis ambientais e de uso do solo em múltiplas escalas espaciais (local, buffers ripários e bacia hidrográfica, Fig. S1). As variáveis locais foram: 1) substrato fino, 2) largura da mata ciliar, 3) porcentagem de herbáceas na mata ciliar, 4) velocidade de fluxo da água, 5) profundidade média do riacho, 6) largura média do riacho. A variável *buffer* ripário foi: 7) porcentagem de uso do solo para agropecuária (pastagem e agricultura). As variáveis da bacia hidrográfica foram: 8) porcentagem de uso do solo para agropecuária, 9) área da bacia, 10) altitude e 11) declividade média. As variáveis ambientais (1, 2, 3, 7 e 8) foram utilizadas para compor os índices utilizados na classificação dos riachos em relação ao gradiente de perturbação antrópica. Enquanto que as variáveis ambientais (4, 5, 6, 9, 10 e 11) foram utilizadas para avaliar se a variação das métricas diferem entre os riachos menos perturbados, mais perturbados, e intermediários. Se não houver diferença da variação das métricas entre o gradiente de perturbação antrópica, as métricas não são preditas por condições naturais.

Para a caracterização ambiental, as variáveis locais largura da mata ciliar, velocidade de fluxo da água, profundidade e largura média do riacho foram medidas de acordo com Barbosa et al. (2019). O substrato fino foi estimado visualmente (porcentagem de substrato com diâmetro menor que 10 mm, como areia, cascalho e silte). Para a porcentagem de vegetação herbácea na mata ciliar, definimos visualmente uma faixa de 30 m em ambas as margens ao longo do trecho de 80 m como sendo a área total a ser avaliada, e nessa área estimamos a porcentagem de cobertura exclusivamente por herbácea. Para as variáveis da bacia hidrográfica, a área da bacia, altitude e declividade média também foram calculadas de acordo com Barbosa et al. (2019). A variável uso do solo para agropecuária das escalas de *buffer* ripário e bacia hidrográfica foram obtidas a partir de mapas de cobertura e uso do solo gerados a partir de processos de classificação automática aplicada a imagens de satélite (Project MapBiomas). Os mapas utilizados foram referentes aos anos de 2013 e 2016, levando em consideração o ano de amostragem dos peixes em cada riacho. O *buffer* ripário foi gerado para toda a rede de drenagem a montante do local coletado com 50 m de largura para ambas as margens (ver Fig. S1).

Classificação dos riachos ao longo de um gradiente de perturbação antrópica

Para classificar os riachos em relação ao gradiente de perturbação antrópica, nós definimos quantitativamente o estado de perturbação dos locais amostrados. Adaptamos a metodologia proposta por Ligeiro et al. (2013) e desenvolvemos três índices: i) IDL –

Índice de Distúrbio Local, ii) IDB – Índice de Distúrbio na Bacia hidrográfica, e iii) ambos os índices juntos, o IDI – Índice de Distúrbio Integrado. Para evitar a criação dos índices com variáveis ambientais colineares, realizamos uma Correlação de Pearson (ver Tabela S1). Nos casos em que a correlação entre duas variáveis exploratórias foi maior ou igual 0,70, mantemos apenas a mais abrangente para os índices. Para compor o IDL, selecionamos as variáveis porcentagem de substrato fino, o inverso da porcentagem da largura da mata ciliar (100 menos a porcentagem da largura da mata ciliar - esse cálculo foi realizado para manter a coerência do aumento ou diminuição do impacto em relação as outras variáveis), e porcentagem de herbáceas na mata ciliar. Para o IDB, utilizamos a variável porcentagem de uso do solo para agropecuária na bacia e no buffer ripário. Em cada índice, quanto maior o valor, maior a intensidade das modificações humanas observadas naquele local, ou seja, maior o desvio da condição natural nessa escala espacial (Ligeiro et al., 2013).

Para calcular o IDI, os valores de cada índice (IDL e IDB) foram divididos por 75% do valor máximo que cada um pode teoricamente alcançar (Ligeiro et al., 2013). Os valores do IDL variam potencialmente de 0 (nenhuma evidência de impacto local ou zona ripária) a 200 (todo o trecho do riacho mais a zona ripária impactados). Assim, os valores deste índice foram divididos por 150. Os valores do IDB variam potencialmente de 0 (nenhum uso da terra na bacia hidrográfica) a 100 (toda a bacia hidrográfica impactada por uso do solo para agropecuária). Assim, os valores deste índice foram divididos por 75. Posteriormente, calculamos o IDI através da aplicação do teorema de Pitágoras para obtenção da hipotenusa que representa a distância euclidiana entre a posição do riacho no plano de perturbação IDL e IDB até a origem do plano (Ligeiro et al., 2013).

$$\text{Índice de distúrbio integrado (IDI)} = \left[\left(\frac{IDL}{150} \right)^2 + \left(\frac{IDB}{75} \right)^2 \right]^{1/2}$$

Os riachos foram classificados em três categorias relacionadas ao gradiente de perturbação antrópica (menos perturbado, intermediário e mais perturbado, ver Fig. 1 e S3). Os locais menos perturbados são considerados como os locais de referência. Esses locais não representam sistemas prístinos, mas sim, sistemas menos alterados que existem por causa da difusão global das perturbações humanas (Hughes et al., 1986; Stoddard et al., 2006). A partir da classificação dos riachos em relação ao gradiente de perturbação antrópica, nove riachos com valores de IDI no percentil 15° foram classificados como menos perturbados e oito no percentil 85° foram classificados como mais perturbados (Fig. S2 e S3). Os riachos com valores de IDI entre os percentis 15° e 85° foram

classificados como intermediários (ver valores de IDI para todos os riachos na Tabela S2). O IDI médio para os 48 riachos foi de $0,61 \pm 0,30$ e os limites para definir os locais mais perturbados e menos perturbados foram de 0,30 e 0,90, respectivamente (Fig. S3).

Métricas candidatas

As métricas da assembleia de peixes candidatas para compor o IIB (Tabela S3) foram selecionadas de acordo com métricas disponíveis na literatura (Carvalho et al., 2017; Casatti et al., 2009; Ferreira e Casatti, 2006; Karr, 1981; Santos e Esteves, 2015). Para representar a variedade de condições e aspectos ambientais da assembleia de peixes, as métricas são relacionadas a diferentes aspectos da estrutura da assembleia de peixes (p. ex., riqueza/abundância, diversidade e dominância, posição na coluna d'água e uso do habitat, e estrutura trófica).

Seleção de métricas e testes de sensibilidade

As métricas do IIB final foram selecionadas em três fases. Primeiramente, foram excluídas as métricas com baixa representatividade, depois as métricas que não variam entre os riachos menos e mais perturbados e, por fim, as métricas redundantes (Fig. S2). Métricas com representação insuficiente e/ou baixa variabilidade (p. ex., métricas de riqueza ≤ 5 , métricas de porcentagem com intervalo $< 10\%$ e métricas com 95% de valores zerados) foram excluídas (Carvalho et al., 2017). A sensibilidade das métricas em diferenciar os locais menos perturbados, intermediários e mais perturbados foi avaliada através da ANOVA (Análise de Variância) quando os dados atenderam os pressupostos de normalidade (teste Shapiro-Wilk) e de homogeneidade das variâncias (teste de Levene). Caso contrário, utilizamos o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis. Para identificar as métricas fortemente correlacionadas, realizamos testes de Correlação de Pearson ($r \geq |0,70|$). No caso de métricas redundantes, foram mantidas as métricas consideradas de mais fácil obtenção por um técnico de campo.

Além disso, avaliamos se as variáveis ambientais naturais diferem entre as categorias do gradiente de perturbação (menos perturbado, intermediário e mais perturbado) por meio da ANOVA ou Kruskal-Wallis. Não encontramos diferenças das variáveis ambientais naturais ao longo do gradiente de perturbação (ver tabela S4). Assim, inferimos que a resposta das métricas extraídas das assembleias em relação ao gradiente de perturbação não são influenciadas por variações das variáveis ambientais naturais.

Desenvolvimento e validação do IIB

Primeiramente, selecionamos de forma aleatória dez riachos para a validação. Os 38 riachos restantes foram utilizados para a criação do IIB (Fig. S2). Selecionamos para o IIB final as métricas não redundantes que diferenciaram os riachos menos perturbados (condição de referência) dos mais perturbados. Como os valores das métricas podem aumentar ou diminuir em locais menos perturbados, seguimos os critérios adotados por Baptista et al. (2007) para definir os limiares de cada métrica para a determinação da pontuação que representa a qualidade atribuída à respectiva métrica (Fig. S2). Utilizamos os valores das métricas encontrados nos riachos menos perturbados como referência para a definição dos limiares. As métricas que apresentam maiores valores em locais menos perturbados receberam pontuação 1 para os valores que atingiram até o valor mínimo, pontuação 3 para os valores até o percentil 25°, e 5 para os valores a partir do percentil 25°. As métricas que apresentam menores valores em locais menos perturbados receberam pontuação 1 para os valores acima do máximo, 3 para os valores entre o percentil 75° e o máximo, e 5 para os valores abaixo do percentil 75° (Fig. S4). Por fim, calculamos para cada riacho a média das métricas resultando no IIB final, e sua pontuação pode variar entre 1 e 5, correspondendo ao status de integridade biótica (Casatti et al., 2009).

Para a etapa de validação do índice, realizamos um teste de Correlação de Pearson entre o IIB e IDI com os 10 riachos anteriormente selecionados (que não foram incluídos no desenvolvimento do IIB) (Fig. S2). Para o teste de Correlação, esperávamos uma correlação negativa, pois quanto maior o índice de distúrbio antrópico, menor a integridade biótica dos peixes nos riachos avaliados. Nós consideramos de forma contínua os valores obtidos com o IIB na avaliação dos riachos. Assim, os riachos com valores próximos de 5 apresentam status de integridade biótica mais relacionados ao gradiente ambiental menos perturbado, enquanto os riachos com valores próximos de 1 estão relacionados ao gradiente ambiental mais perturbado.

Resultados

Desenvolvimento do IIB

Um total de 11.379 peixes foram coletados, compreendendo 67 espécies, 19 famílias e seis ordens (Tabela S5). Das 71 métricas candidatas para compor o IIB final (Tabela S3), 23 foram eliminadas pela falta de representatividade, 40 por não apresentarem sensibilidade a perturbação ambiental (Tabela S6), e duas métricas foram excluídas por

apresentarem explicação redundante (Tabela S7). Por fim, seis métricas foram selecionadas para compor o IIB final: riqueza relativa de Perciformes, abundância relativa de Characidae, riqueza relativa de Characiformes e Siluriformes, abundância relativa de Characiformes e Siluriformes, riqueza relativa de bentônicos e riqueza relativa de nectobentônicos (Fig. 2, Tabela 1).

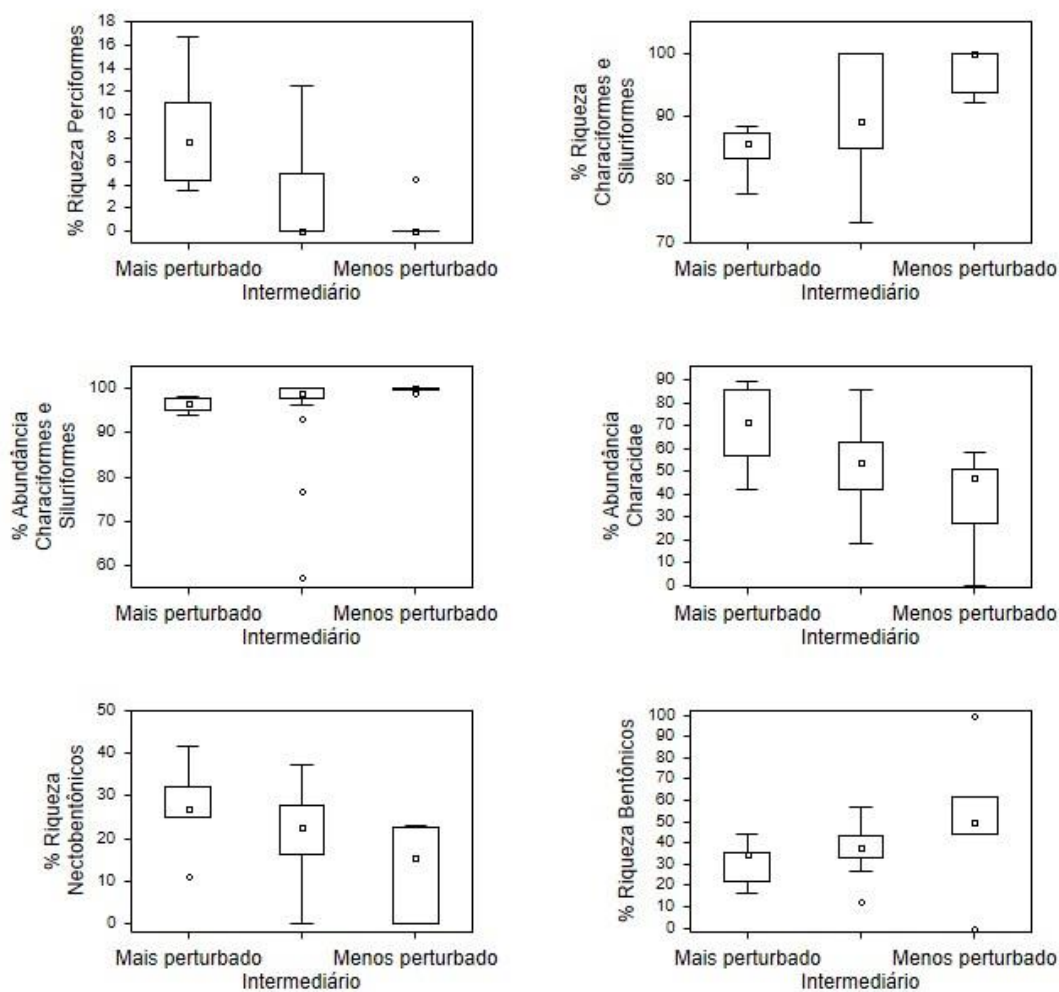


Fig. 2. Variação das seis métricas finais do Índice de Integridade Biótica baseado em peixes para riachos da bacia do alto rio Tocantins testadas em função das categorias do gradiente de perturbação antrópica dos riachos (mais perturbado, intermediário e menos perturbado). Os quadrados representam as medianas, as caixas o 1º e 3º quartis, as linhas os desvios-padrão e os círculos as observações extremas (*outliers*).

Validação

Para a validação, aplicamos em 10 riachos da região o IIB desenvolvido (Tabela 1). A Correlação de Pearson entre os valores obtidos pelos riachos avaliados com o IIB vs. o IDI (Tabela 2) apresentou $r = -0,45$ e $p = 0,194$.

Tabela 1. Resposta prevista em relação aos riachos menos perturbados e critérios usados para pontuar as métricas de IIB adaptadas para este estudo.

Métricas	Resposta esperada	Critérios de pontuação		
		5	3	1
% Riqueza Perciformes	Diminuir	$x \leq 4$	$4 < x < 6$	$x \geq 6$
% Abundância Characidae	Diminuir	$x \leq 51$	$51 < x < 61$	$x \geq 61$
% Riqueza Characiformes e Siluriformes	Aumentar	$x \geq 87$	$76 < x < 87$	$x \leq 76$
% Abundância Characiformes e Siluriformes	Aumentar	$x \geq 99$	$57 < x < 99$	$x \leq 57$
% Riqueza Bentônicos	Aumentar	$x \geq 29$	$0 < x < 29$	$x = 0$
% Riqueza Nectobentônicos	Diminuir	$x \leq 26$	$26 < x < 29$	$x \geq 29$

Tabela 2. Valores do Índice de Perturbação Integrada (IDI) e Índice de Integridade Biótica (IIB) para os riachos utilizados para a validação.

	Status IDI	IDI	IIB
P7	Intermediário	0.87	3.67
P16	Mais perturbado	0.92	3.00
P19	Intermediário	0.58	4.00
P20	Intermediário	0.32	3.33
P25	Menos perturbado	0.13	5.00
P28	Intermediário	0.58	2.00
P35	Intermediário	0.55	4.67
P39	Intermediário	0.42	3.67
P40	Intermediário	0.68	2.33
P43	Menos perturbado	0.23	3.67

Discussão

As seis métricas selecionadas pelo nosso IIB foram relacionadas aos níveis de organização biológica de riqueza (riqueza relativa de Perciformes e riqueza relativa de Characiformes e Siluriformes), abundância (abundância relativa de Characiformes e Siluriformes e abundância relativa de Characidae), e posição na coluna d'água e uso do habitat (riqueza relativa de bentônicos e riqueza relativa de nectobentônicos), representando a estrutura taxonômica e funcional das assembleias de peixes. Essas

métricas são comumente utilizadas em outros trabalhos semelhantes (Carvalho et al., 2017; Casatti et al., 2009; Karr, 1981; Santos e Esteves, 2015), reforçando assim a importância dessas métricas na representação da integridade biológica da assembleia de peixes de riachos. Assim, sugerimos que essas métricas são sensíveis às principais pressões antropogênicas observadas na região de estudo e adequadas para monitorar a integridade biológica dos peixes e o estado de conservação dos riachos na bacia do alto rio Tocantins.

Sensibilidade das métricas

As métricas selecionadas para o IIB representaram diferentes respostas às interferências antrópicas. Por exemplo, em riachos mais perturbados, a abundância relativa de Characidae aumentou, enquanto a riqueza relativa de bentônicos diminuiu. A sensibilidade dessas duas métricas pode estar relacionada à facilidade de algumas espécies de peixes em ocupar ambientes com baixa complexidade de habitats, aumentando sua abundância em riachos mais degradados (Ceneviva-Bastos et al., 2010), e algumas espécies de peixes que necessitam de maior disponibilidade de habitats na região bentônica, encontrados principalmente em riachos menos degradados (Santos e Esteves, 2015), respectivamente.

Nesse estudo, os riachos menos perturbados são os que mantêm a vegetação ripária e as áreas da bacia hidrográfica com maior proporção de vegetação nativa remanescente. Esses riachos possuem maior variação de substrato, velocidade de fluxo da água, remansos e corredeiras, aumentando a heterogeneidade de habitats e recursos alimentares, beneficiando a ocorrência de espécies especialistas (Teresa et al., 2015). Algumas espécies encontradas em nosso estudo, por exemplo, as dos gêneros *Cetopsorhamdia* e *Imparfins* (guilda trófica invertívora), e *Hemiancistrus*, *Rineloricaria* e *Corumbataia* (guilda trófica detritívora) compõem a riqueza bentônica que geralmente exploram ambientes com maior heterogeneidade de habitats (Cruz et al., 2013; Pusey e Arthington, 2003; Teresa et al., 2015). A ausência/degradação da mata ciliar pode comprometer a ocorrência de espécies bentônicas, causados principalmente pela erosão das margens e homogeneização do substrato (Pinto et al., 2006). Por outro lado, a maior abundância de espécies da família Characidae (p. ex., os gêneros *Astyanax* e *Moenkhausia*) e maior riqueza relativa de nectobentônicos (p. ex., *Cichlasoma*) foram registrados nos riachos com maior desmatamento na bacia hidrográfica e mata ciliar. Esses riachos ficam desprotegidos da entrada de sedimentos e outros materiais vindos de

áreas adjacentes, alterando a composição natural do substrato e outras características da água (Cruz et al., 2013; Pusey e Arthington, 2003). A família Characidae possui organismos nectônicos e geralmente são onívoros, portanto, capturam alimentos trazidos pela corrente e disponíveis na coluna d'água (Casatti et al., 2009), ambos esses traços trófico e de exploração de habitat caracterizam espécies generalistas. A maior riqueza e abundância de Characiformes e Siluriformes em regiões neotropicais estão relacionadas a ambientes aquáticos continentais preservados (Carvalho et al., 2017; Casatti et al., 2009; Terra et al., 2013). Assim como Casatti et al. (2009), nós também encontramos maior predominância de espécies da ordem Perciformes em ambientes degradados. Espécies da família Cichlidae que compõem a ordem Perciformes apresentam alta tolerância térmica e a hipóxia (Jung, 2018), podendo levar vantagem em riachos degradados. Essas métricas foram importantes em nosso estudo para diferenciar ambientes menos perturbados, intermediários e mais perturbados, sendo eficiente em avaliar o estado de integridade ecológica dos riachos. Acreditamos que o baixo número de riachos para validação (n=10) contribuiu para o resultado não significativo no teste de correlação entre o IIB e IDI.

Visão geral do IIB da bacia do alto rio Tocantins, limitações e vantagens

Disponibilizar um IIB baseado em peixes para aplicação em grandes áreas geográficas na região Neotropical pode negligenciar a sensibilidade das métricas na determinação dos riachos menos ou mais perturbados, por exemplo, na aplicação em bacias hidrográficas com composição de espécies diferentes. IIBs robustos foram desenvolvidos em várias regiões do mundo e sugeridos para áreas mais amplas (Aparicio et al., 2011; Carvalho et al., 2017), mas a performance desses IIB não é efetiva (Ávila et al., 2018; Ramos-Merchante e Prenda, 2018). Assim, muitas dessas ferramentas são adaptadas para novas regiões com o objetivo de encontrar métricas sensíveis e melhorar o desempenho geral do índice. Por exemplo, em New Jersey, novas adaptações foram propostas para um IIB que tinha sido desenvolvido no ano 2000 e recalibrado em 2005 com o objetivo de corrigir fracas respostas a gradientes estressores e aumentar o poder de discriminação entre ambientes menos e mais perturbados (Vile e Henning, 2018). Na região do Mediterrâneo, um IIB originalmente desenvolvido por Aparicio et al. (2011) para a bacia do Jucar, Espanha, foi adaptado para aplicação em outra bacia com diferenças significativas em termos de área, composição da fauna, geologia e impacto humano (Ramos-Merchante e Prenda, 2018). Carvalho et al. (2017), utilizando dados de peixes das bacias hidrográficas do São Francisco e Paraná, propuseram um IIB para os riachos

do Cerrado. Nosso IIB não avalia e nem questiona a eficiência do IIB desenvolvido por Carvalho et al. (2017) nas bacias no qual ele foi calibrado, mas o sugerimos para a bacia do alto rio Tocantins, uma região do Cerrado em que IIBs com peixes não foram objeto de pesquisa (Ticiani et al., 2018), apesar dos avanços de impactos antrópicos, como a substituição da vegetação nativa por pastagem e agricultura que tem ocorrido nessa bacia hidrográfica ao longo do tempo (Borges et al., 2016), sendo necessário uma ferramenta eficiente para avaliação desses impactos. Considerando especificamente a bacia do alto rio Tocantins, nós corrigimos as métricas com respostas sensíveis aos impactos ambientais nos riachos. Por exemplo, algumas métricas do IIB de Carvalho et al. (2017) como a abundância relativa de Loricariidae não foi sensível para discriminar locais menos e mais perturbados em nossa região, e sim, a riqueza relativa de bentônicos, e também riqueza relativa de espécies comuns, riqueza relativa de invertívoros, abundância relativa de Trichomycteridae e *Poecilia reticulata* não foram sensíveis em nossa região.

Um aspecto positivo do nosso IIB é a facilidade de aplicação, pois as métricas selecionadas levam em consideração a identificação dos peixes em níveis taxonômicos superiores (ordens ou famílias) e aspectos ecológicos de fácil identificação (por exemplo, posição ocupada na coluna d'água) (Barbosa et al., 2019; Oliveira et al., 2020). Um IIB com métricas simples, que use níveis taxonômicos mais altos, características morfológicas corporais e valores obtidos em campo, sem tratamento, facilita a avaliação profissional realizada de forma quantitativa sobre a qualidade da assembleia de peixes (Barbour et al. 1999).

Considerações finais

Nosso estudo mostrou que o IIB foi capaz de diferenciar os riachos em relação às condições ambientais abordadas em múltiplas escalas de uso do solo com agricultura e pastagem. Assim, o desenvolvimento desse IIB para a região da bacia do alto rio Tocantins fornece uma ferramenta válida para avaliar a integridade biológica dos peixes de riachos de primeira a terceira ordem sob esse gradiente estressor de uso do solo. Essa ferramenta será útil para apoiar o monitoramento biológico com peixes e subsidiar as escolhas das melhores estratégias para conservação dos ecossistemas aquáticos de riachos e sua biota, por exemplo, definindo áreas prioritárias para recuperação e proteção ambiental. Como o IIB é um índice adaptável, esperamos refinamentos contínuos à medida que mais dados ecológicos estiverem disponíveis para a comunidade de peixes.

Agradecimentos

Este estudo foi financiado pelo Conselho Nacional de Pesquisa (CNPq) (processo número: 482185/2012-0) e Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Goiás (FAPEG) (processo número: 201210267000703 e AUXPE 2036/2013). FBT e LCGV são apoiados por bolsa de produtividade do CNPq. Agradecemos à Secretaria de Desenvolvimento Social do Estado de Goiás por fornecer licença remunerada à HOB para seu estudo de doutorado. Agradecemos ao Dr. Fernando R. Carvalho por sua assistência com a identificação das espécies de peixes. Estudos de LCGV e FBT sobre ecologia aquática são desenvolvidos no contexto do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia (INCT) em Ecologia, Evolução e Conservação da Biosiversidade, apoiado pelo Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicação (MCTIC) e CNPq (proc. 465610/2014-5).

Referências

- Allan, J.D., 2004. LANDSCAPES AND RIVERSCAPES: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 35, 257–284.
<https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122>
- Angermeier, P.L., Davideanu, G., 2004. Using fish communities to assess streams in Romania: Initial development of an index of biotic integrity. *Hydrobiologia* 511, 65–78. <https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000014030.18386.65>
- 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. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 21, 324–337.
<https://doi.org/10.1002/aqc.1197>
- Ávila, M.P., Carvalho, R.N., Casatti, L., Simião-Ferreira, J., de Moraes, L.F., Teresa, F.B., 2018. Metrics derived from fish assemblages as indicators of environmental degradation in Cerrado streams. *Zoologia* 35.
<https://doi.org/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, 83–94.
<https://doi.org/10.1007/s10750-006-0286-x>
- Barbosa, H. O., Borges, P.P., Dala-Corte, R.B., Martins, P.T. de A., Teresa, F.B., 2019. Relative importance of local and landscape variables on fish assemblages in streams of Brazilian savanna. *Fish. Manag. Ecol.* 26, 119–130.

- <https://doi.org/10.1111/fme.12331>
- Barbosa, H.O., Machado, K.B., Vieira, M.C., Pereira, H.R., Gomes, L.F., Nabout, J.C., Teresa, F.B., Vieira, L.C.G., 2019. Alternatives for the biomonitoring of fish and phytoplankton in tropical streams. *Neotropical Biology and Conservation*, 14, 361. <https://doi.org/10.3897/neotropical.14.e38088>
- 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 (Vol. 339). Washington, DC: US Environmental Protection Agency, Office of Water.
- Bonada, N., Prat, N., Resh, V.H., Statzner, B., 2006. DEVELOPMENTS IN AQUATIC INSECT BIOMONITORING: A Comparative Analysis of Recent Approaches. *Annu. Rev. Entomol.* 51, 495–523. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.51.110104.151124>
- Borges, P.P., Martins, P.T. de A., Ferreira, A.A., 2016. Uso e ocupação do solo por meio de uma série histórica na bacia do rio Santa Teresa em Goiás. *Rev. Bras. Geogr. Física* 09, 296–304.
- Carvalho, D.R., Leal, C.G., Junqueira, N.T., Castro, M.A. de, Fagundes, D.C., Alves, C.B.M., Hughes, R.M., Pompeu, P.S., 2017a. A fish-based multimetric index for Brazilian savanna streams. *Ecol. Indic.* 77, 386–396. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.02.032>
- Casatti, L., Ferreira, C.P., Langeani, F., 2009. A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. *Hydrobiologia* 623, 173–189. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9656-x>
- Ceneviva-Bastos, M., Casatti, L., Rossa-Feres, D.C., 2010. Meso and microhabitat analysis and feeding habits of small nektonic characins (Teleostei: Characiformes) in Neotropical streams. *Zoologia* 27, 191–200. <https://doi.org/10.1590/S1984-46702010000200006>
- Cruz, B.B., Miranda, L.E., Cetra, M., 2013. Links between riparian landcover, instream environment and fish assemblages in headwater streams of south-eastern Brazil. *Ecol. Freshw. Fish* 22, 607–616. <https://doi.org/10.1111/eff.12065>
- De-Carli, B.P., Bressane, A., Longo, R.M., Manzi-Decarli, A., Moschini-Carlos, V., Pompêo, M.L.M., 2019. Development of a zooplankton biotic index for trophic state prediction in tropical reservoirs. *Limnetica*, 38, 303-316. <http://dx.doi.org/10.23818/limn.38.21>

- Esselman, P.C., Infante, D.M., Wang, L., Cooper, A.R., Wieferich, D., Tsang, Y.P., Thornbrugh, D.J., Taylor, W.W., 2013. Regional fish community indicators of landscape disturbance to catchments of the conterminous United States. *Ecol. Indic.*, 26, 163–173. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.10.028>
- Fausch, K.D., Lyons, J., Karr, J.R., Angermeier, P.L., 1990. Fish communities as indicators of environmental degradation. *Am. Fish. Soc. Symp.* 8, 123–144.
- Ferreira, C. de P., Casatti, L., 2006. Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. *Biota Neotrop.* 6. <https://doi.org/10.1590/s1676-06032006000300002>
- Ferreira, F.C., da Silva, A.T., Gonçalves, C. da S., Petrere, M., 2014. Disentangling the influences of habitat structure and limnological predictors on stream fish communities of a coastal basin, southeastern Brazil. *Neotrop. Ichthyol.* 12, 177–186. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252014000100019>
- Ganasan, V., Hughes, R.M., 1998. Application of an index of biological integrity (IBI) to fish assemblages of the rivers Khan and Kshipra (Madhya Pradesh), India. *Freshw. Biol.* 40, 367–383. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1998.00347.x>
- Harris, J.H., 1995. The use of fish in ecological assessments. *Aust. J. Ecol.* 20, 65–80. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1995.tb00523.x>
- Hill, B.H., Herlihy, A.T., Kaufmann, P.R., Stevenson, R.J., McCormick, F.H., Johnson, C.B., 2000. Use of periphyton assemblage data as an index of biotic integrity. *J. North Am. Benthol. Soc.* 19, 50–67. <https://doi.org/10.2307/1468281>
- Hughes, R.M., Larsen, D.P., Omernik, J.M., 1986. Regional reference sites: a method for assessing stream potentials. *Environ. Manage.* 10, 629–635. <https://doi.org/10.1007/BF01866767>
- Jaramillo-Villa, U., Caramaschi, É.P., 2008. Índices De Integridade Biótica Usando Peixes De Água Doce: Uso Nas Regiões Tropical E Subtropical. *Oecologia Aust.* 12, 442–462. <https://doi.org/10.4257/oeco.2008.1203.06>
- Jung, H.E., 2018. The relationship between thermal tolerance and hypoxia tolerance in Amazonian fishes (Thesis). University of British Columbia, 107 p.
- Karr, J.R., 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6, 21–27.
- Klink, C. a., Machado, R.B., 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conserv. Biol.* 19, 707–713. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00702.x>
- Leal, C.G., Pompeu, P.S., Gardner, T.A., Leitão, R.P., Hughes, R.M., Kaufmann, P.R.,

- Zuanon, J., de Paula, F.R., Ferraz, S.F.B., Thomson, J.R., Mac Nally, R., Ferreira, J., Barlow, J., 2016. Multi-scale assessment of human-induced changes to Amazonian instream habitats. *Landsc. Ecol.* 31, 1725–1745.
<https://doi.org/10.1007/s10980-016-0358-x>
- Ligeiro, R., Hughes, R.M., Kaufmann, P.R., MacEdo, D.R., Firmiano, K.R., Ferreira, W.R., Oliveira, D., Melo, A.S., Callisto, M., 2013. Defining quantitative stream disturbance gradients and the additive role of habitat variation to explain macroinvertebrate taxa richness. *Ecol. Indic.* 25, 45–57.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.09.004>
- Lyons, J., Navarro-Perez, S., Cochran, P.A., C., E.S., Guzman-Arroyo, M., 1995. Index of Biotic Integrity Based on Fish Assemblages for the Conservation of Streams and Rivers in West-Central Mexico. *Conserv. Biol.* <https://doi.org/10.2307/2386611>
- Macedo, D.R., Hughes, R.M., Ferreira, W.R., Firmiano, K.R., Silva, D.R.O., Ligeiro, R., Kaufmann, P.R., Callisto, M., 2016. Development of a benthic macroinvertebrate multimetric index (MMI) for Neotropical Savanna headwater streams. *Ecol. Indic.* 64, 132–141. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.12.019>
- Meirelles, E.M.L., Ferreira, E.A.B., Tokarski, D.J., 2007. Caracterização regional, in: Brasil, E.W.- (Ed.), *Bacia Hidrográfica Do Alto Tocantins Retatos e Reflexões*. p. 102.
- Micacchion, M. Integrated Wetland Assessment Program. Part 7: Amphibian Index of Biotic Integrity (AmphIBI) for Ohio Wetlands. Ohio EPA Technical Report WET/2004-7. Ohio Environmental Protection Agency, Wetland Ecology Group, Division of Surface Water, Columbus, Ohio, 2004.
- MMA (2006). Tocantins-Araguaia Caderno da Região Hidrográfica. Retrieved from http://www.mma.gov.br/estruturas/161/_publicacao/161_publicacao02032011035943.pdf
- Myers, N., Mittermeller, R.A., Mittermeller, C.G., Da Fonseca, G.A.B., Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853–858.
<https://doi.org/10.1038/35002501>
- Oliveira Jr, S.S., Ortega, J.C., Ribas, L.G.S., Lopes, V.G., Bini, L.M., 2020. Higher taxa are sufficient to represent biodiversity patterns. *Ecol. Indic.*, 111, 105994.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105994>
- Pinto, B.C.T., Araujo, F.G., Hughes, R.M., 2006. Effects of landscape and riparian condition on a fish index of biotic integrity in a large southeastern Brazil river.

- Hydrobiologia. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-9009-y>
- Pusey, B.J., Arthington, A.H., 2003. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: A review. *Mar. Freshw. Res.*
<https://doi.org/10.1071/MF02041>
- Ramos-Merchante, A., Prenda, J., 2018. The Ecological and Conservation Status of The Guadalquivir River Basin (s Spain) Through The Application Of A Fish-based Multimetric Index. *Ecol. Indic.* 84, 45–59.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.08.034>
- Reis, R.E., Albert, J.S., Di Dario, F., Mincarone, M.M., Petry, P., Rocha, L.A., 2016. Fish biodiversity and conservation in South America. *J. Fish Biol.* 89, 12–47.
<https://doi.org/10.1111/jfb.13016>
- Ruaro, R., Gubiani, É.A., Hughes, R.M., Mormul, R.P., 2020. Global trends and challenges in multimetric indices of biological condition. *Ecol. Indic.* 110, 105862.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105862>
- Ruaro, R., Gubiani, É.A., 2013. A scientometric assessment of 30 years of the Index of Biotic Integrity in aquatic ecosystems: Applications and main flaws. *Ecol. Indic.* 29, 105–110. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.12.016>
- Sano, E.E., Rodrigues, A.A., Martins, E.S., Bettiol, G.M., Bustamante, M.M.C., Bezerra, A.S., Couto, A.F., Vasconcelos, V., Schüler, J., Bolfe, E.L., 2019. Cerrado ecoregions: A spatial framework to assess and prioritize Brazilian savanna environmental diversity for conservation. *J. Environ. Manage.* 232, 818–828.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.108>
- Santos, F.B. dos, 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. *Environ. Manage.* 56, 532–548.
<https://doi.org/10.1007/s00267-015-0516-y>
- Souza, G.B.G., Vianna, M., 2019. Fish-based indices for assessing ecological quality and biotic integrity in transitional waters: A systematic review. *Ecol. Indic.*, 105665. doi:10.1016/j.ecolind.2019.105665
- Stoddard, J.L., Larsen, D.P., Hawkins, C.P., Johnson, R.K., Norris, R.H., 2006. Setting expectations for the ecological condition of streams: The concept of reference condition. *Ecol. Appl.* [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2006\)016\[1267:SEFTEC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2006)016[1267:SEFTEC]2.0.CO;2)
- Strahler, A.N., 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Eos, Trans.*

- Am. Geophys. Union 38, 913–920. <https://doi.org/10.1029/TR038i006p00913>
- Strassburg, B.B.N., Brooks, T., Feltran-Barbieri, R., Iribarrem, A., Crouzeilles, R., Loyola, R., Latawiec, A.E., Oliveira Filho, F.J.B., De Scaramuzza, C.A.M., Scarano, F.R., Soares-Filho, B., Balmford, A., 2017. Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nat. Ecol. Evol.* <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0099>
- Teresa, F.B., Casatti, L., Cianciaruso, M.V., 2015. Functional differentiation between fish assemblages from forested and deforested streams. *Neotrop. Ichthyol.* 13, 361–370. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20130229>
- Terra, B.D.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. *Ecol. Indic.* 34, 136–148. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.05.001>
- 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: scientiometric analyses related to fish Fauna. *Ciência e Nat.* 40, 18. <https://doi.org/10.5902/2179460x28291>
- Toussaint, A., Charpin, N., Brosse, S., Villéger, S., 2016. Global functional diversity of freshwater fish is concentrated in the Neotropics while functional vulnerability is widespread. *Sci. Rep.* 6. <https://doi.org/10.1038/srep22125>
- Vile, J.S., Henning, B.F., 2018. Development of indices of biotic integrity for high-gradient wadeable rivers and headwater streams in New Jersey. *Ecol. Indic.* 90, 469–484. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.03.027>
- Wu, Z., Kong, M., Cai, Y., Wang, X., Li, K., 2019. Index of biotic integrity based on phytoplankton and water quality index: Do they have a similar pattern on water quality assessment? A study of rivers in Lake Taihu Basin, China. *Sci Total Environ.*, 658, 395-404.

MATERIAL SUPLEMENTAR

Um índice de Integridade Biótica baseado em peixes para a avaliação de riachos do Cerrado brasileiro

TABELAS

Tabela S1. Resultados da Correlação de Pearson para o teste de colinearidade das variáveis ambientais usadas no IDI. MC = mata ciliar; UA = uso antrópico. Valores significativos estão apresentados em vermelho.

	Substrato fino	Largura MC	Herbáceas MC	UA em buffer ripário	UA na bacia hidrográfica
Substrato fino	1.00				
Largura MC	-0.30	1.00			
Herbáceas MC	0.29	-0.92	1.00		
UA em buffer ripário	0.02	-0.20	0.20	1.00	
UA na bacia hidrográfica	0.08	-0.04	0.01	0.75	1.00

Tabela S2. Valores dos índices ambientais para os locais amostrados, Índice de Distúrbio Local (IDL), Índice de Distúrbio da Bacia hidrográfica (IDB), Índice de Distúrbio Integrado (IDI) e status no gradiente de perturbação antrópica em relação ao IDI.

Locais amostrados	IDL	IDB	IDI	Status IDI
P1	146.78	8.25	0.98	Mais perturbado
P2	177.22	14.36	1.20	Mais perturbado
P3	26.34	38.36	0.54	Intermediário
P4	79.44	33.57	0.69	Intermediário
P5	118.33	33.18	0.90	Mais perturbado
P6	118.89	12.86	0.81	Intermediário
P7	125.00	19.36	0.87	Intermediário
P8	108.33	16.70	0.76	Intermediário
P9	34.44	14.08	0.30	Menos perturbado
P10	119.44	6.42	0.80	Intermediário
P11	61.67	3.04	0.41	Intermediário
P12	38.33	10.80	0.29	Menos perturbado

Locais amostrados	IDL	IDB	IDI	Status IDI
P13	128.33	8.86	0.86	Intermediário
P14	166.11	42.73	1.25	Mais perturbado
P15	68.89	14.29	0.50	Intermediário
P16	133.33	19.15	0.92	Mais perturbado
P17	77.22	3.63	0.52	Intermediário
P18	148.33	32.60	1.08	Mais perturbado
P19	84.44	9.49	0.58	Intermediário
P20	46.11	5.39	0.32	Intermediário
P21	103.89	21.33	0.75	Intermediário
P22	94.89	2.43	0.63	Intermediário
P23	92.22	2.33	0.62	Intermediário
P24	53.33	3.77	0.36	Intermediário
P25	17.89	3.81	0.13	Menos perturbado
P26	22.22	0.00	0.15	Menos perturbado
P27	103.33	0.94	0.69	Intermediário
P28	79.44	18.31	0.58	Intermediário
P29	137.22	21.38	0.96	Mais perturbado
P30	110.67	29.19	0.83	Intermediário
P31	43.00	0.48	0.29	Menos perturbado
P32	47.67	13.64	0.37	Intermediário
P33	97.33	39.27	0.83	Intermediário
P34	102.33	16.02	0.71	Intermediário
P35	81.33	7.04	0.55	Intermediário
P36	64.67	2.05	0.43	Intermediário
P37	186.67	24.38	1.29	Mais perturbado
P38	62.33	53.11	0.82	Intermediário
P39	63.33	2.78	0.42	Intermediário
P40	102.33	1.91	0.68	Intermediário
P41	16.00	3.32	0.12	Menos perturbado
P42	45.00	9.60	0.33	Intermediário
P43	34.67	0.22	0.23	Menos perturbado
P44	40.00	0.27	0.27	Menos perturbado
P45	48.33	11.85	0.36	Intermediário
P46	15.00	6.32	0.13	Menos perturbado
P47	64.00	35.96	0.64	Intermediário
P48	101.33	10.37	0.69	Intermediário

Tabela S3. Lista de 71 métricas candidatas para compor o IIB e a etapa de exclusão de cada uma. Teste de exclusão: 1 = representatividade; 2 = sensibilidade a perturbação; 3 = redundância.

Métricas	Teste de Exclusão
Riqueza e abundância	

Métricas	Teste de Exclusão
Riqueza total	2
Abundância total	2
% Riqueza Characiformes	2
% Abundância Characiformes	2
% Riqueza Siluriformes	2
% Abundância Siluriformes	2
% Riqueza Gymnotiformes	2
% Abundância Gymnotiformes	2
% Riqueza Perciformes	Retida
% Abundância Perciformes	1
% Riqueza Anostomidae	1
% Abundância Anostomidae	1
% Riqueza Apterontidae	1
% Abundância Apterontidae	1
% Riqueza Callichthyidae	2
% Abundância Callichthyidae	2
% Riqueza Cetopsidae	1
% Abundância Cetopsidae	1
% Riqueza Charadae	2
% Abundância Characidae	Retida
% Riqueza Cichlidae	3
% Abundância Cichlidae	1
% Riqueza Crenuchidae	2
% Abundância Crenuchidae	2
% Riqueza Curimatidae	1
% Abundância Curimatidae	1
% Riqueza Erythrinidae	2
% Abundância Erythrinidae	2
% Riqueza Gymnotidae	2
% Abundância Gymnotidae	2
% Riqueza Heptapteridae	2
% Abundância Heptapteridae	2
% Riqueza Iguanodectidae	2
% Abundância Iguanodectidae	2
% Riqueza Loricariidae	2
% Abundância Loricariidae	2
% Riqueza Parodontidae	2
% Abundância Parodontidae	1
% Riqueza Serrasalminidae	1
% Abundância Serrasalminidae	1
% Riqueza Sternopygidae	1
% Abundância Sternopygidae	1
% Riqueza Synbranchidae	1

Métricas	Teste de Exclusão
% Abundância Synbranchidae	1
% Abundância Trichomycteridae	1
% Riqueza Characiformes + Siluriformes	Retida
% Abundância Characiformes + Siluriformes	Retida
% Abundância <i>Poecilia reticulata</i>	1
Posição na coluna d'água e uso do habitat	
% Riqueza Nectônicos	2
% Abundância Nectônicos	3
% Riqueza Bentônicos	Retida
% Abundância Bentônicos	2
% Riqueza Nectobentônicos	Retida
% Abundância Nectobentônicos	2
% Riqueza Marginais	2
% Abundância Marginais	2
% Riqueza Barbilhões	2
% Abundância Barbilhões	2
Estrutura trófica	
% Riqueza Detritívoros	2
% Abundância Detritívoros	2
% Riqueza Invertívoros	2
% Abundância Invertívoros	2
% Riqueza Piscívoros	1
% Abundância Piscívoros	1
% Riqueza Herbívoros	1
% Abundância Herbívoros	1
% Riqueza Onívoros	2
% Abundância Onívoros	2
Diversidade e Dominância	
Dominância (Índice de Berger–Parker)	2
Dominância (Índice de Simpson)	2
Diversidade (Índice de Shannon)	2

Tabela S4. Resultados dos testes de sensibilidade das variáveis ambientais de controle natural entre o gradiente de perturbação (menos perturbado, intermediário e mais perturbado).

Métricas	Teste						
	shapiro	Teste Levene	Anova		Kruskal		
	p	p	F_{2,35}	p	F_{2,35}	p	Chi-squared
Fluxo	0.1071	0.547	0.6138	0.4748	0.7609	-	-
Profundidade	< 0.001	0.7583	0.2789	-	-	0.8361	0.35811
Largura média	0.02715	0.7791	0.2514	-	-	0.2491	2.7797

Métricas	Teste shapiro	Teste Levene	Anova	Kruskal			
	p	p	F _{2,35}	p	F _{2,35}	p	Chi-squared
Área da bacia hidrográfica	< 0.001	0.6063	0.5077	-	-	0.6762	0.78253
Declividade média	0.2038	0.1118	2.3339	0.5821	0.5495	-	-
Altitude	< 0.001	0.8022	0.2218	-	-	0.682	0.76549
Ordem dos riachos	< 0.001	0.5241	0.6581	-	-	0.5917	1.0496

Tabela S5. Lista de espécies, posição na coluna d'água, guildas tróficas, frequência de ocorrência e abundância dos peixes coletados nos riachos da bacia do alto rio Tocantins. GT = guildas tróficas; FO = frequência de ocorrência; FO% = frequência de ocorrência relativa; Abund = Abundância; R abund = Abundância relativa; N = Nectônicos; B = bentônicos; NB = Nectobentônicos; O = onívoros; P = piscívoros; H = herbívoros; D = detritívoros; I = invertívoros.

Ordem, Família, Espécie	Posição coluna d'água	GT	FO	FO%	Abund	R abund
Characiformes						
Anostomidae						
<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)	NB	O	1	2.08	2	0.02
<i>Leporinus</i> sp.	NB	O	2	4.17	4	0.04
Characidae						
<i>Acestrocephalus maculosus</i> Menezes, 2006	NB	P	1	2.08	1	0.01
<i>Astyanax</i> cf. <i>goyanensis</i> (Miranda, 1944)	N	O	8	16.67	120	1.05
<i>Astyanax elachylepis</i> Bertaco & Lucinda, 2005	N	I	14	29.17	184	1.62
<i>Astyanax novae</i> Eigenmann, 1911	N	O	27	56.25	441	3.88
<i>Astyanax</i> sp.	N	O	2	4.17	18	0.16
<i>Astyanax</i> sp.2	N	O	1	2.08	1	0.01
<i>Creagrutus atrisignum</i> Myers, 1927	NB	I	5	10.42	60	0.53
<i>Creagrutus britskii</i> Vari & Harold, 2001	NB	I	22	45.83	395	3.47
<i>Hemigrammus ataktos</i> Marinho, Dagosta & Birindelli, 2014	N	O	19	39.58	362	3.18
<i>Jupiaba apenima</i> Zanata, 1997	N	I	6	12.50	17	0.15
<i>Knodus</i> cf. <i>chapadae</i> (Fowler, 1906)	N	I	45	93.75	4336	38.11
<i>Knodus</i> sp.	N	I	3	6.25	62	0.54
<i>Moenkhausia aurantia</i> Bertaco, Jerep & Carvalho, 2011	N	O	9	18.75	298	2.62
<i>Moenkhausia oligolepis</i> (Günther, 1864)	N	I	22	45.83	125	1.10
<i>Moenkhausia pankilopteryx</i> Bertaco & Lucinda, 2006	N	O	1	2.08	11	0.10
<i>Moenkhausia</i> sp.	N	O	1	2.08	15	0.13
<i>Phenacogaster</i> sp.	N	I	1	2.08	2	0.02
<i>Serrapinnus tocantinensis</i> Malabarba & Jerep, 2014	N	O	1	2.08	48	0.42

Ordem, Família, Espécie	Posição coluna d'água	GT	FO	FO%	Abund	R abund
<i>Tetragonopterus anostomus</i> Silva & Benine, 2011	N	O	1	2.08	1	0.01
Crenuchidae						
<i>Characidium</i> aff. <i>zebra</i> Eigenmann, 1909	NB	I	38	79.17	1489	13.09
<i>Characidium</i> sp.	NB	I	1	2.08	2	0.02
Curimatidae						
<i>Steindachnerina amazonica</i> (Steindachner, 1911)	NB	D	9	18.75	40	0.35
Erythrinidae						
<i>Hoplias curupira</i> Oyakawa & Mattox, 2009	M	I	14	29.17	44	0.39
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	M	I	20	41.67	67	0.59
Iguanodectidae						
<i>Bryconops</i> cf. <i>caudomaculatus</i> (Günther, 1864)	N	I	1	2.08	8	0.07
<i>Bryconops melanurus</i> (Bloch, 1794)	N	I	11	22.92	37	0.33
Parodontidae						
<i>Apareiodon machrisi</i> Travassos, 1957	NB	D	22	45.83	81	0.71
Serrasalmididae						
<i>Mylesinus paucisquamatus</i> Jégu & Santos, 1988	N	H	1	2.08	3	0.03
Cyprinodontiformes						
Poeciliidae						
<i>Poecilia reticulata</i> Peters, 1859	N	D	1	2.08	233	2.05
Gymnotiformes						
Apteronotidae						
<i>Apteronotus camposdapazi</i> de, Santana, Lehmann & A., 2006	M	I	9	18.75	16	0.14
Gymnotidae						
<i>Gymnotus</i> aff. <i>carapo</i> Linnaeus, 1758	M	I	18	37.50	51	0.45
<i>Gymnotus</i> sp.	M	I	4	8.33	16	0.14
Sternopygidae						
<i>Eigenmannia</i> aff. <i>trilineata</i> López & Castello, 1966	M	H	3	6.25	4	0.04
<i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	M	I	10	20.83	21	0.18
Perciformes						
Cichlidae						
<i>Cichla piquiti</i> Kullander & Ferreira, 2006	NB	P	1	2.08	2	0.02
<i>Cichlasoma araguaiense</i> Kullander, 1983	NB	I	13	27.08	53	0.47
<i>Crenicichla labrina</i> (Spix & Agassiz, 1831)	NB	I	12	25.00	36	0.32
<i>Retroculus lapidifer</i> (Castelnau, 1855)	NB	I	1	2.08	1	0.01
Siluriformes						
Callichthyidae						
<i>Aspidoras</i> aff. <i>poecilus</i> Nijssen & Isbrücker, 1976	B	I	18	37.50	217	1.91
Cetopsidae						
<i>Cetopsis arcana</i> Vari, Ferraris, de & Pinna, 2005	NB	I	4	8.33	7	0.06
Heptapteridae						
<i>Cetopsorhamdia</i> cf. <i>iheringi</i> Schubart & Gomes, 1959	B	I	2	4.17	3	0.03
<i>Cetopsorhamdia molinae</i> Miles, 1943	B	I	4	8.33	12	0.11

Ordem, Família, Espécie	Posição coluna d'água	GT	FO	FO%	Abund	R abund
<i>Cetopsorhamdia</i> sp.	B	I	1	2.08	2	0.02
<i>Imparfinis borodini</i> Mees & Cala, 1989	B	I	7	14.58	32	0.28
<i>Imparfinis</i> cf. <i>schubarti</i> (Gomes, 1956)	B	I	13	27.08	41	0.36
<i>Phenacorhamdia</i> sp.	B	I	38	79.17	183	1.61
<i>Pimelodella</i> sp.	NB	I	9	18.75	50	0.44
<i>Rhamdia</i> aff. <i>quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	NB	I	14	29.17	37	0.33
<i>Rhamdia itacaiunas</i> Silfvergrip, 1996	NB	I	3	6.25	4	0.04
Loricariidae						
<i>Ancistrus</i> cf. <i>aguaboensis</i> Fisch-Muller, Mazzoni & Weber, 2001	B	D	9	18.75	167	1.47
<i>Ancistrus</i> cf. <i>minutus</i> Fisch-Muller, Mazzoni & Weber, 2001	B	D	37	77.08	529	4.65
<i>Corumbataia</i> sp.	B	D	3	6.25	22	0.19
<i>Corumbataia tocantinensis</i> Britski, 1997	B	D	7	14.58	252	2.21
<i>Farlowella</i> cf. <i>oxyrryncha</i> (Kner, 1853)	M	D	1	2.08	5	0.04
<i>Harttia punctata</i> Rapp, Py-Daniel & Oliveira, 2001	B	D	19	39.58	296	2.60
<i>Hemiancistrus</i> sp.	B	D	1	2.08	7	0.06
<i>Hypostomus</i> cf. <i>ericae</i> Hollanda, Carvalho & Weber, 2005	B	D	24	50.00	120	1.05
<i>Hypostomus</i> sp.	B	D	34	70.83	448	3.94
<i>Loricaria</i> sp.	B	O	4	8.33	15	0.13
<i>Nannoplecostomus eleonora</i> Ribeiro, Lima & Pereira, 2012	B	D	2	4.17	80	0.70
<i>Rineloricaria</i> cf. <i>hasemani</i> Isbrücker & Nijssen, 1979	B	D	4	8.33	53	0.47
<i>Rineloricaria lanceolata</i> (Günther, 1868)	B	D	11	22.92	23	0.20
<i>Spatuloricaria</i> cf. <i>evansii</i> (Boulenger, 1892)	B	O	9	18.75	49	0.43
Trichomycteridae						
<i>Ituglanis goya</i> Datovo, Aquino & Langeani 2016	B	I	3	6.25	6	0.05
Synbranchiformes						
Synbranchidae						
<i>Synbranchus</i> cf. <i>marmoratus</i> Bloch, 1795	M	D	5	10.42	12	0.11

Tabela S6. Resultados do teste de sensibilidade das métricas entre os gradientes de perturbação antrópica (menos perturbado, intermediário e mais perturbado).

Métricas	Teste Shapiro	Teste Levene	Anova		Kruskal-Wallis		Resultado	
	p	p	F_{2,35}	p	F_{2,35}	P		
Riqueza total	0.66	0.58	0.559	0.10	2.425	-	-	Removida
Abundância total	0.04	0.56	0.587	0.20	1.663	0.17	3.593	Removida
% Riqueza Characiformes	< 0.05	0.04	3.558	-	-	0.80	0.457	Removida
% Abundância Characiformes	< 0.05	0.12	2.222	0.13	2.139	0.12	4.238	Removida
% Riqueza Siluriformes	< 0.05	0.09	2.604	0.27	1.361	0.14	3.902	Removida
% Abundância Siluriformes	< 0.05	0.15	1.979	0.09	2.613	0.11	4.338	Removida
% Riqueza Gymnotiformes	< 0.05	0.09	2.600	0.10	2.482	0.08	4.969	Removida

Métricas	Teste Shapiro	Teste Levene		Anova		Kruskal-Wallis		Resultado
	p	p	F _{2,35}	p	F _{2,35}	P	Chi-squared	
% Abundância Gymnotiformes	< 0.05	0.60	0.525	0.60	0.518	0.07	5.400	Removida
% Riqueza Perciformes	< 0.05	0.34	1.116	< 0.05	8.866	< 0.05	12.174	Retida
% Riqueza Callichthyidae	< 0.05	0.44	0.835	0.45	0.816	0.39	1.887	Removida
% Abundância Callichthyidae	< 0.05	0.47	0.763	0.49	0.737	0.48	1.481	Removida
% Riqueza Charadae	< 0.05	0.45	0.817	0.59	0.530	0.54	1.228	Removida
% Abundância Characidae	0.32	0.93	0.076	0.01	5.577	-	-	Retida
% Cichlidae richness	< 0.05	0.34	1.117	< 0.05	8.867	< 0.05	12.174	Retida
% Riqueza Crenuchidae	0.03	0.73	0.316	0.29	1.292	0.35	2.127	Removida
% Abundância Crenuchidae	< 0.05	0.58	0.548	0.94	0.067	1.00	0.009	Removida
% Riqueza Erythrinidae	< 0.05	0.04	3.498	-	-	0.66	0.818	Removida
% Abundância Erythrinidae	< 0.05	0.06	3.090	-	-	0.45	1.614	Removida
% Riqueza Gymnotidae	< 0.05	0.08	2.698	0.21	1.627	0.16	3.629	Removida
% Abundância Gymnotidae	< 0.05	0.71	0.346	0.72	0.331	0.10	4.702	Removida
% Riqueza Heptapteridae	0.69	0.06	3.149	0.78	0.249	0.93	0.139	Removida
% Abundância Heptapteridae	< 0.05	0.41	0.913	0.49	0.724	0.95	0.095	Removida
% Riqueza Iguanodectidae	< 0.05	0.71	0.341	0.71	0.341	0.85	0.316	Removida
% Abundância Iguanodectidae	< 0.05	0.63	0.466	0.63	0.466	0.81	0.433	Removida
% Riqueza Loricariidae	0.02	0.13	2.155	0.13	2.145	0.28	2.515	Removida
% Abundância Loricariidae	< 0.05	0.30	1.254	0.16	1.916	0.15	3.831	Removida
% Riqueza Parodontidae	< 0.05	0.15	2.030	0.53	0.643	0.54	1.218	Removida
% Riqueza Characiformes e Siluriformes	0.01	0.05	3.232	0.01	5.730	< 0.05	11.232	Retida
% Abundância Characiformes e Siluriformes	< 0.05	0.46	0.784	0.50	0.704	< 0.05	11.138	Retida
% Riqueza Nectônicos	< 0.05	0.67	0.398	0.51	0.681	0.57	1.138	Removida
% Abundância Nectônicos	0.69	0.94	0.059	0.02	4.582	-	-	Retida
% Riqueza Bentônicos	< 0.05	0.06	3.087	0.06	3.098	0.02	7.738	Retida
% Abundância Bentônicos	< 0.05	0.12	2.219	0.07	2.903	0.08	5.011	Removida
% Riqueza Nectobentônicos	0.02	0.71	0.340	0.02	4.266	0.02	7.884	Retida
% Abundância Nectobentônicos	0.01	0.68	0.396	0.74	0.302	0.64	0.899	Removida
% Riqueza Marginais	< 0.05	0.19	1.725	0.83	0.186	0.56	1.147	Removida
% Abundância Marginais	< 0.05	0.21	1.628	0.29	1.274	0.38	1.913	Removida
% Riqueza Barbilhões	0.96	0.49	0.736	0.98	0.025	-	-	Removida
% Abundância Barbilhões	< 0.05	0.35	1.070	0.28	1.336	0.38	1.913	Removida
% Riqueza Detritívoros	0.18	0.17	1.874	0.28	1.332	-	-	Removida
% Abundância Detritívoros	< 0.05	0.34	1.127	0.17	1.875	0.10	4.531	Removida
% Riqueza Invertívoros	0.13	0.99	0.011	0.14	2.105	-	-	Removida
% Abundância de Invertívoros	0.24	0.97	0.026	0.27	1.357	-	-	Removida
% Riqueza de Onívoros	< 0.05	0.12	2.259	0.93	0.078	0.90	0.220	Removida
% Abundância de Onívoros	< 0.05	0.62	0.481	0.85	0.158	0.76	0.544	Removida
Dominância (Índice de Berger-Parker)	0.12	0.19	1.758	0.42	0.881	-	-	Removida
Dominância (Índice de Simpson)	< 0.05	0.21	1.628	0.46	0.801	0.62	0.970	Removida
Diversidade (Índice de Shannon)	0.42	0.17	1.861	0.36	1.044	-	-	Removida

Tabela S7. Resultados da Correlação de Pearson para testar a redundância de métrica selecionadas para o IIB. %RPercif = riqueza relativa de Perciformes, %Achara = abundância relativa de Characidae, %RCich = riqueza relativa de Cichlidae, %RCha+Silu = riqueza relativa de Characiformes e Siluriformes, %Acha+Silu = abundância relativa de Characiformes e Siluriformes, %ANect = abundância relativa de Nectônicos, %RBent = riqueza relativa de Bentônicos, %RNecbent = riqueza relativa de Nectobentônicos. Valores significativos estão apresentados em vermelho.

	%RPercif	%Achara	%RCich	%RCha+Silu	%Acha+Silu	%ANect	%RBent	%RNecbent
%RPercif	1.00							
%Achara	0.43	1.00						
%RCich	1.00	0.43	1.00					
%RCha+Silu	-0.61	-0.35	-0.61	1.00				
%Acha+Silu	-0.18	-0.01	-0.18	0.52	1.00			
%ANect	0.46	0.90	0.46	-0.44	-0.31	1.00		
%RBent	-0.43	-0.60	-0.43	0.46	0.24	-0.66	1.00	
%RNecbent	0.57	0.25	0.57	-0.43	-0.07	0.23	-0.30	1.00

FIGURAS

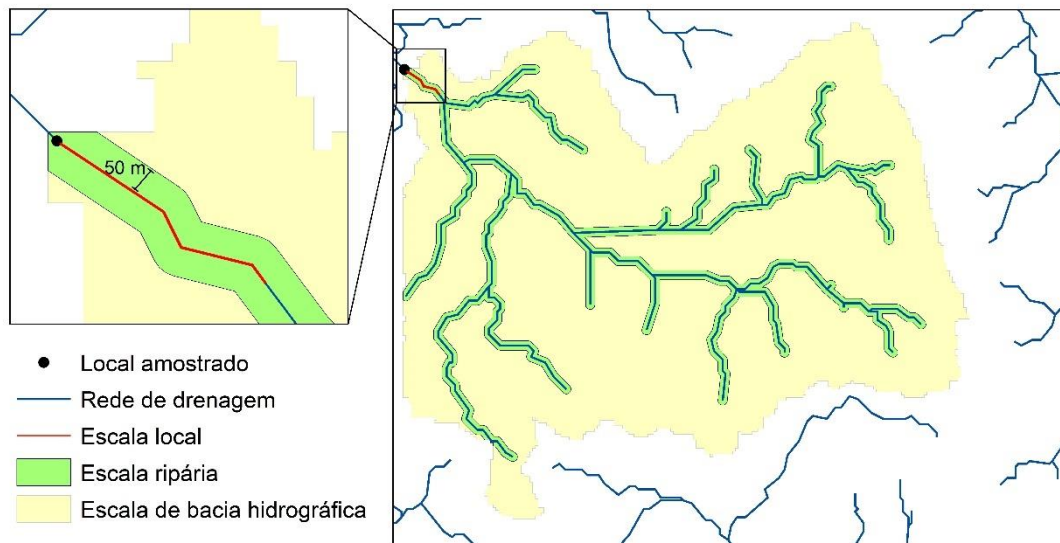


Fig. S1. Escala espacial (local, ripária e bacia hidrográfica) na qual as variáveis ambientais e de uso do solo foram avaliadas. A escala local compreende uma largura de 30 m da margem de ambos os lados do riacho ao longo do trecho de 80 m de amostragem. A escala ripária compreende um buffer a montante do local de amostragem para toda a rede de drenagem a montante (largura de 50 m em ambos os lados do riacho). A escala de bacia hidrográfica compreende toda a área a montante do local de amostragem.

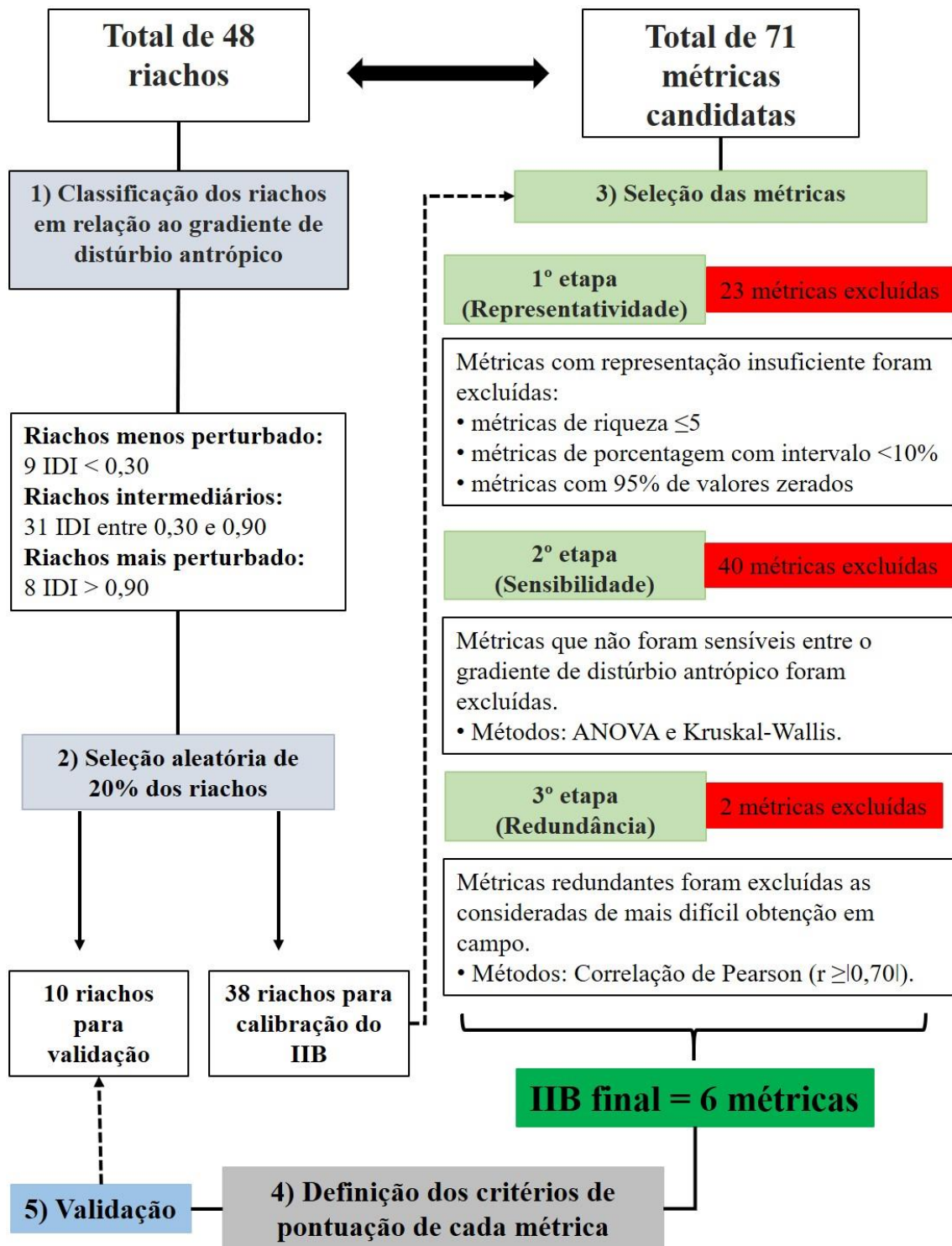


Fig. S2. Diagrama mostrando os critérios para classificação dos riachos em relação ao gradiente de distúrbio antrópico e a triagem métrica para desenvolvimento e validação do IIB.

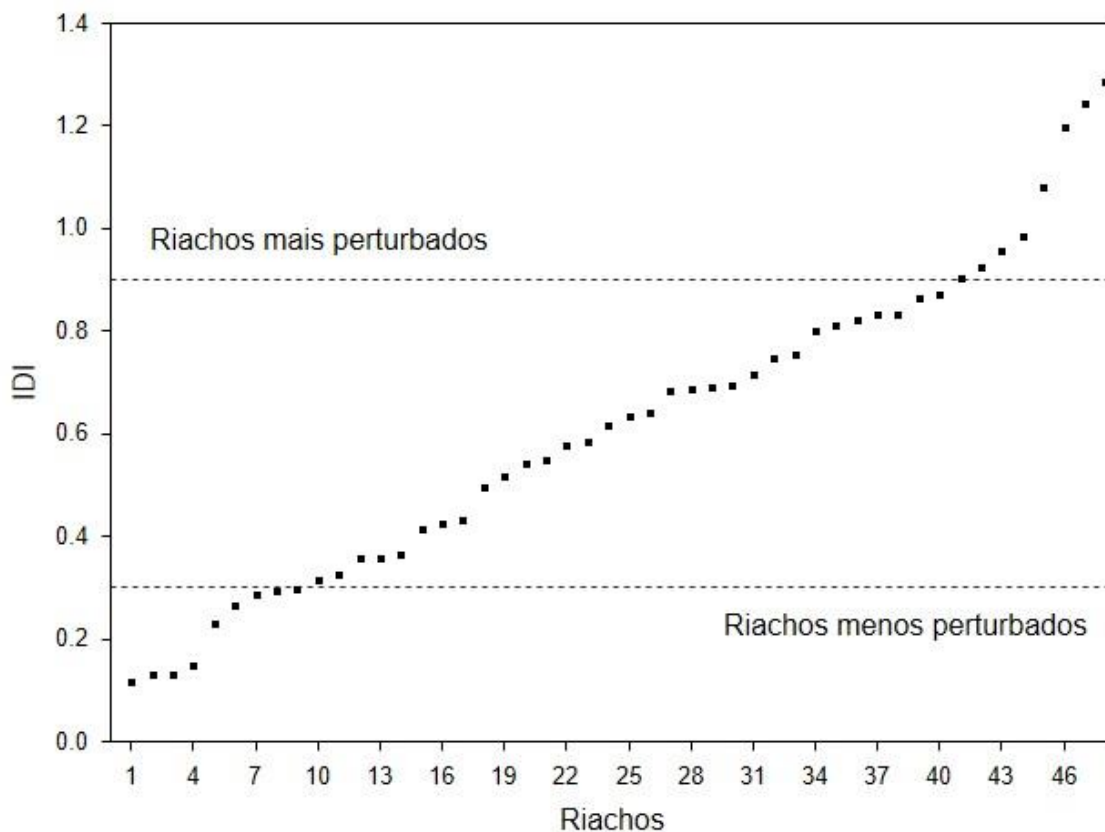


Fig. S3. Classificação dos 48 riachos em relação ao gradiente de distúrbio antrópico indicado pelo IDI. Os percentis 15° e 85° definem os riachos menos e mais perturbados, respectivamente.

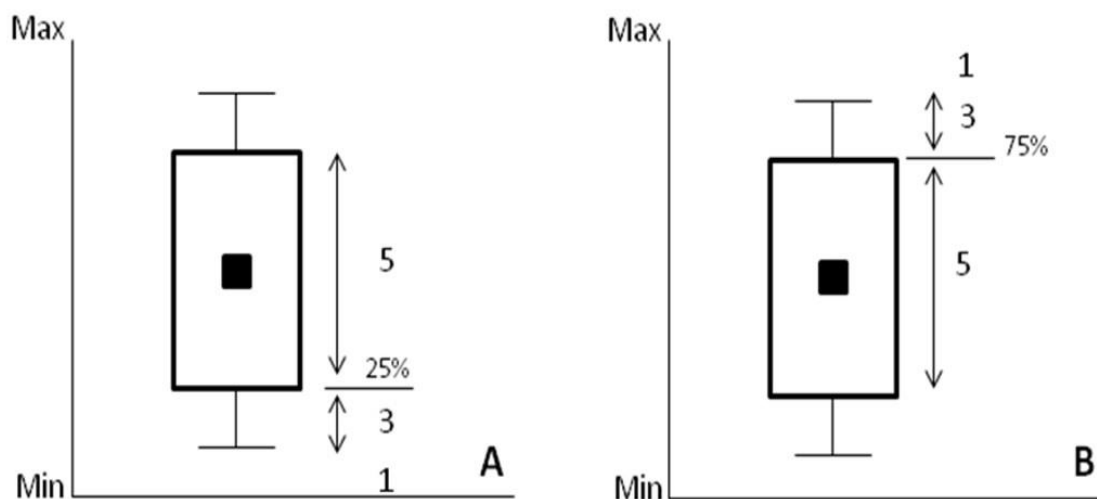


Fig. S4. Esquema para a pontuação das métricas selecionadas para compor o IIB baseado em peixes. A) método utilizado para métricas que apresentaram maiores valores em riachos menos perturbados. B) método utilizado para métricas que apresentaram menores valores em riachos menos perturbados. Adaptado de Baptista et al. (2007).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Esta tese testou e desenvolveu alternativas para o biomonitoramento de riachos com as comunidades de peixes e fitoplâncton. Um aspecto primordial que foi considerado para cada técnica proposta foi a facilidade de sua aplicação. Duas abordagens foram sugeridas com o objetivo de simplificar as práticas de monitoramento biológico. A primeira proposta apresentou métodos que exigem menos tempo para processamento das amostras, e também com outro ganho, uma perspectiva de menor investimento econômico, como: (i) usar níveis taxonômicos mais altos (gênero e família) para peixes e fitoplâncton, (ii) registrar apenas ocorrência das espécies para peixes e fitoplâncton e (iii) usar a classificação ecológica de uso do habitat e guildas tróficas como substituto a classificação taxonômica no nível de espécies para peixes. A segunda proposta foi o desenvolvimento de um IIB eficaz para avaliar a integridade biológica dos peixes de riachos de primeira a terceira ordem para a região da bacia do alto rio Tocantins. O IIB é válido para diferenciar os riachos menos e mais perturbado no gradiente ambiental de uso do solo com pastagem e agricultura. O IIB é composto por métricas simples, com níveis taxonômicos mais altos, características morfológicas corporais e valores obtidos em campo, sem tratamento, o que facilita a avaliação profissional.

Por fim, essas ferramentas podem ser úteis para apoiar o monitoramento biológico com peixes e fitoplâncton e dar subsídio na escolha das melhores estratégias para manejo e conservação dos ecossistemas aquáticos de riachos e sua biota, como a definição de áreas prioritárias para recuperação e proteção ambiental.