



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA



Dissertação de Mestrado

**Índice multimétrico para avaliação da integridade biótica de riachos do Pampa
baseado na comunidade de peixes**

EDITH ESTER ZAGO DE MELLO

Porto Alegre, novembro de 2017

Índice multimétrico para avaliação da integridade biótica de riachos do Pampa baseado na comunidade de peixes

Edith Ester Zago de Mello

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, do Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientador: Prof. Dr. Fernando Gertum
Becker

Comissão Examinadora

Profa. Dra. Sandra Maria Hartz

Prof. Dr. Renato A. Matias Silvano

Prof. Dr. Renato Bolson Dala Corte

Porto Alegre, novembro de 2017

CIP - Catalogação na Publicação

DE MELLO, EDITH ESTER ZAGO

Índice multimétrico para avaliação da integridade biótica de riachos do Pampa baseado na comunidade de peixes / EDITH ESTER ZAGO DE MELLO. -- 2017.

56 f.

Orientador: FERNANDO GERTUM BECKER.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Biociências, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Porto Alegre, BR-RS, 2017.

1. INTEGRIDADE BIÓTICA. 2. ÍNDICE MULTIMÉTRICO. 3. PEIXES. 4. RIACHOS. 5. PAMPA . I. BECKER, FERNANDO GERTUM, orient. II. Título.

Edith Ester Zago de Mello

**ÍNDICE MULTIMÉTRICO PARA AVALIAÇÃO DA INTEGRIDADE BIÓTICA
DE RIACHOS DO PAMPA BASEADO NA COMUNIDADE DE PEIXES**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, do Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Aprovada em 30 de novembro de 2017.

Prof. Dr. Fernando Gertum Becker
Orientador

Prof^a. Dra. Sandra Maria Hartz
Universidade Federal do Rio Grande do Sul - UFRGS

Prof. Dr. Renato A. M. Silvano
Universidade Federal do Rio Grande do Sul - UFRGS

Prof. Dr. Renato Bolson Dala Corte
Universidade Federal de Goiás - UFG

Índice multimétrico para avaliação da integridade biótica de riachos do Pampa baseado na comunidade de peixes

A fish-based Multimetric Index for assessing biotic integrity of Brazilian southern grasslands

Edith Ester Zago de Mello¹ & Fernando Gertum Becker²

¹ Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Av. Bento Gonçalves, 9500, Cx Postal 15007, CEP 91501970, Porto Alegre, RS, Brasil

² Departamento de Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Av. Bento Gonçalves, 9500, Cx Postal 15007, CEP 91501970, Porto Alegre, RS, Brasil

This paper is being prepared for submission in Hydrobiologia: The International Journal of Aquatic Sciences

RESUMO

Os índices multimétricos (MMIs) vem sendo desenvolvido como ferramenta para avaliação da integridade biótica principalmente em riachos e servem para avaliar as respostas da comunidade biológica aos distúrbios antrópicos permitindo a avaliação da integridade biótica. Neste trabalho buscou-se desenvolver uma primeira avaliação da integridade biótica do bioma Pampa localizado no sul do Brasil com base em 55 riachos. A partir de 80 métricas candidatas avaliamos as respostas aos distúrbios em escala local e escala de bacia de drenagem, onde obtivemos respostas diferentes, porém complementares para cada escala. Em escala de bacia percebemos uma tendência na redução da diversidade de guildas tróficas e carnívoros, além do aumento relativo da abundância de peixes insetívoros e insetívoros-herbívoros. Em escala local métricas de diversidade (índice de Shannon-Weaver) aumentaram conforme o aumento do distúrbio e houve a diminuição da abundância de peixes que forrageiam no substrato, da riqueza relativa de Characidae. A partir destas métricas foram compostos MMIs para as duas escalas e foram capazes de diferenciar bacias com maior distúrbio antrópico de bacias com menor distúrbio. A partir dos MMIs concluímos que em escala local apenas 1.8% dos riachos estão em boas condições, 54.5% em níveis intermediários e 43.6% foram classificados como ruins. Na escala de bacia nenhum dos riachos estão se encontram em boas condições, 18% em níveis intermediários e 69% e 12% classificados como ruins e muito ruins respectivamente. Recomendamos a análise de um maior número de riachos, por um período de tempo contínuo para a criação de um MMI mais robusto, além de alertar para a necessidade de criação de estudos de longa data e criação de estratégias para mitigação dos distúrbios antrópicos em escala local e escala de bacia visto a proporção de riachos com integridade ruins e muito ruins.

Palavras-chave: monitoramento, água-doce, agricultura, neotropical

ABSTRACT

The Multimetric Indexes (MMIs) are developed as a tool for assessing biotic integrity, mainly in reaches, and used to determine the response of the biological community traits to anthropogenic disturbances, allowing the evaluation of that system biotic integrity. This work aimed to develop a first evaluation of southern Brazilian grasslands (Pampa biome) biotic integrity. A total of 80 metric were evaluated in local and catchment scale for disturbance responsiveness. We obtained different but complementary answers for each scale. At catchment scale, we noticed a tendency in reduction of trophic guild diversity and carnivorous guild; we also observed an increase in the abundance of the insectivorous and insectivorous-herbivorous fish. At local scale the diversity index (Shannon-Weaver) increased as the anthropogenic disturbance increased, and there was a decrease in the abundance of benthic foraging fishes, and the relative richness of the Characiform taxon. From these metrics we composed MMIs for both scales, that were tested separately via ANOVA and were able to differentiate least from most degraded streams ($p < 0.01$). Based on the MMIs developed in this work we concluded that on local scale, only 1.8% of the stream have a good biotic integrity, 54.5% are in intermediate state of biotic integrity, and 43.6% were classified as poor biotic integrity. In catchment scale none of the streams are classified as good biotic integrity, 18% were classified as intermediate and 69% e 12% as poor and very poor, respectively. An increase in the number of streams assessed and a time-continuous analysis are recommended for development of a more robust MMI. Besides that, we alert for the necessity to create long-term assessments and mitigation strategies for the anthropic disturbances in both scales seen the proportion of streams with poor and very poor integrity.

Keywords: biomonitoring, land use, grassland, agriculture, neotropical

AGRADECIMENTOS

O processo para conclusão desta dissertação e do mestrado como um todo teve os seus pulsos de distúrbios e alguns fatores que tornaram a finalização deste, um desafio um pouquinho maior do que naturalmente é, e por isso sou imensamente grata:

Ao meu orientador, Fernando Gertum Becker, por ter aceitado e continuado a me orientar mesmo quando não pude estar presente como gostaria. Pela compreensão e paciência, pelo compartilhamento de conhecimento e pelas dicas. Por me auxiliar logisticamente, sem seu apoio não conseguiria realizar este trabalho! Valeu Fritz!

Ao “corpo humano” da Secretaria de Meio Ambiente de Lajeado pela compreensão e aceitação dos malabarismos de horários.

Aos membros da banca avaliadora, Prof. Dr. Sandra Maria Hartz, Prof. Dr. Renato Bolson Dala-Corte, a definir, por terem aceitado avaliar e contribuir com este trabalho.

Às pessoas que compõem o Programa de Pós-Graduação da UFRGS tanto administrativamente quanto aos professores pela compreensão e pelos ensinamentos fundamentais para o desenvolvimento do “pensamento científico-ecológico”.

Aos responsáveis, aos financiadores e a todos que participaram no desenvolvimento e operacionalização do PPBio Campos Sulinos, os quais permitiram que os dados para este trabalho fossem coletados.

Ao pessoal do Laboratório de Ecologia de Paisagens (Alice, Taís, Crisla, Giovana e Camana), que mesmo convivendo pouco sempre foram muito queridos e dispostos a ajudar, ao Lucas e ao Renato pelos ensinamentos, mesmo que pontuais, de campo.

À Bruna Arbo Menezes e Renato Dala-Corte pelo auxílio quanto ao material para realização desta dissertação e por disponibilizarem seu tempo para isso.

Aos amigos que fiz durante o período do mestrado que alegam muito o coração, em especial Aline Mezzomo, Karol Gilioli, Camila Leão, Giuliano Brusco e Pedro Thomas.

Aos meus amigos queridos pelo apoio psicológico e pela força na alegria e na tristeza, em especial à Letícia Demmamann, Samara Demarchi e Gabriela Roerhs. Ao Marcos Yamada por me escutar e me manter no foco.

À dupla dinâmica Aline e Karol por me abrigarem em Porto Alegre sempre que precisei.

À minha mãe por ter um coração maravilhoso e me apoiar de coração cheio, ao meu pai pelo apoio e pelos ensinamentos, pela coragem. A minha irmã pela parceria, pelo apoio e pelo amor.

Enfim, agradeço a todos que oportunizaram meu crescimento tanto profissional quanto pessoal, sou grata por abrirem espaços para a transformação constante e ininterrupta. A energia para nossa existência vem das transformações e dos fluxos. Sou grata a todos por me auxiliarem a fluir.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização dos pontos amostrais distribuídos no bioma Pampa (Dala-Corte *et al.*, 2016).

Figura 2. Esquema de amostragem do riacho para coleta de peixes e das margens para coleta de métricas de distúrbio local (adaptado de Dala-Corte *et al.*, 2016).

Figura 3. Fatores de distúrbio antrópico utilizados para determinação dos índices de pressão antrópica em diferentes escalas.

Figura 4. Posição de distúrbio dos riachos estudados em plano cartesiano, utilizado para calcular o IDI.

Figura 5. Procedimento realizado para seleção das métricas e composição do MMI.

Figura 6. Classificação dos 55 riachos estudados no bioma Pampa (adaptada de Karr 1981; Casatti *et al.* 2009) para o índice de integridade biótica (n=55).

Figura 7. Valores da integridade biótica dos riachos amostrados com base em MMIs construídos a partir da análise do distúrbio antrópico em duas escalas (20º percentil e 80º percentil), o IDI não está representado pois não foi possível elaborar um índice multimétrico para os distúrbios integrados. Classificação utilizada para realização de ANOVA.

Figura 8. Correlação do Índice de Integridade Biótica (MMI_{bacia}) e o Índice de Distúrbio da Bacia de Drenagem (CDI) n=55, $r = -0.40$, $p < 0.01$.

Figura 9. Correlação do Índice de Integridade Biótica (MMI_{local}) e o Índice de distúrbio da bacia de drenagem (CDI), n = 55, $r = -0.42$, $p < 0.01$.

Figura 10. Correlação do Índice de Integridade Biótica (MMI_{int}) e o Índice de Distúrbio Integrado (IDI), n = 55, $r = -0.29$, $p < 0.01$.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Valores máximos dos percentis utilizados na determinação das bacias de referência (LDC) e mínimos para determinação das bacias mais impactadas (Most-DC).

Tabela 2. Riqueza total (número de espécies) e abundância total de indivíduos em comunidades de peixes amostradas em 55 riachos (1 sítio de 150 m por riacho) do bioma Pampa.

Tabela 3. Descrição do gradiente de distúrbio antrópico encontrado para riachos do bioma Pampa nas diferentes escalas analisadas (CDI= Distúrbio na bacia de drenagem; LDI: distúrbio local (mata riparia); IDI = Distúrbio integrado).

Tabela 4. Classificação dos 55 riachos analisados para o bioma Pampa em relação à sua integridade biótica com base nos MMIs desenvolvidos para escalas de bacia (CDI) e local (LDI) (adaptado de Karr. 1981; Casatti *et al.* 2009).

Tabela 5. Resposta observada e esperada das 80 métricas. Os valores correspondem ao coeficiente de correlação de Pearson (r) entre as métricas e os índices de distúrbio da bacia. Os números em negrito correspondem aos valores de significância de 95% ($p < 0.05$) e os (*) correspondem às métricas não analisadas, pois não tinham abrangência suficiente (mais de 90% dos valores correspondentes a 0). Nas métricas tróficas compostas (p.ex., herbívoro-insetívoro), o primeiro termo expressa o hábito principal (herbívoro) e o segundo, o hábito complementar (insetívoro).

Tabela S1 – Classificação das espécies em categoria trófica e fonte de obtenção de recursos. Os (*) simbolizam as classificações realizadas por especialista (F. G. Becker) com base em similaridade taxonômica e de hábitat.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	11
Métodos.....	15
Área de estudo.....	15
Delineamento geral do estudo	15
Delimitação das bacias de drenagem	16
Amostragem dos riachos e comunidade de peixes.....	17
Seleção das bacias de referência	18
Controle das variáveis ambientais.....	22
Composição dos índices de distúrbio de bacia (CDI), local (LDI) e integrado (IDI)	19
Determinação das métricas bióticas candidatas	22
Seleção das métricas bióticas	23
Composição do Índice Multimétrico (MMI) e determinação da Integridade Biótica	24
Resultados	25
Comunidades de peixes.....	25
Gradientes de distúrbio nas bacias analisadas.....	26
Seleção e comportamento das métricas.....	26
Índice de integridade biótica de riachos do Pampa	28
Discussão.....	36
Considerações finais.....	41
REFERÊNCIAS	43

INTRODUÇÃO

Índices multimétricos (MMI, *Multimetric Index*) são instrumentos utilizados para monitoramento e avaliação em muitos campos, como economia, medicina e ecologia, de forma geral, sendo desenvolvidos para atuar como indicadores de processos basilares (Schoolmaster-Jr *et al.*, 2012). Em ecologia, a principal aplicação dos índices multimétricos tem sido o monitoramento e avaliação da integridade biótica (Pont *et al.*, 2006), principalmente em ambientes aquáticos (Karr, 1981; Kuehne *et al.*, 2017; Oliveira *et al.*, 2008). Esses índices foram desenvolvidos para integrar dados quantitativos da condição do ambiente aos dados biológicos e ecológicos das comunidades (*e.g.* peixes, macroinvertebrados, algas ou plantas superiores) e assim avaliar o nível de degradação dos ambientes estudados (Oliveira *et al.*, 2008; Carvalho *et al.*, 2017).

Os métodos utilizados para o desenvolvimento dos índices multimétricos tem se modificado ao longo do tempo (Kuehne *et al.*, 2017). Os primeiros índices, também denominados índices de integridade biótica (IBI) eram baseados apenas em teorias ecológicas e opinião de especialistas. Depois da década de 90 os índices começaram a incorporar respostas das métricas às influências antrópicas (Bramblett *et al.*, 2005). Mais recentemente tem se observado uma expansão da escala espacial avaliada: inicialmente incluía-se apenas dados ambientais de dentro dos próprios riachos (*in-stream* habitat) e das faixas ripárias, porém ao longo do tempo passou-se a incorporar áreas de drenagem, bacias e ecorregiões (Kuehne *et al.*, 2017). Incorporar ambas escalas é relevante pois entender como a paisagem está influenciando nas respostas da comunidade ajuda no planejamento de ações mais eficazes para a restauração de riachos (Bernhardt & Palmer, 2011).

Os índices multimétricos de integridade biótica surgiram no contexto de propor ferramentas adequadas para o biomonitoramento que nos possibilitem avaliar gradientes de perturbação e suas respostas nas comunidades biológicas. Um dos primeiros índices, o índice de integridade biótica (IBI) foi proposto por Karr (1981), que argumentava que índices físico-químicos sozinhos não são capazes de refletir a qualidade e integridade de um ambiente aquático. A integridade biótica pode ser definida como a capacidade de manter e suportar uma comunidade de organismos balanceada, integrada e adaptativa, possuindo diversidade, organização funcional e composição de organismos semelhantes às áreas que conservem o mesmo habitat natural da região (Karr & Dudley, 1981). O IBI serve então para avaliar quais atributos biológicos e ecológicos da comunidade estudada

são mais sensíveis a alterações antrópicas do que às variações temporais e naturais (Hughes *et al.*, 1998). Os índices multimétricos de integridade permitem a (i) realização de diagnósticos do estado da biota de riachos, especialmente quando comparados em função de um gradiente ambiental (como uso da terra) (e.g. Carvalho *et al.*, 2017; Couceiro *et al.*, 2012), (ii) uso em monitoramento na busca de avaliar o efeito de diferentes tipos de manejo da terra sobre o sistema aquático (e.g. Gerritsen, 1995), (iii) a distinção entre fatores de pressão ambiental em diferentes escalas (Stoddard *et al.*, 2008) e (iv) a investigação de potenciais relações de causa-efeito entre fatores de pressão e alterações nos ecossistemas aquáticos (Baptista *et al.*, 2011).

A partir do conceito de integridade biótica (Karr, 1981), o IBI e suas modificações em diversos índices multimétricos têm sido amplamente desenvolvidos para diversos ecossistemas e habitats (Miller *et al.*, 2006, Kuehne *et al.*, 2017). Esses índices vêm sendo alvo não apenas de pesquisa, mas de efetiva utilização como ferramenta de diagnóstico e monitoramento por agências ambientais dos EUA e Europa (Hering *et al.*, 2006; USEPA, 2006; Stoddard *et al.*, 2008; Kuehne *et al.*, 2017). Entretanto, os índices multimétricos possuem ainda algumas dificuldades de implementação e estão longe de ter uma metodologia de desenvolvimento padronizado.

Um dos aspectos fundamentais para garantir a utilidade dos índices multimétricos para determinação da integridade biótica é a necessidade de serem regionalizados, *i.e.*, devem ser ajustados em função de características de ecorregiões, ecossistemas e biotas regionais. Isso pode ser verificado no trabalho desenvolvido por Borja & Tunberg (2011), onde mostra-se a importância da regionalização para obtenção de métricas mais precisas. Além disso é necessário conhecimento sobre a biologia e ecologia dos organismos para criação e composição das métricas, o que nem sempre é possível de se obter principalmente em regiões pouco estudadas. Apesar de tais limitações, a utilização de índices multimétricos com base em atributos ecológicos de comunidades biológicas tem ocorrido em vários países (Borja *et al.*, 2004: Espanha; Sloan & Noris, 2003: Austrália; Breine *et al.*, 2004: Bélgica; Zhu & Chang, 2008: China; Landson *et al.*, 1999: Austrália; Lakew & Moog, 2015: Etiópia; Pont *et al.*, 2016: Europa; Ganasan & Hughes, 1998: Índia; Lyons *et al.*, 1995: México). No Brasil, vêm sendo desenvolvidos principalmente para rios e riachos, abrangendo a Amazônia (Couceiro *et al.*, 2012; Chen *et al.*, 2017), Cerrado (Carvalho *et al.*, 2017; Silva *et al.* 2017), Pantanal (Polaz *et al.*, 2017) e principalmente para a Mata Atlântica (Araújo *et al.*, 2003; Bozetti & Schulz, 2004; Ferreira & Casatti, 2006; Baptista *et al.*, 2013; Casatti *et al.*, 2009; Costa & Schulz, 2010;

Santos & Esteves, 2015). Nenhum ainda foi desenvolvido para os riachos do bioma Pampa, região estudada neste trabalho.

Os riachos e os ambientes aquáticos são tanto diretamente quanto indiretamente influenciados pelas atividades humanas e buscar desenvolver ferramentas adequadas que nos auxiliem a entender como as comunidades biológicas respondem a estes distúrbios é necessário. A influência direta das atividades antrópicas se dá principalmente pela alteração da cobertura da paisagem e uso da terra, pelo uso de agrotóxicos e fertilizantes (Nunes *et al.*, 2015), pelo despejo de esgoto não tratado (Uriarte *et al.*, 2011), pela alteração do escoamento superficial devido à perda de cobertura vegetal (Strayer *et al.*, 2003) e ainda pela construção de estradas (Trombulack & Frissel, 2000). De forma indireta as atividades humanas influenciam o clima e a composição da atmosfera alterando o funcionamento dos ciclos hidrológicos (Voss *et al.*, 2002). Neste mesmo sentido o aumento da temperatura global e consequentemente dos corpos hídricos altera o fluxo de massas diminuindo o habitat disponível, altera os regimes de chuvas alterando o escoamento superficial, alterando, assim, a integridade dos riachos (Meyer *et al.*, 1999). Essas mudanças causadas pela atividade humana interagem com fatores políticos e socioeconômicos e podem determinar a vulnerabilidade ambiental de um local (Turner *et al.*, 2003).

A manutenção da qualidade de água de corpos hídricos e consequentemente a preservação das interações ecológicas importantes para a manutenção de um ambiente íntegro devem ser foco de atenção. Uma das maneiras de garantir a preservação é por meio de leis que disponham sobre obrigações de monitoramento e avaliação da qualidade do recurso hídrico (Kuehne *et al.*, 2017). Esse monitoramento no Brasil é realizado com base na classificação estabelecida pelo CONAMA por meio da Resolução N° 357/2005 a qual prevê a classificação da qualidade de um corpo hídrico com base em parâmetros físico-químicos e pela Resolução N° 430/2011 a qual estabelece padrões para lançamento de efluentes. Essa última dispõe sobre as análises dos efluentes a serem lançados nos corpos hídricos, onde todas são realizadas em ambiente experimental controlado, ou seja, em laboratórios. Neste caso, não é exigida uma análise contínua da integridade biótica de onde os efluentes são lançados, portanto não são avaliados os efeitos cumulativos das emissões de efluentes que ocorrem em diversos locais de um mesmo corpo hídrico. Durante a busca deste referencial teórico não foi encontrada nenhuma legislação específica para o Brasil que leve em consideração a classificação de um corpo hídrico com base em sua condição ecológica. Em alguns países a condição ecológica de corpos

hídricos já é considerada um parâmetro importante para a conservação dos recursos hídricos e seu manejo.

Na União Europeia, por exemplo, o WDA 2000/60/EC (*Water Framework Directive*) estabelece procedimentos mais integrativos para o monitoramento dos recursos hídricos os quais devem documentar as relações entre a biota aquática e as principais pressões antrópicas (Hering *et al.*, 2006). Projetos como o STAR, o FAME e AQUEM que utilizam os índices multimétricos nesta avaliação são resultados destas políticas públicas (Mancini, 2006; Hering *et al.*, 2006). Nos Estados Unidos as diretrizes para avaliação da qualidade dos recursos hídricos são determinadas pelo Ato das Águas Limpas de 1972 (traduzido de *Clean Water Act - CWA 1972*), o qual tem como objetivo principal avaliar a qualidade do recurso hídrico para manter e restaurar a integridade química, física e biológica. Apesar da palavra “integridade biológica” aparecer apenas quatro vezes no texto do CWA avaliar e restaurá-la fica estabelecido como meta principal. Ainda, foi após e por motivo de criação do CWA 1972 que foi desenvolvido por Karr & Dudley (1981) a definição do que seria “integridade biológica” e a partir de então inicia-se uma série de publicações, em especial depois do final da década de 80, que discutem, desenvolvem e sugerem modificações dos IBIs (Kuehne *et al.*, 2017).

O Brasil, juntamente com mais 178 países, assinou durante a conferência Rio-92 a Agenda 21 que têm como uma das metas a proteção dos recursos hídricos, da qualidade da água e dos ecossistemas aquáticos. Avaliar as consequências da ação dos vários usuários da água sobre o meio ambiente é necessário para o estabelecimento da “saúde ambiental” e a proteção dos ecossistemas. Fica estabelecido também como objetivos a serem buscados a manutenção da integridade do ecossistema (BRASIL, 1997). Para manter e restaurar a integridade dos ecossistemas é necessário desenvolver ferramentas adequadas para avaliá-la.

Neste trabalho, desenvolvemos e testamos um índice multimétrico para avaliar a integridade biótica de riachos de uma ampla região de ecossistemas campestres no sul do Brasil, sujeita a diferentes graus de conversão para agricultura. Essa região, conhecida como Pampa, situa-se na ecorregião da Savana Uruguiaia (Olson *et al.*, 2001) e vem sofrendo fortes transformações nas últimas décadas em função da conversão dos campos nativos em áreas antropizadas. Dado que as atividades antrópicas afetam as comunidades bióticas aquáticas e que o manejo adequado de sistemas ecológicos requer o entendimento de processos e padrões de respostas da comunidade biológica (Karr, 1987), este trabalho tem como objetivos específicos (i) testar métricas de comunidades de peixes para avaliar

a integridade dos riachos do bioma pampa e (ii) avaliar o efeito da escala na capacidade de avaliação do índice multimétrico.

MÉTODOS

Área de estudo

O bioma Pampa compreende um espaço geográfico com fatores fisionômicos distintos, com mosaicos de áreas campestres e florestais, estas últimas principalmente localizadas nas áreas ripárias (Overbeck *et al.*, 2007). Devido à posição geográfica, o sul do Brasil ocupa uma região de transição entre os climas tropical e temperado, com verões quentes e invernos frios, sem estação seca pronunciada (Overbeck *et al.*, 2009).

Este bioma ocupa aproximadamente 700.000 km² distribuídos pelo território da Argentina, Uruguai e Brasil e corresponde à cobertura vegetal de 2.1% da área do país (Collares, 2006) e 63% da área do estado do Rio Grande do Sul (Roesch *et al.*, 2009). Apesar de apresentar alta diversidade de espécies (Issberner & Léna, 2016) e número elevado de espécies endêmicas para alguns táxons (Silveira *et al.*, 2016, Bencke, 2009) foi negligenciado durante muito tempo assim como outros biomas campestres (Overbeck *et al.*, 2007). Devido à falta histórica de políticas públicas que garantissem a proteção deste bioma, hoje restam apenas 51% de sua cobertura original (Hasenack, 2006), onde apenas 0.04% estão localizados em áreas de proteção integral (Tavares-Frigo *et al.*, 2015). A principal causa da degradação ambiental no Pampa é a conversão dos campos em áreas para atividades silvipastoris (onde predominam espécies de *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp.) e de cultivo de soja e arroz (Overbeck *et al.*, 2007, Binkowski, 2009). Recentemente a urbanização e o aumento de atividades agroindustriais tem sido também ameaças constantes a esse bioma (Roesch *et al.*, 2009).

Delineamento geral do estudo

Para desenvolver e testar um índice multimétrico de integridade biótica para riachos do Pampa, utilizamos amostras de comunidades de peixes de 55 riachos (Fig.1), distribuídos ao longo de um gradiente de distúrbio antrópico. O gradiente de distúrbio foi avaliado em duas escalas espaciais: de bacia (por meio de um índice de distúrbio baseado na conversão de cobertura vegetal original em áreas de agricultura e silvicultura), e local (por meio de um índice de degradação de hábitat no entorno do riacho amostrado). A

partir de dados dos peixes amostrados, geramos 80 métricas bióticas candidatas, as quais descrevem atributos das comunidades em cada riacho (métricas de diversidade, métricas de composição taxonômica e métricas de composição funcional). Foram utilizados três critérios de avaliação de métricas (amplitude, redundância e sensibilidade) a fim de selecionar um número parcimonioso de métricas para compor o índice multimétrico. A sensibilidade foi avaliada utilizando-se o conceito de sítios de referência (ver a seguir), estabelecendo-se locais referenciais de maior integridade ambiental para comparação entre os riachos ao longo do gradiente de degradação. Finalmente, a partir das métricas selecionadas, estabelecemos os parâmetros para o índice multimétrico e calculamos a integridade biótica para todos os riachos amostrados, de forma analisá-los comparativamente nas duas escalas espaciais de antropização.

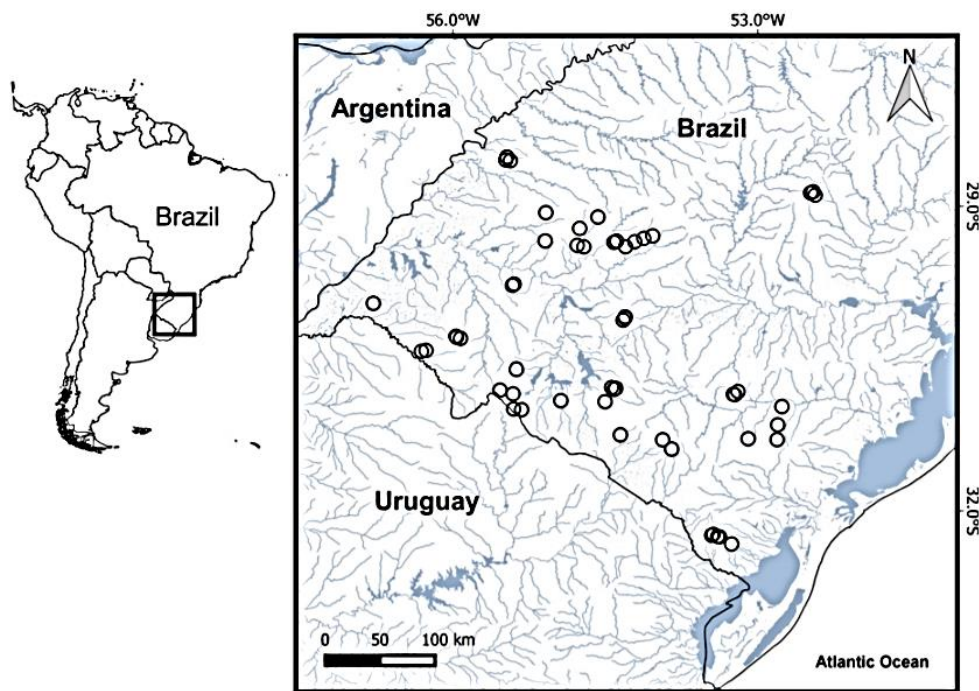


Figura 1. Localização dos pontos amostrais distribuídos no bioma Pampa (Dala-Corte *et al.*, 2016).

Delimitação das bacias de drenagem

Os limites das áreas de drenagem dos pontos amostrais foram obtidos a partir do modelo digital de elevação hidrologicamente consistido (MDE-HC) gerado com os pontos cotados, curvas de nível e rede hidrográfica disponíveis na Base Cartográfica Vetorial Contínua do Rio Grande do Sul - escala 1:50.000 (Hasenack & Weber, 2010). Para as bacias pertencentes a bacias localizadas na fronteira com outros países (e.g. bacia

do rio Quaraí), o MDE original utilizado foi o SRTM (Farr *et al.*, 2007). O MDE-HC, o limite das bacias de drenagem e a rede de drenagem foram processados por meio de sistema de informação geográfica (SIG), utilizando a extensão ArcHydro 2.0, disponível para o software ArcGIS 10.3 (ESRI, 2014).

Amostragem dos riachos e comunidade de peixes

As coletas de peixes foram realizadas entre os meses de outubro e abril nos anos de 2013 a 2015. Os peixes foram coletados por meio de pesca elétrica (EFKO GmbH model FEG 1500) em 55 sítios de amostragem. Para a amostragem de peixes foi estabelecido um sítio de amostragem por riacho, sendo cada sítio amostrado uma única vez, em um trecho de 150 m, percorrido no sentido jusante-montante. As extremidades da área de amostragem foram bloqueadas com redes para evitar a fuga dos peixes (Fig. 2). Todos os indivíduos coletados foram anestesiados com óleo de cravo, fixados em formol 10% e preservados em álcool 70% para posterior identificação em laboratório (Comissão de Ética no Uso de Animais da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, CEUA-UFRGS; #24433). Para caracterização do hábitat, cada trecho de 150m foi dividido em 11 transecções equidistantes (10 m de distância). Na zona ripária, junto a cada transecção, utilizou-se um protocolo criado para obtenção de dados sobre distúrbio antrópico local baseado em Kauffmann *et al.* (1999) (ver Dala-Corte *et al.*, 2016 e S1). Nos locais amostrados, os riachos tinham entre 0.89 e 10.26 m de largura (média = 4,85 m \pm 1,93) e entre 0.40 e 0.65m de profundidade (média = 30,73 cm \pm 13,74).

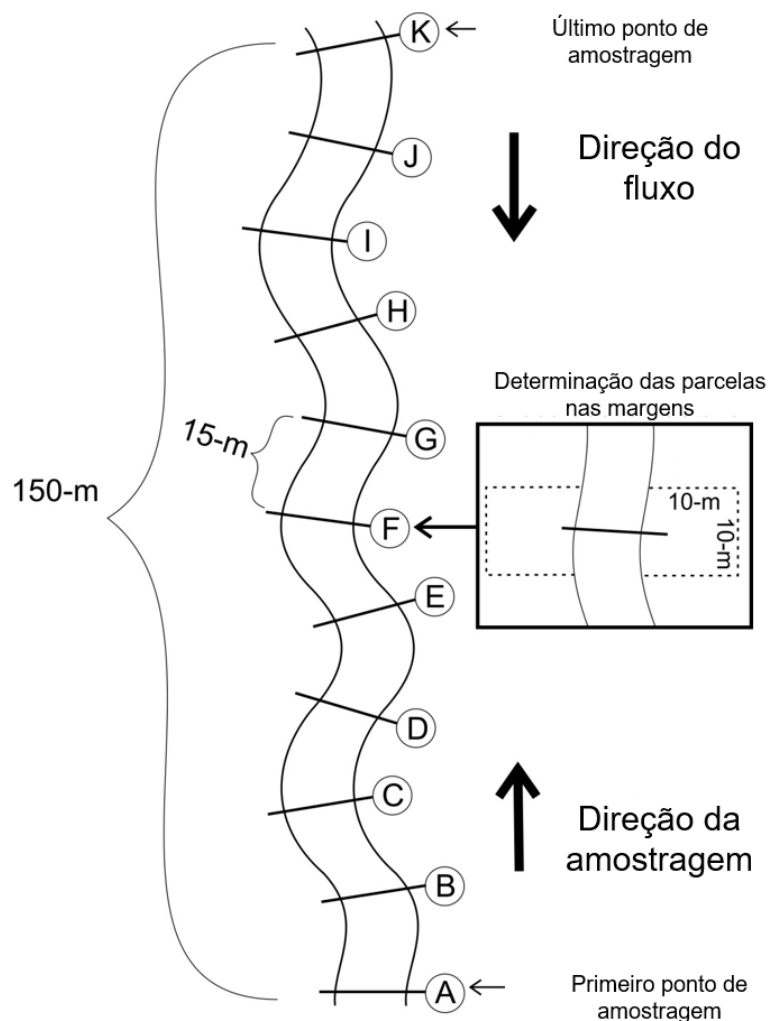


Figura 2. Esquema de amostragem do riacho para coleta de peixes e das margens para coleta de métricas de distúrbio local (adaptado de Dala-Corte *et al.*, 2016).

Seleção das bacias de referência

Para determinar numericamente a integridade de um riacho é necessário compará-lo a integridade mensurada em *riachos de referência*. Segundo Stoddard *et al.* (2006) o termo “condição de referência” pode ser utilizado para indicar quatro aspectos de referência, condição de referência histórica (HC - *Historical Condition*), condição de mínimo distúrbio (MDC - *Minimum disturbance condition*), condição de menor distúrbio (LDC - *Least disturbance condition*) e melhor condição atingível (BAC - *Best attainable condition*). A condição de referência não é um valor absoluto e sim descreve uma distribuição de valores. Neste trabalho foi utilizado como condição de referência o

conceito de LDC, visto que bacias com o MDC são raras no contexto atual do bioma Pampa (Menezes, 2016).

A abordagem que usa a condição de referência vem sendo empregada em diversos trabalhos, onde alguns estabelecem a condição de referência *a priori* (Baptista, *et al.*, 2007) e outros *a posteriori* (Fame Consortium, 2004). Os trabalhos que determinam a condição de referência *a priori* determinam antes da análise dos dados limites máximos e mínimos para determinados parâmetros (e.g. oxigênio dissolvido, pH, porcentagem de vegetação nativa) (Baptista *et al.*, 2007; Schinegger *et al.*, 2013). Com base nestas determinações os riachos são discriminados como “riachos de referência” ou riachos impactados. Já na determinação *a posteriori* é realizado a seleção com base nos dados obtidos, estabelecendo um ponto de referência baseado nos valores dos quartis (Bailey *et al.*, 1998) ou de percentis estabelecidos com base no nível de aceitação de influência antrópica (Stoddard *et al.*, 2006). A determinação dos riachos de referência neste trabalho foi realizada *a posteriori* visto a necessidade de adaptar a sensibilidade do índice ao contexto que se encontra a paisagem.

Composição dos índices de distúrbio de bacia (CDI), local (LDI) e integrado (IDI)

Para determinação do gradiente de alteração antrópica e comparação do efeito da escala na determinação do índice de integridade biótico foi elaborado um índice de distúrbio para a bacia de drenagem (CDI - *Catchment Disturbance Index*) e um índice para o distúrbio local (LDI - *Local Disturbance Index*). Para elaboração do CDI foram considerados três fatores de pressão, a % áreas ocupadas por agricultura, a % de áreas urbanas e a % de áreas ocupadas por silvicultura (Fig. 3). Para calcular a porcentagem de cada fator de distúrbio na bacia de drenagem foi utilizada uma base cartográfica da Vegetação do Rio Grande do Sul 1:50.000 (Cordeiro & Hasenack, 2009) utilizando o programa ArcGis 10.3 (ESRI, 2014). O CDI foi calculado de acordo com a equação a seguir, com base no proposto por Rawer-Jost *et al.*, (2014) e os valores padronizados (0 - 100%).

$$CDI = 4 \times \% \text{ área urbana} + 2 \times \% \text{ silvicultura} + 2 \times \% \text{ agricultura}$$

Para o cálculo do índice de distúrbio local (LDI) foi utilizada a avaliação de 11 pares de parcelas ripárias, amostradas nas margens direita e esquerda (Fig. 2). Para a composição do índice foram utilizadas a soma das médias da % de agricultura, % de urbanização % área utilizada para pecuária (incluindo aqui a silvicultura) para cada riacho

(Fig. 3). A métrica de urbanização representa a porcentagem de canos de escoamento de efluentes encontrados nas parcelas adjacentes aos riachos, e representam a urbanização local visto que há uma relação dos canos de escoamento com a urbanização (Wang *et al.*, 2000). Os valores de LDI foram padronizados pelo máximo observado para inferir o impacto local (0 – 100%).

$$LDI = x \%agricultura + x \% pecuária + x \% de urbanização$$

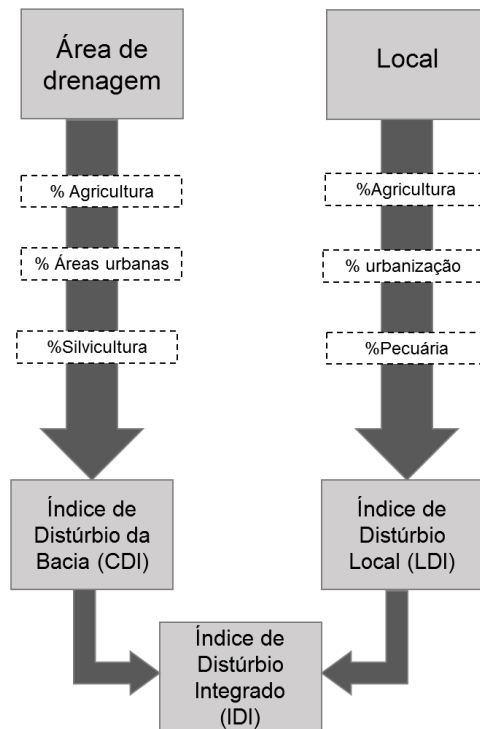


Figura 3. Fatores de distúrbio antrópico utilizados para determinação dos índices de pressão antrópica em diferentes escalas.

Para determinação do índice de distúrbio integrado (IDI), o qual agrupa as informações da escala local e da escala da bacia de drenagem, foram utilizados os valores de CDI e LDI padronizados. O IDI foi calculado como a distância euclidiana entre a origem e a posição “de distúrbio” do riacho no plano cartesiano por meio do Teorema de Pitágoras e padronizado de (0 – 100%), conforme proposto por Ligeiro, 2013 (Fig. 4).

$$IDI = \sqrt{CDI^2 + LDI^2}$$

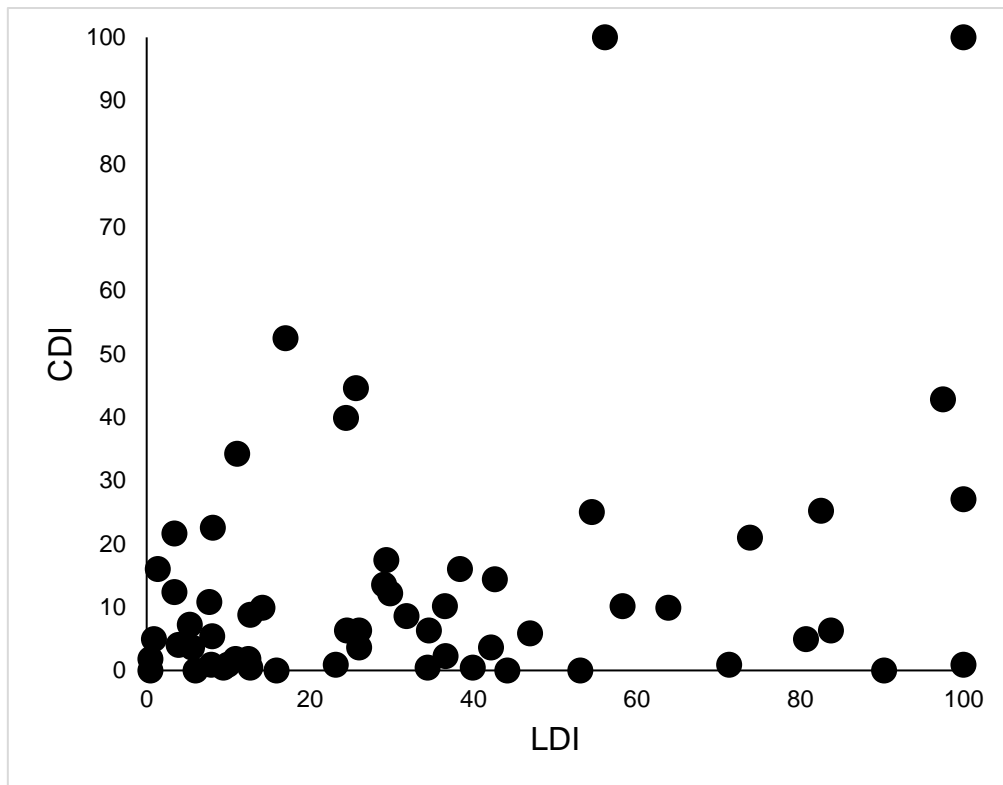


Figura 4. Posição de distúrbio dos riachos estudados em plano cartesiano, utilizado para calcular o IDI.

As bacias de drenagem foram classificadas em três classes de acordo com o CDI, LDI e IDI, sendo que foram classificadas e analisadas separadamente em cada escala. As bacias com valores iguais ou menores que o 20º percentil foram classificadas como bacias de referência (LDC - *Least Disturbed Condition*), as bacias com valores iguais ou maiores que o 80º percentil foram classificadas como mais impactadas (Most-DC) e as bacias entre os percentis citados foram classificadas como intermediárias (Inter-DC) (Tab. 1). Essa classificação foi efetuada para realização do ajuste ambiental (a partir das bacias de referências) e determinação dos valores de métricas esperados para todos os riachos. A classificação em Inter-DC e Most-DC foi realizada para avaliação geral dos distúrbios sobre a bacia.

Tabela 1. Valores máximos dos percentis utilizados na determinação das bacias de referência (LDC) e mínimos para determinação das bacias mais impactadas (Most-DC)

Índice	Percentil	
	20°	80°
CDI	7.99	56.54
LDI	0.9	21.08
IDI	11.09	54.97

Controle das variáveis ambientais

As variáveis ambientais de área da bacia de drenagem e localização geográfica (distância euclidiana dos pontos utilizando dois eixos: latitude e longitude) que poderiam influenciar na composição da assembleia de peixes foram ajustadas. Para fazer isso foram realizadas regressões das variáveis ambientais com os valores das métricas candidatas dos riachos de referência para extrair a variação causada por estes fatores. Foi utilizada a estimativa da reta destas regressões para calcular os valores esperados (M_e) para todos os locais amostrados. Os resíduos entre o valor esperado e valor observado foram utilizados para compor uma nova métrica ajustada. Os valores da área da bacia foram logaritmizados (Ln) para realização dos cálculos.

$$M_e = \beta_0 + (\beta_1 \times \log \text{Área da bacia}) + (\beta_2 \times \text{Localização geográfica})$$

Determinação das métricas bióticas candidatas

Foram selecionadas métricas de (i) diversidade, (ii) composição de grupos funcionais e (iii) composição taxonômica (Tab. 5). Não foram incluídos neste estudo métricas referentes à presença de espécies exóticas, devido à ausência destas espécies nas amostras. A presença de espécies tolerantes também não foi incluída, devido à falta de conhecimento inequívoco sobre a maioria das espécies. Métricas de diversidade incluíram índices de diversidade da comunidade, diversidade de guildas tróficas, riqueza e dominância tanto da comunidade como das guildas tróficas. Os índices de diversidade foram calculados utilizando o programa PAST *version 2.17c* (Hammer *et al.*, 2001) disponível em <http://folk.uio.no/ohammer/past/>.

Os grupos funcionais incluíram a categoria trófica, a origem dos recursos consumidos (alóctone, autóctone), o uso de hábitat na coluna d'água (bentônico, nectônico, nectobentônico) e o local preferencial de forrageamento (coluna d'água, substrato, ambos). A inclusão de métricas relativas a grupos funcionais é importante visto que estas podem responder melhor a gradientes de distúrbios antrópicos do que métricas taxonômicas (Teresa & Cassati, 2017). A classificação funcional dos peixes foi realizada com base em estudos sobre biologia, alimentação e forrageio de cada espécie (ver Tab. S1). As espécies para as quais as informações não foram encontradas na literatura, foram classificadas com base na informação sobre espécies taxonomicamente e ecologicamente semelhantes (mesmo gênero e que ocupam hábitats similares). Ao total foram elaboradas 80 métricas, de acordo com respostas esperadas de acordo com a literatura.

Seleção das métricas bióticas

Foram utilizados neste trabalho três critérios para seleção das métricas candidatas a compor o índice multimétrico (MMI): a abrangência (*i.e.* a distribuição de valores para a métrica pelos dados disponíveis), a sensibilidade e a redundância (Stoddard *et al.*, 2008; Carvalho *et al.*, 2017). Para atender o primeiro critério foram eliminadas métricas em que mais de 85% dos valores corresponderam a zero. Em uma primeira etapa a seleção foi realizada apenas com as bacias determinadas como bacias de referência e em uma segunda etapa a análise foi realizada para todos os riachos. Para avaliar se as métricas eram sensíveis ao gradiente de distúrbio tanto em escala de bacia quanto em escala local foram realizadas correlações de Pearson entre os valores de cada métrica e os valores de CDI e LDI, as métricas correlacionadas com os distúrbios foram mantidas ($p < 0.05$). Em seguida, para avaliar se havia redundância entre as métricas foram também utilizadas correlações de Pearson entre as métricas sensíveis ($r > 0.5$ em relação ao CDI e LDI), tendo por critério a eliminação de uma das métricas quando $r > 0.5$ (Stoddard *et al.*, 2008). As métricas que foram retidas após aplicação dos três critérios de seleção foram empregadas na construção do MMI para determinação da integridade biótica (Fig. 5).

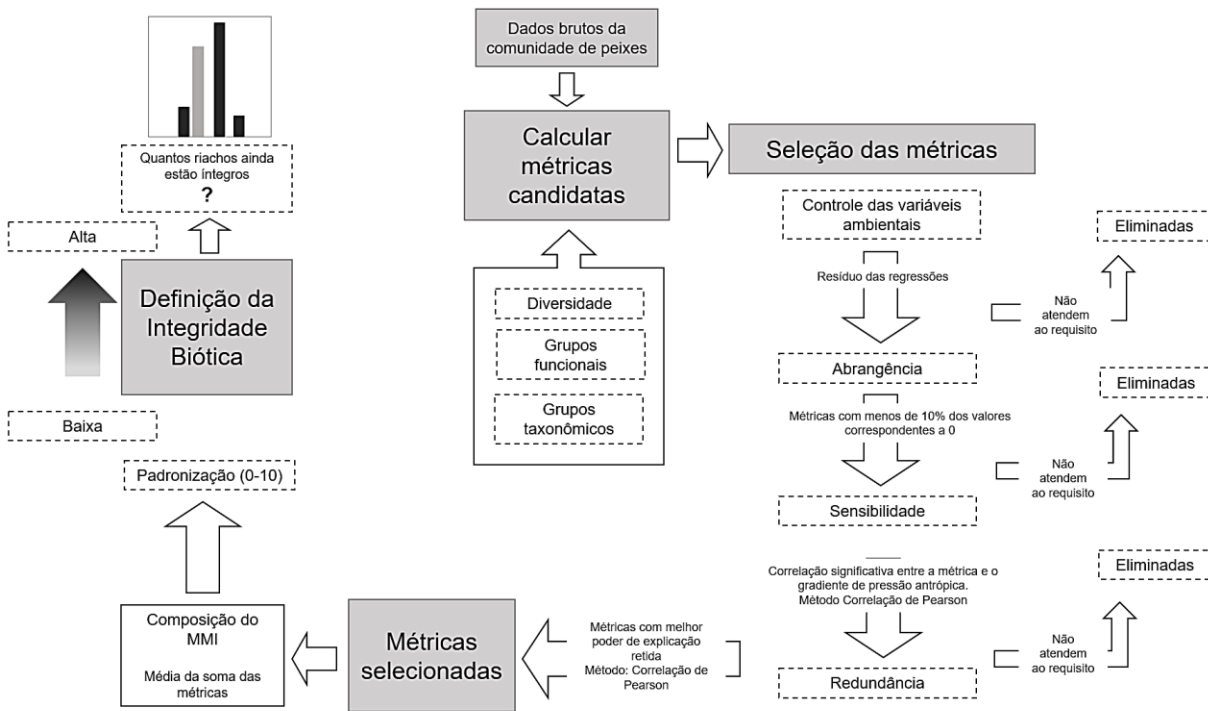


Figura 5. Procedimento realizado para seleção das métricas e composição do MMI.

Composição do Índice Multimétrico (MMI) e determinação da Integridade Biótica

Após a seleção das métricas as mesmas foram normalizadas para a composição do MMI visto que as variações dos valores não são iguais (e.g. Índice de Shannon (0 – 4), % de carnívoros (0-100)). Para isso as métricas foram normalizadas em uma métrica (MI) sem valor unitário variando entre 0-1 (Hering *et al.*, 2006), por meio das seguintes equações:

$$MI_d = \frac{\text{Valor da métrica} - \text{Valor mínimo}}{\text{Valor máximo} - \text{Valor mínimo}}$$

$$MI_a = \frac{\text{Valor máximo} - \text{Valor da métrica}}{\text{Valor máximo} - \text{Valor mínimo}}$$

Para métricas que diminuem com o aumento dos índices de pressão antrópica foi aplicada a equação MI_d . Já para as métricas que aumentam com o índice de pressão antrópico foi aplicado a equação MI_a . Dessa forma podemos dizer que os MIs

representam a relação entre os valores dos atributos biológicos observados para um determinado corpo hídrico e os valores das métricas de perturbação (CDI, LDI e IDI) dos riachos de referência aplicáveis aquele corpo hídrico. Para criação do índice multimétrico (MMI) as MI foram somadas para cada unidade amostral e a média padronizada (0-10). Os valores mais próximos de 10 são os ambientes mais íntegros e os que se aproximam de 0 são os com menor integridade biótica. Com base no MMIs os riachos foram classificados em 4 categorias para verificação da condição de integridade dos riachos estudados (Casatti *et al.* 2009), ver Tabela 4.

Foram realizadas regressões entre os valores dos índices de distúrbio da bacia e os MMI compostos para cada escala com o intuito de verificar a capacidade dos MMIs na determinação da integridade biótica dos riachos. Para determinar se os MMIs conseguiram distinguir os riachos de bacias mais impactadas usou-se o 80º percentil (classificadas como melhores) e o 20º percentil (classificadas como ruins e muito ruins) e foi utilizado o teste ANOVA.

RESULTADOS

Comunidades de peixes

Foram coletados 19.317 indivíduos de 116 espécies de peixes pertencentes a 15 famílias diferentes (para ver lista completa das espécies ver Tab. S1), sendo todas espécies nativas. A média de riqueza para os riachos estudados foi de 18.3 (sd= ±6.8) espécies por ponto amostral e a média de abundância foi de 360.3 (sd= ±206.8) (Tabela 2). As características gerais de riqueza e abundância total dos 55 riachos amostrados estão na Tabela 2.

Tabela 2. Riqueza total (número de espécies) e abundância total de indivíduos em comunidades de peixes amostradas em 55 riachos (1 sítio de 150 m por riacho) do bioma Pampa.

Variáveis	Média	Desvio padrão	Min	Max
Riqueza	18.3	6.8	32	6
Abundância	360.3	206.8	1212	105

Gradientes de distúrbio nas bacias analisadas

Com base no gradiente de distúrbio antrópico os 55 riachos amostrados, 20% (11) foram considerados em condição de menor distúrbio (LDC), outros 20% (11) foram categorizados em condição de maior distúrbio (Most-DC) e 60% (33) foram considerados em condição de impacto intermediário (Inter-DC). As médias e desvio padrão para cada escala analisada estão apresentados na Tabela 3.

Tabela 3. Descrição do gradiente de distúrbio antrópico encontrado para riachos do bioma Pampa nas diferentes escalas analisadas (CDI= Distúrbio na bacia de drenagem; LDI: distúrbio local (mata riparia); IDI = Distúrbio integrado).

Índice de distúrbio	Número de riachos	Mínimo	Máximo	Média	Desvio padrão
CDI	55	0.46	100	26.0	29.3
LDI	55	0	100	6.3	17.5
IDI	55	1.68	100	31.1	27.4

Seleção e comportamento das métricas

A partir dos dados da comunidade biológica foram elaboradas e testadas 80 métricas. Durante o processo de seleção das métricas 31 foram eliminadas pelo critério de abrangência, as remanescentes foram testadas para sensibilidade. Na análise de sensibilidade ao distúrbio, os três índices de distúrbio (CDI, LDI e IDI) foram analisados separadamente. Na escala de bacia (CDI) 45 métricas foram eliminadas e quatro métricas responderam ao gradiente de distúrbio: houve tendência à diminuição da diversidade de guildas alimentares e da % de carnívoros; e aumento da % de insetívoros e insetívoros-herbívoros. Nenhuma métrica foi eliminada pela aplicação do critério de redundância.

Em escala de distúrbio local (LDI - antropização da zona ripária do trecho de riacho amostrado), 42 métricas foram eliminadas pelo critério de abrangência, uma foi eliminada pelo critério de redundância (riqueza de espécies, pois foi correlacionada com o índice de Shannon-Weaver), e seis métricas foram sensíveis ao distúrbio (LDI). Houve aumento da diversidade taxonômica e da riqueza de espécies, da % de herbívoros-insetívoros, e da % de consumidores alóctones. Por outro lado, houve tendência à diminuição da % de forrageadores do substrato, da % de Heptapteridae e da riqueza relativa de Characiformes.

Apenas uma métrica foi sensível ao índice integrado de distúrbio (IDI), indicando o aumento do percentual de insetívoros (Tabela 5). Nenhuma métrica foi coincidente para as escalas locais e de bacia.

Índice de integridade biótica de riachos do Pampa

Com base na seleção de métricas, obtivemos dois MMI de integridade, um para escala de bacia (MMI_{bacia}) e outro para a escala local (MMI_{local}). Como apenas uma métrica, a % de indivíduos insetívoros, foi selecionada para o índice integrado de distúrbio (IDI) não foi possível compor um índice multimétrico integrando as duas escalas de análise.

$$MMI_{bacia} = \frac{(\downarrow \%C) + (\uparrow \%I) + (\uparrow \%IH) + (\downarrow SW\ Guilda)}{4}$$

$$MMI_{local} = \frac{(\uparrow \%HI) + (\uparrow SW) + (\downarrow \%Sub) + (\uparrow \%Alo) + (\downarrow \%Hepta) + (\downarrow RrCh)}{6}$$

Onde, C = Carnívoros, I = Insetívoros, IH = Insetívoros-herbívoros, SW Guilda= Índice de Shannon-Weaver para guildas alimentares, HI= Herbívoros-insetívoros, SW=Índice de Shannon para a comunidade, Alo = Indivíduos que utilizam recursos alóctones, Hepta= Heptaptaridae, RrCh = Riqueza relativa de Characidae. As setas indicam a relação das métricas com os índices de distúrbios: (↑) representa um aumento dos valores da métrica em locais mais impactados e (↓) representa a diminuição dos valores da métrica em ambientes mais impactados.

Na escala de bacia nenhum riacho foi considerado em boa condição (n=0), 10 foram considerados com integridade biótica (IB) intermediária com média de 6.21 (sd= ±0.87), 38 foram considerados ruins com média de 3.47 (sd= ±0.9) e 7 foram considerados muito ruins com IB média de 1.35 (sd= ±0.5). Na escala local um riacho foi considerado com IB boa, 30 como intermediários com média de 6.09 (sd= ±0.8), 24 classificados como ruins com média de 3.98 (sd= ±0.5) e nenhum classificado como muito ruim (ver Tab. 4 e Fig. 6).

Por meio dos testes de variância confirmou-se que ambos os MMIs conseguiram distinguir bacias mais impactadas de menos impactadas (p<0.01) (para fins ilustrativos ver Fig. 7).

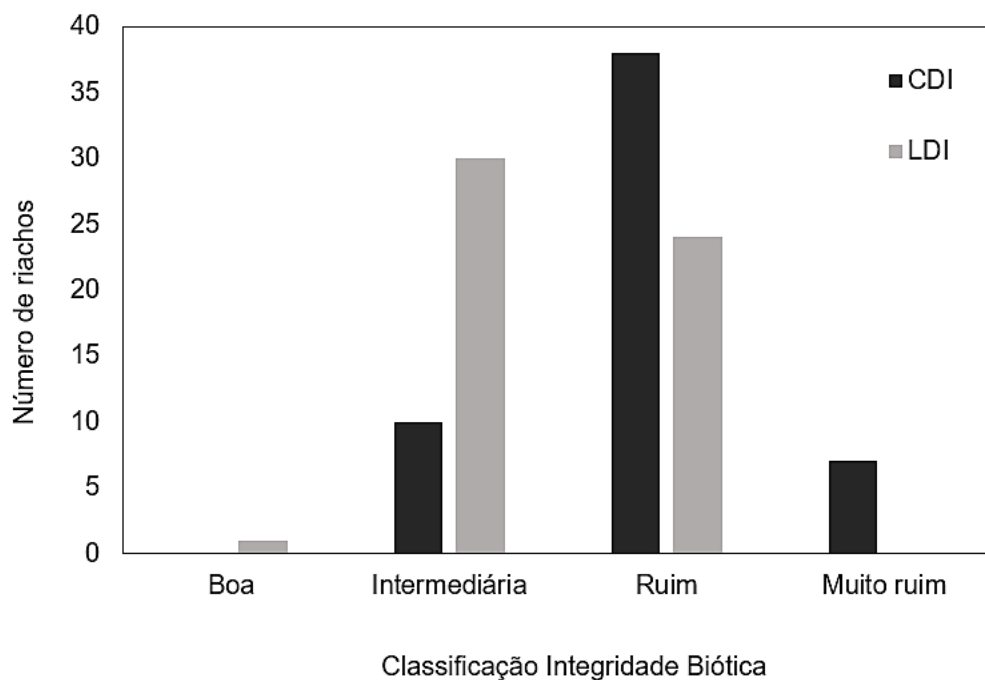


Figura 6. Classificação dos 55 riachos estudados no bioma Pampa (adaptada de Karr 1981; Casatti *et al.* 2009) para o índice de integridade biótica (n=55).

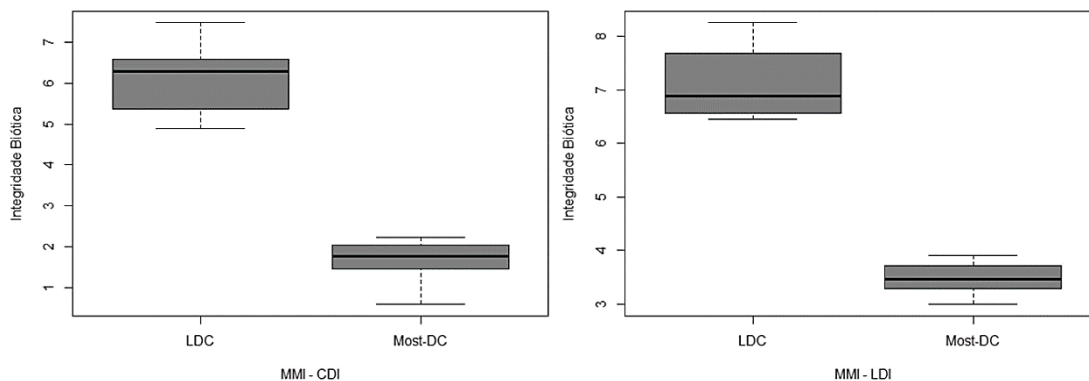


Figura 7. Valores da integridade biótica dos riachos amostrados com base em MMIs construídos a partir da análise do distúrbio antrópico em duas escalas (20° percentil e 80° percentil), o IDI não está representado pois não foi possível elaborar um índice multimétrico para os distúrbios integrados. Classificação utilizada para realização de ANOVA.

Tabela 4. Classificação dos 55 riachos analisados para o bioma Pampa em relação à sua integridade biótica com base nos MMIs desenvolvidos para escalas de bacia (CDI) e local (LDI) (adaptado de Karr, 1981; Casatti *et al.* 2009).

Categorias da Integridade biótica	Valores	Descrição	Média ± sd (n=55)	
			CDI	LDI
Boa	10.0 - 8.0	Valores comparáveis aos valores de referência. Todos os riachos dos riachos ficam acima do 80º percentil.	0 (n=0)	8.25 (n=1)
Intermediária	7.9 - 5.0	Integridade biótica comprometida em algum aspecto.	6.21 ± 0.87 (n=10)	6.09 ± 0.8 (n= 30)
Ruim	4.9 - 2.0	Integridade biótica comprometida, menos de 50% semelhante à melhor condição. Muita variação em relação à condição de referência, com	3.47 ± 0.9 (n=38)	3.98 ± 0.5 (n =24)
Muito ruim	1.9 - 0	muitos aspectos da integridade biótica comprometida. Todos os riachos ficam abaixo do 20º percentil.	1.35 ± 0.5 (n=7)	0 (n=0)

Tabela 5. Resposta observada e esperada das 80 métricas. Os valores correspondem ao coeficiente de correlação de Pearson (r) entre as métricas e os índices de distúrbio da bacia. Os números em negrito correspondem aos valores de significância de 95% ($p < 0.05$) e os (*) correspondem às métricas não analisadas, pois não tinham abrangência suficiente (mais de 90% dos valores correspondentes a 0). Nas métricas tróficas compostas (p.ex., herbívoro-insetívoro), o primeiro termo expressa o hábito principal (herbívoro) e o segundo, o hábito complementar (insetívoro).

Métrica	Resposta esperada	Resposta observada (CDI)	Resposta observada (LDI)	Resposta observada (IDI)
Diversidade				
Abundância	Diminuição (Fausch <i>et al.</i> , 1990)	-0.074	0.199	-0.003
Dominância	Aumento (Harrison & Whitfield, 2004)	0.050	-0.186	0.007
Dominância de guildas alimentares	Aumento (Casatti & Teresa, 2002)	0.148	-0.079	0.129
Índice de Shannon-Weaver de guildas alimentares	Diminuição (Karr, 1981)	-0.267	0.220	-0.182
Índice Shannon-Weaver	Diminuição (Karr, 1981)	-0.163	0.303	-0.066
Riqueza	Diminuição (Karr, 1981)	-0.134	0.299	-0.051
Riqueza de guildas alimentares	Diminuição (Karr, 1981)	-0.178	0.046	-0.130
Grupos funcionais				
Categoria trófica				
% de carnívoros	Diminuição (Karr, 1981)	-0.256	0.112	-0.189
% de carnívoros estritos	Diminuição (Karr, 1981)	*	*	*
% de carnívoros-detritívoros	Variável	*	*	*
% de carnívoros-insetívoros	Variável	*	*	*
% de detritívoros	Variável	-0.123	-0.070	-0.115
% de detritívoros-estritos	Variável	*	*	*
% de detritívoros-herbívoros	Variável	*	*	*
% de detritívoros-insetívoros	Variável	0.180	-0.223	0.090
% de herbívoros	Variável	0.035	0.127	0.062
% de herbívoros-detritívoros	Variável	*	*	*
% de herbívoros-insetívoros	Variável	-0.148	0.434	0.000
% de herbívoros-omnívoros	Variável	*	*	*
% de insetívoros	Variável	0.374	-0.111	0.293
% de insetívoros estritos	Variável	0.026	-0.191	-0.032
% de insetívoros-detritívoros	Variável	*	*	*
% de insetívoros-herbívoros	Variável	0.329	-0.179	0.223
% de insetívoros-piscívoros	Variável	*	*	*
% de omnívoros	Aumento (Hughes <i>et al.</i> , 1998)	*	*	*
% de omnívoros-carnívoros	Variável	*	*	*

% de indivíduos que consomem insetos e detritos	Variável	0.180	-0.222	0.090
% de indivíduos que consomem insetos e peixes	Variável	-0.068	0.117	-0.013
% de indivíduos que consomem plantas/algas e insetos	Variável	-0.167	0.077	-0.101
% de piscívoros	Diminuição (Hughes <i>et al.</i> , 1998)	-0.037	0.157	0.026
% de piscívoros estritos	Diminuição (Hughes <i>et al.</i> , 1998)	*	*	*
% de piscívoros-carnívoros	Diminuição (Hughes <i>et al.</i> , 1998)	*	*	*
Número de carnívoros	Diminuição (Hughes <i>et al.</i> , 1998)	-0.223	0.137	-0.151
Número de carnívoros estritos	Diminuição (Hughes <i>et al.</i> , 1998)	*	*	*
Número de carnívoros-detritívoros	Variável	*	*	*
Número de carnívoros-insetívoros	Variável	*	*	*
Número de detritívoros	Variável	-0.179	0.106	-0.106
Número de detritívoros-estritos	Variável	*	*	*
Número de detritívoros-herbívoros	Variável	*	*	*
Número de detritívoros-insetívoros	Variável	0.088	-0.003	0.071
Número de herbívoros	Variável	-0.074	0.214	0.000
Número de herbívoros-detritívoros	Variável	*	*	*
Número de herbívoros-insetívoros	Variável	-0.181	0.315	-0.067
Número de herbívoros-omnívoros	Variável	*	*	*
Número de insetívoros	Variável	0.009	0.166	0.056
Número de insetívoros estritos	Variável	0.017	0.079	0.045
Número de insetívoros-herbívoros	Variável	0.137	0.057	0.128
Número de insetívoros-piscívoros	Diminuição (Hughes <i>et al.</i> , 1998)	*	*	*
Número de omnívoros	Aumento (Hughes <i>et al.</i> , 1998)	*	*	*
Número de omnívoros-carnívoros	Aumento (Hughes <i>et al.</i> , 1998)	*	*	*
Número de indivíduos que consomem insetos e detritos	Variável	0.087	-0.002	0.070

Número de indivíduos que consomem insetos e peixes	Diminuição (Karr, 1981)	-0.051	0.022	-0.037
Número de indivíduos que consomem plantas/algas e detritos	Variável	-0.201	0.011	-0.155
Número de indivíduos que consomem plantas/algas e insetos	Variável	0.180	0.110	0.182
Número de piscívoros	Diminuição (Karr, 1981)	-0.020	0.054	0.001
Número de piscívoros estritos	Diminuição (Karr, 1981)	*	*	*
Número de piscívoros-carnívoros	Diminuição (Karr, 1981)	*	*	*
Número de piscívoros-insetívoros	Variável	*	*	*
Fonte de obtenção de recursos				
% de indivíduos consumidores autóctones-alóctones	Aumento	0.139	>0.001	0.138
% indivíduos consumidores alóctones	Diminuição	-0.130	0.272	-0.028
% indivíduos consumidores autóctones	Diminuição	-0.030	-0.230	-0.114
Local de forrageamento				
% de forrageadores de coluna d'água	Variável	-0.004	0.173	0.055
% de forrageadores de substrato	Diminuição (Bozetti & Schulz, 2004)	0.173	-0.336	0.044
% de forrageadores mistos	Aumento	-0.180	0.252	-0.079
Ocupação vertical do riacho				
% de indivíduos bentônicos	Diminuição (Bozetti & Schulz, 2004)	-0.111	-0.227	-0.170
% de indivíduos nectobentônicos	Aumento	0.140	0.096	0.144
% de indivíduos nectônicos	Aumento (Bozetti & Schulz, 2004)	-0.085	0.225	0.017
Grupos taxonômicos				
% Callichthyidae	Diminuição (Casatti & Teresa, 2012)	*	*	*
% Characiformes	Diminuição (Casatti, <i>et al.</i> 2006)	0.216	0.072	0.201
% Cichlidae	Aumento (Karr, 1981)	-0.079	0.212	-0.001
% de Aspredinidae	Diminuição (Casatti & Teresa, 2012)	*	*	*
% de Heptapteridae	Diminuição (Dala-Corte <i>et al.</i> , 2016)	-0.093	-0.295	-0.172
% de Siluriformes	Diminuição (Casatti & Teresa, 2012)	-0.055	-0.198	-0.106

% de Trichomycteridae	Diminuição (Carvalho <i>et al.</i> 2017)	*	*	*
% Loricaridae	Diminuição (Casatti & Teresa, 2012)	0.198	-0.232	0.110
% Pseudopimelodidae	Diminuição (Casatti & Teresa, 2012)	*	*	*
Riqueza Characiformes	Diminuição (Casatti & Teresa, 2012)	-0.048	0.244	0.013
Riqueza Cichlidae	Diminuição (Karr, 1981)	*	*	*
Riqueza relativa Characiformes	Diminuição (Casatti & Teresa, 2012)	0.233	-0.260	0.101
Riqueza relativa Cichlidae	Aumento (Casatti <i>et al.</i> 2009)	-0.024	0.145	0.027
Riqueza relativa Siluriformes	Diminuição (Casatti <i>et al.</i> 2006)	0.089	-0.082	0.065
Riqueza Siluriformes	Diminuição (Pagotto <i>et al.</i> , 2011)	-0.145	0.161	-0.077

Os dois índices multimétricos de integridade biótica (MMI) diminuíram com o aumento dos índices de distúrbio. O coeficiente de correlação entre MMI_{bacia} e CDI foi $r = -0.40$ ($p < 0.01$) (Fig. 8), entre o MMI_{local} e LDI foi de $r = -0.42$ ($p < 0.01$) (Fig. 9). O coeficiente de correlação entre IDI e MMI_{int} corresponde ao valor da única métrica que o compõem e foi plotado apenas para fins ilustrativos $r = -0.29$ ($p < 0.01$) (Fig. 10).

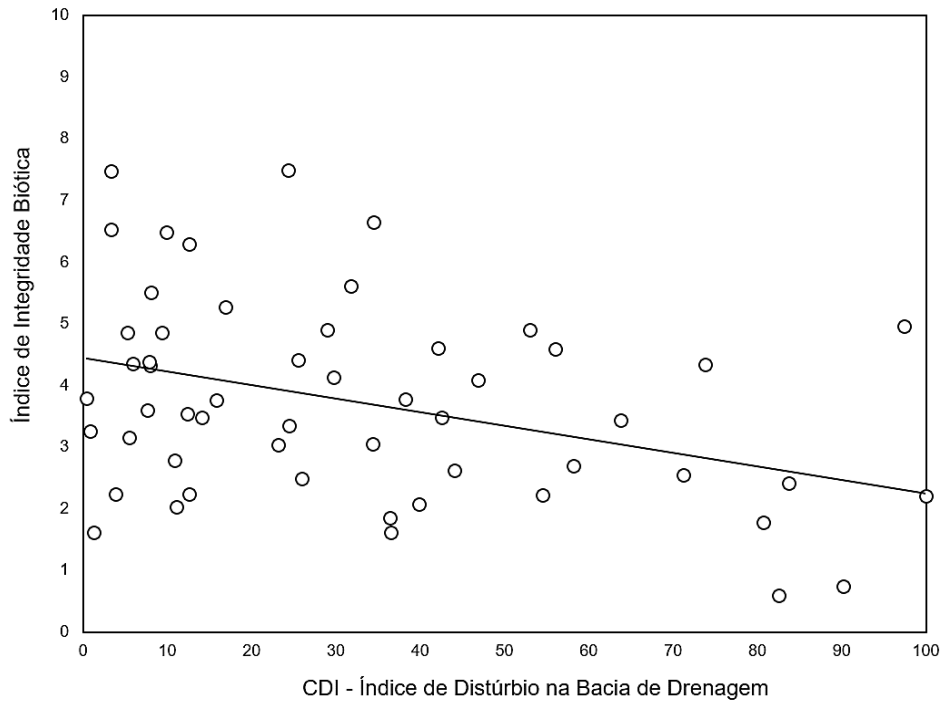


Figura 8. Correlação do Índice de Integridade Biótica (MMI_{bacia}) e o Índice de Distúrbio da Bacia de Drenagem (CDI) $n=55$, $r = -0.40$, $p<0.01$.

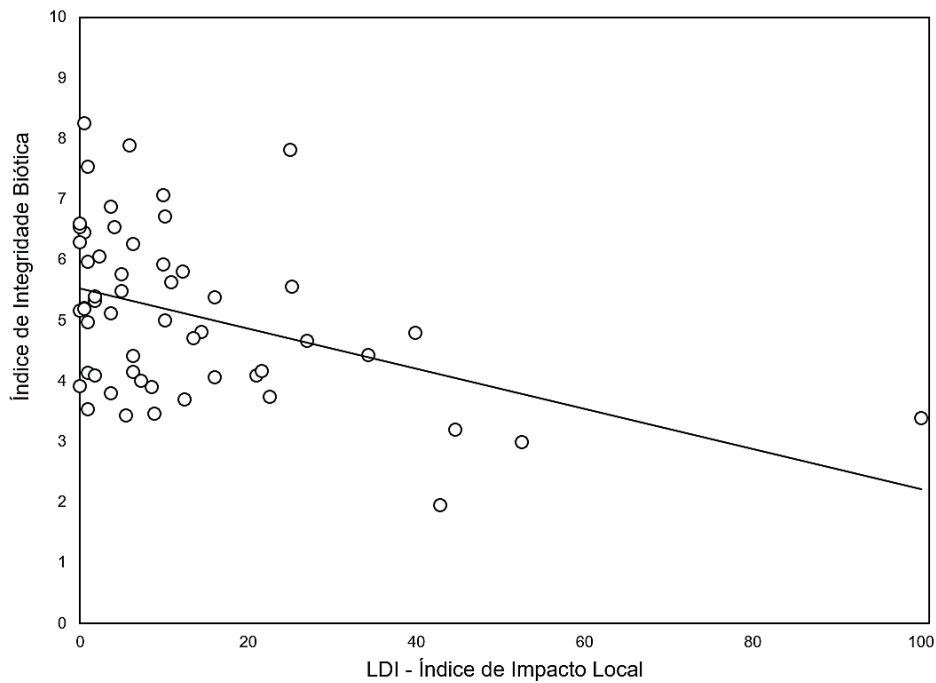


Figura 9. Correlação do Índice de Integridade Biótica (MMI_{local}) e o Índice de distúrbio da bacia de drenagem (CDI), $n = 55$, $r = -0.42$, $p<0.01$.

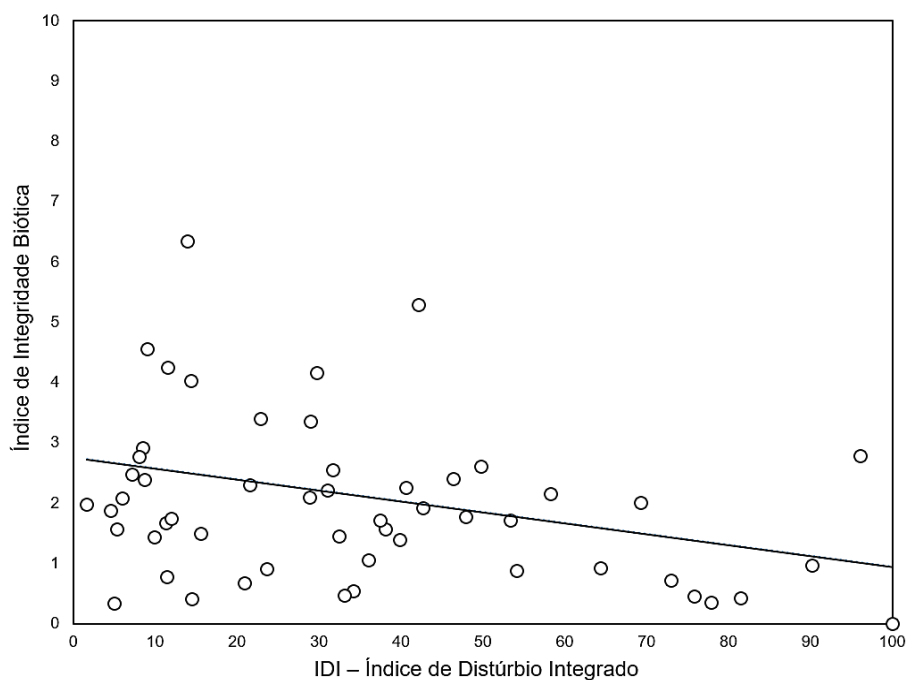


Figura 10. Correlação do Índice de Integridade Biótica (MMI_{int}) e o Índice de Distúrbio Integrado (IDI), $n = 55$, $r = -0.29$, $p < 0.01$.

DISCUSSÃO

Obtivemos dois índices multimétricos que permitem avaliar respostas das comunidades de peixes às alterações ambientais associadas a modificações da cobertura e uso do solo em escalas de bacia e local (zona ripária). Na escala de bacia, as quatro métricas que compuseram o MMI representam principalmente respostas na estrutura trófica (diversidade e composição). Já na escala local, as métricas que responderam foram mais variadas: métricas de diversidade e composição taxonômica, além do local de forrageio e composição trófica.

Para a escala de bacia, Chen *et al.*, (2014), em estudo semelhante para riachos amazônicos obtiveram um MMI baseado em métricas de diversidade funcional, além de duas métricas de riqueza de grupos taxonômicos. Carvalho *et al.*, (2017), estudando riachos do Cerrado, obtiveram um MMI composto por seis métricas baseadas em riqueza e composição taxonômica, tolerância e dominância. A métrica de % de insetívoros, selecionada neste estudo para compor o MMI dos campos sulinos, também compôs o MMI desenvolvido para a savana brasileira (Carvalho *et al.*, 2017), porém respondendo de forma inversa ao gradiente de degradação (% de insetívoros diminuem com a

antropização no Cerrado). Essas diferenças de resposta podem ter relação com as diferenças de fisionomia vegetal entre as regiões estudadas. O Cerrado possui uma maior densidade de vegetação lenhosa do que o Pampa, o qual é composto principalmente por fitofisionomia campestre). Em relação a isso existem evidências de que riachos com campos próximos (vegetação campestre natural ou não) estão associados a um aumento na abundância de peixes insetívoros (Zeni & Casatti, 2014).

Uma diminuição da diversidade de guildas tróficas foi observada na escala de bacia, como previsto. Esta resposta é bem documentada e corroborada pelo estudo pioneiro de índices de integridade biótica (Karr, 1981) e outros (Greenfield *et al.*, 1973; Casatti & Ferreira, 2006; Cruz *et al.*, 2013; Zeni & Casatti, 2014). Isso ocorre principalmente pela redução de diversidade de nichos tróficos devido ao soterramento de substrato e diminuição da coluna d'água, alterando a diversidade de recursos disponíveis e da estrutura física do hábitat (Karr, 1981; Oliveira & Benemann, 2005).

O aumento da presença de indivíduos que se alimentam de insetos e dos indivíduos insetívoros-herbívoros em bacias com maior alteração antrópica pode estar relacionado com a taxa de produtividade primária. Sabemos que a conversão de áreas naturais em áreas de agricultura influencia os ambientes aquáticos aumentando o aporte de nutrientes e luz, incrementando desta forma, a produção primária autóctone dos ambientes aquáticos (Bernort, 2006). Com o aumento da produção primária temos um efeito cascata onde os insetos que se alimentam e dependem desta produção e do aporte de sedimentos se tornam mais abundantes (Hynes, 1970). A respeito disso Wallace *et al.* (1997) descreveu a importância da incorporação de nutrientes alóctones nos ecossistemas aquáticos para o aumento da produção de invertebrados nestes sistemas. Neste sentido a correlação existente para os insetívoros ($r = 0.374$) e para os insetívoros-herbívoros ($r = 0.329$) poderia significar que estes ambientes estão favorecendo indivíduos desses grupos funcionais em relação aos de outros grupos, como detritívoros, que representam a parcela da comunidade de peixes que explora diretamente outra importante base energética de riachos, que são os detritos vegetais. Entretanto, apenas o % de carnívoros apresentou diminuição ao longo do gradiente de degradação em escala de bacia.

Ainda, a respeito do aumento de peixes insetívoros, Zeni & Casatti (2014) descreveram uma maior biomassa e abundância destes em ambientes com maior homogeneidade. Sabemos que devido o maior aporte de sedimento temos uma diminuição dos espaços intersticiais do fundo do riacho causando a homogeneização do mesmo (Dala-Corte *et al.*, 2016; Casatti *et al.*, 2009). Outros estudos também apontam que

insetívoros juntamente com os omnívoros por terem dietas mais oportunistas apresentam uma maior abundância em riachos alterados (Angemeier & Karr, 1994).

Na escala local é possível ver uma tendência no aumento relativo dos indivíduos que utilizam recursos alóctones. Normalmente espera-se que a frequência de peixes que se alimentam de recursos alóctones seja maior em locais onde existe mata ripária preservada e menor em áreas degradadas (Kawaguchi & Nakano, 2001; Chan *et al.*, 2008). Porém em ambientes tropicais grande parte dos insetos alóctones são formigas (Formicidae) (Casatti *et al.*, 2009) e alguns estudos têm demonstrado que não há diminuição significativa de biomassa e abundância destas em relação à distúrbios antrópicos principalmente em áreas campestres (Whitford *et al.*, 1999; Read & Andersen, 2000; Dahms *et al.*, 2005) o que poderia explicar o aumento relativo de indivíduos que dependem destes recursos. Lorion e Kennedy (2009) também não encontraram diferenças no aporte de insetos alóctones quando comparando áreas de pastagens e áreas florestadas. Ao mesmo tempo vemos uma diminuição dos indivíduos que buscam alimento no substrato, visto que estes dependem diretamente da qualidade e características do fundo do riacho (Casatti *et al.*, 2009).

O aumento relativo de espécies herbívoras-insetívoras na escala local pode ser explicado pelo aumento da produtividade primária em ambientes desprovidos de cobertura de dossel, como é o caso dos ambientes com maior distúrbio (Lorion & Kennedy, 2009; Dala-Corte *et al.*, 2016). Isso porque com a maior incidência de luz, assim como o maior aporte de nutrientes, como já citado, a produção primária é incrementada. Muitas espécies de *Astynax* foram consideradas herbívoras-insetívoras neste estudo, porém alguns trabalhos reforçam a dieta herbívora destas espécies, por exemplo, *A. xiru* (Bonatto *et al.*, 2017) e *A. jacuhiensis* (Sabino & Correa-Castro, 1990) reforçando a hipótese da produção primária. Esta dinâmica de aumento de produção primária devido a remoção de vegetação ripária é consideravelmente mais importante em riachos de pequena ordem como os que estudamos neste trabalho, pois em alguns casos, o sombreamento original pode ser total (locais de referência) devido a largura dos riachos e quando a mata ripária é removida o efeito acaba se tornando importante na determinação das relações de produção nos riachos (Nakamura & Yamada, 2005).

O aumento da diversidade de Shannon-Weaver ocorreu apenas na escala local e uma das possíveis explicações é a hipótese de distúrbio intermediário. O distúrbio causa um padrão espaço-temporal de mortalidade (Bartha *et al.*, 1997), que abre espaço e deixa recurso disponível para indivíduos da mesma espécie ou de outras utilizarem (Townsend

& Hildrew, 1994), podendo desta forma temporariamente causar uma maior diversidade em locais com distúrbios. Como apresentado por Lake (2000) o tipo de distúrbio que encontramos no contexto deste estudo pode ser de dois tipos. Um é o tipo “rampa” que tende a aumentar gradativamente em intensidade e escala (aumento da ocupação do solo) se medidas de proteção e restauração não forem tomadas. Outro é do tipo “pulso”, pois as áreas de agricultura são locais de culturas temporárias como o arroz e a soja (Overbeck *et al.*, 2007), portanto o processo de plantio e colheita, geram pulsos de distúrbios principalmente em locais desprovidos de mata ripária (Pusey & Arthington, 2003; Rabeni & Smale, 1995; Stauffer *et al.*, 2011).

Na escala local, foi ainda observada a diminuição da riqueza relativa de Characiformes conforme o aumento do distúrbio antrópico, a mesma resposta foi encontrada por Carvalho *et al.* (2017). Grande parte dos Characiformes utiliza a coluna d’água para obtenção de alimento e locomoção, embora a métrica que avaliasse a distribuição nectônica na coluna d’água não tenha sido estatisticamente significativa ($p < 0.09$) e, portanto, não incluída para a criação do MMI, outros estudos encontraram esta relação e a métrica foi incluída (Casatti & Ferreira, 2006; Hughes *et al.*, 1998; Casatti *et al.*, 2006).

Foi encontrada também uma diminuição no % de Heptapteridae (família Neotropical composta por pequenas espécies siluriformes). Similarmente, Carvalho *et al.* (2017) relataram a diminuição da % de outra espécie de bagre (da família dos Trichomycteridae). Estas espécies são especialmente afetadas por alterações no substrato, visto que dependem deste para obtenção de recursos energéticos e abrigo (Casatti *et al.*, 2009; Uieda & Pinto, 2011). Grande parte dos indivíduos coletados desta família foram da espécie *Heptapterus mustelinus* uma espécie presente em todas as unidades amostrais e correspondendo a 16.8% de todos os indivíduos coletados neste estudo, o que pode ter facilitado a percepção de uma resposta ao gradiente de distúrbio, tornando-a uma boa métrica. A desvantagem do uso de métricas baseadas em grupos taxonômicos, é que nem sempre podem ser aplicáveis em larga escala geográfica, pois os grupos taxonômicos podem expressar condições muito específicas dos locais estudados como já discutido em outros trabalhos (Hughes *et al.*, 1998). Porém para alguns ambientes neotropicais este grupo vem respondendo de maneira significativa aos impactos antrópicos (Pagotto *et al.*, 2011; Carvalho *et al.* 2017).

As análises em diferentes escalas espaciais podem indicar diferentes respostas em ambientes aquáticos, principalmente em relação a seleção de métricas que irão compor o

IBI. Existem estudos que evidenciam que análises de integridade biótica são mais eficazes quando analisadas em escala maiores do que com características *in-stream* ou locais (e.g. condições da mata ripária) (Harding *et al.*, 1998; Allan *et al.*, 1997; Houser *et al.*, 2005). Alguns evidenciam a importância de se analisar as respostas em menor escala principalmente devido à falta de obtenção de métricas sensíveis para larga escalas (Meador & Goldstein, 2003) e alguns desenvolvem índices integrados que levam em consideração as interações entre as duas escalas (Ligeiro, 2003; Carvalho *et al.*, 2017). Dessa forma se torna importante a avaliação em escalas diferentes visto a complexidade de resposta obtidas, por exemplo, a concentração de nutrientes normalmente é reflexo do uso da bacia como um todo, já assembleias de macroinvertebrados parecem estar associados com fatores locais (Allan, 2004; Strayer *et al.* 2003)

As métricas selecionadas variaram nas duas escalas e nos dão explicações complementares, na escala de bacia as respostas foram todas em relação a guildas tróficas, já na escala local obtivemos respostas de métricas de diversidade, ocupação do riacho e local de forrageio. O uso de métricas de grupos tróficos nos oferecem informações importantes que nos dão melhores respostas sobre a condição ambiental de um local do que métricas de diversidade *per se* (Villéger *et al.*, 2010), especialmente em grandes escalas, onde podemos ter diferentes composições de táxons. Assim, podemos ter subsídios para escolher melhores formas de manejo e restauração buscando restabelecer as relações funcionais. Diversos estudos incorporaram pelo menos uma métrica relativa a grupos tróficos (Angermeier & Schlosser, 1987; Carvalho *et al.*, 2017; Hughes *et al.*, 1998; Cruz *et al.*, 2013; Casatti *et al.*, 2006). Outras métricas como o uso de espécies exóticas e invasoras têm sido empregadas com sucesso em estudos desenvolvidos para diversas regiões do mundo (Zhu & Chang, 2008; Ganasan & Hughes, 1998; Karr, 1981; Carvalho *et al.*, 2017), especialmente métricas referentes à família Poeciliidae (Kennard, *et al.*, 2005). Porém para o Pampa esta métrica não foi utilizada, pois não foram detectadas espécies exóticas até o presente momento.

Em relação a situação ecológica dos riachos estudados, na escala de bacia tivemos 18% dos riachos com integridade biótica intermediária e 69% e 12% consideradas com integridade biótica ruim e muito ruim respectivamente. Em escala local 1.8% estavam em boas condições de integridade biótica, 54.5% em condições intermediárias e 43.6% em condições ruins, nenhum em condição muito ruim. O que é corroborado pelo estudo desenvolvido por Menezes (2016) que constatou que aproximadamente 40% das bacias do Pampa estão sobre distúrbio intermediários e elevados.

Neste estudo assumimos que as métricas variavam linearmente com os gradientes de distúrbio, i.e., aumentam ou diminuem em proporção direta ao aumento do distúrbio, como é evidenciado em quatro métricas na escala de bacia e seis na escala local. Porém, há estudos que mostram a existência de relações não-lineares para algumas métricas principalmente se as espécies apresentarem um limite de tolerância a um distúrbio específico (Allan, 2004) como por exemplo a abundância de peixes invasores como demonstrado por Steedman (1988). Por essa razão, métricas que poderiam nos dar um melhor sinal podem ter sido negligenciadas em nossa análise, o que pode ter contribuído na dificuldade de criação de um MMI que respondesse ao distúrbio integrado (IDI). Algumas métricas não foram incluídas neste estudo, como a biomassa das espécies e dos grupos funcionais, devido à dificuldade de medição de todos os peixes durante as coletas, porém são métricas que podem oferecer respostas significativas conforme demonstrado por Petesse *et al.* 2007 que estudou reservatórios no estado de São Paulo.

Um dos fatores que também pode ter contribuído negativamente para a composição do MMI com base no IDI são as condições de CDI e LDI encontradas para os riachos estudados. Como evidenciado na Figura 4, temos uma distribuição muito mais ampla dos riachos amostrados ao longo do eixo y do gráfico (LDI), do que no eixo x (CDI). A falta de distribuições amplas nas duas escalas pode também interferir na percepção de respostas a um gradiente.

Grande parte das métricas sensíveis ao distúrbio não tiveram correlações com alto poder explicativo, isso pode ser diretamente influenciado pelo delineamento amostral, em que não foi incluído o fator temporal (Harris & Silveira, 1999; Karr *et al.*, 1986; Pickett *et al.*, 1992). Como descrito nos métodos, não foram realizadas amostragens em períodos diferentes do ano e, sem estas informações temos dificuldade em avaliar componentes de variância e poder de resposta das métricas. Também para verificação de respostas de variação mais expressivas seria importante analisar um maior número de riachos.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este trabalho constitui-se em uma primeira avaliação do uso de índices multimétricos baseados em comunidade de peixes visando a mensuração do estado de integridade biótica do bioma Pampa, e nos traz alguns elementos para elaboração de avaliações futuras.

O Pampa possui uma grande proporção de bacias de riachos com níveis intermediários a altos de pressão antrópica. Considerando a resposta observada das comunidades de peixes a essa pressão antrópica (avaliada em 55 riachos), pode-se inferir que a integridade biótica desses riachos se encontra em grande parte comprometida, ainda que variável, com bacias mais integras e outras já nem tanto. Fatores históricos e políticos, que determinam e regulamentam o uso do solo, são determinantes para a manutenção de riachos conservados ou a recuperação daqueles hoje degradados. Logo, pode-se também dizer que é necessário um esforço político-institucional (e financeiro), para conservação e recuperação ambiental de bacias hidrográficas, e também para avaliação e monitoramento dos resultados desse esforço. É necessário que sejam incorporados aos processos de licenciamento, por exemplo, métodos de avaliar a condição biótica dos riachos, a fim de que se possa prever e propor o manejo adequado dos recursos hídricos em escala local e de bacia. A obtenção de dados para o desenvolvimento e uso de índices multimétricos pode ser um fator limitante caso não haja destinação financeira sustentada e efetiva, já que há um custo relativamente alto para operacionalizar a obtenção de dados em áreas extensas, em números suficientes de sítios amostrais e em longo prazo (monitoramento). Neste estudo, o custeio aproximado apenas para a realização da amostragem foi de aproximadamente R\$1000,00/sítio (valores para 2013-2015); sendo considerado nesse montante apenas o combustível, hospedagem e alimentação, e não contabilizando custos de aquisição e manutenção de equipamentos, treinamento e remuneração de pessoal ou processamento pós-amostragem, por exemplo. Embora se possa dizer que ainda haja um caminho a percorrer no sentido de obtenção de um índice robusto para avaliação de integridade de riachos do Pampa, o desenvolvimento e utilização dos índices multimétricos para fins de compreensão das comunidades biológicas esteve e tende a estar inserido em pesquisas acadêmicas. Porém sua aplicação efetiva em estudos ambientais (monitoramento, diagnóstico) fica à mercê da criação de políticas públicas e do fortalecimento institucional e orçamentário de órgãos ambientais, para que tenham programas de amostragem planejados, sustentados (de longo tempo) e geograficamente abrangentes.

REFERÊNCIAS

- Allan J.D., D.L. Erickson & J. Fay, 1997. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshwater Biology* 37:149-61.
- Allan, J.D., 2004. Landscapes and riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Annual Review Ecol. Evol. Syst.* 35:257–284.
- Angemeier, P.L. & I.J. Schlosser, 1987. Assessing biotic integrity of the fish community in a small Illinois stream. *North American Journal of Fisheries Management* 7:331-338.
- Angermeier, P.L. & J.R. Karr, 1993. Biological Integrity versus Biological Diversity as Policy Directives Protecting biotic resources.ch *Bioscience* 44:691-697.
- Araújo, F. G., I. Fichberg, B. C. T. Pinto & M. G. Peixoto. 2003. A preliminary index of biotic integrity for monitoring condition of the Rio Paraíba do Sul, Southeast Brazil. *Environmental Management* 32: 516-526.
- Bailey R.C., M.G. Kennedy, M.Z. Dervish M.Z. & R.M. Taylor, 1998. Biological assessment of freshwater ecosystems using a reference condition approach: comparing predicted and actual benthic invertebrate communities in Yukon streams. *Freshwater Biology* 39:765–774.
- Baptista, D.F., A.L. Henriques-Oliveira, R.B.S. Oliveira, R. Mugnai, J.L. Nessimian & D.F. Buss, 2013. Development of a benthic multimetric index for the Serra da Bocaina bioregion in Southeast Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 73.
- Baptista, D.F., D.F. Buss, M. Egler, A. Giovanelli, M.P. Silveira & J.L. Nessimian, 2007. A Multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro state, Brazil. *Hydrobiologia* 575:83-94.
- Bartha, S., T. Czarán & I. Scheuring, 1997. Spatiotemporal scales of non-equilibrium community dynamics: a methodological challenge. *Journal of Ecology* 21:199–206.
- Bencke, G. A., 2009. Diversidade e conservação da fauna dos campos do Sul do Brasil. In: Pillar, V. P., S.C., Müller, Z.M.S. Castilhos, & A.V.A. Jacques (eds.). *Campos Sulinos, conservação e uso sustentável da biodiversidade*. MMA, Brasília: 101-121.
- Bernot, M. J., J. L. Tank, T.V. Royer & M.B. David, 2006. Nutrient uptake in streams draining agricultural catchments of the midwestern United States. *Freshwater Biology* 51:499-509.
- Binkowski, P., 2009. Conflitos ambientais e significados sociais em torno da expansão da silvicultura de eucalipto na “Metade Sul” do Rio Grande do Sul. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Faculdade de Ciências Econômicas, Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Rural, Porto Alegre.
- Bonato K.O., E.D. Burress & C.B. Fialho, 2017. Dietary differentiation in relation to mouth and tooth morphology of a neotropical characid fish community. *Zoologischer Anzeiger* 269: 31-40.
- Borja, A. & B.G. Tunberg, 2011. Assessing benthic health in stressed subtropical estuaries, eastern Florida, USA using AMBI and M-AMBI. *Ecological Indicators* 11: 295-303.
- Borja, A., J. Franco, V. Valencia, J. Bald, I. Muxica, M.J. Belzunce & O. Solaun, 2004. Implementation of the European water framework directive from the Basque country (northern Spain): a methodological approach. *Marine Pollution Bulletin* 48:209-218.
- Bozetti, M. & U.H. Schulz, 2004. An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in southern Brazil. *Hydrobiologia* 529:133-144.
- Bramblett, R.G., T.R. Johnson, A.V. Zale & D.G. Heggen, 2005. *Transaction of the American Fisheries Society* 134:624-640.

- BRASIL, 1997. Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. A Caminho da Agenda 21 Brasileira: Princípios e Ações 1992/97.
- BRASIL, 2005. Resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005. Brasília, DF. Publicado no D.O.U.
- BRASIL, 2011. Resolução CONAMA nº 430 de 13 de maio de 2011. Brasília, DF. Publicado no D.O.U.
- Breine, J., I. Simoens, P. Goethals, P. Quataert, D. Ercken, C.V. Liefferinghe & C. Belpair, 2004. A fish-based index of biotic integrity for upstream brooks in Flanders (Belgium). *Hydrobiologia* 522:133-148.
- Carvalho, D.R., C.G. Leal, N.T. Junqueira, M.A. Castro, D.C. Fagundes, C.B. M. Alves, R.M. Hughes & P.S. Pompeu, 2017. A fish-based Multimetric index for Brazilian savanna streams. *Ecological Indicators* 77:386-396.
- Casatti, L., C.P. Ferreira & F. Langeani, 2009. A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. *Hydrobiologia* 623:173-89.
- Casatti, L., C.P. Ferreira & F.R. Carvalho, 2009. Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: an assessment of two tropical pasture river basins. *Hydrobiologia*, 632: 273-283.
- Casatti, L., F. Langeane & A.M Silva, 2006. Stream fish, water and habitat quality in a pasture dominated basin, southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 63:213-222.
- Chan E.K., Y.T. Yu, Y. Zhang & D. Dudgeon.2008. Distribution patterns of birds and insect prey in a tropical riparian forest. *Biotropica* 40: 623–629.
- Chen, K., R.M Hughes, S. Xu, J. Zhang, D. Cai & B. Wang, 2014. Evaluating performance of macroinvertebrate-based adjusted and unadjusted multi-metric indices (MMI) using multi-season and multi-year samples. *Ecological Indicators* 36: 142–151.
- Chen, K., R.M. Hughes, J.G. Brito, C.G. Leal, R.P. Leitão, J.M.B. Oliveira-Júnior, V.C. Oliveira, K. Dias-Silva, S.F.B.Ferraz, J. Ferreira, N. Hamada, L. Juen, J. Nessimian, P.S.Pompeu & J. Zuanon, 2017. A multi-assemblage, multi-metric biological condition index for eastern Amazonia streams. *Ecological Indicators*. 78: 48–61
- Collares, J. E. R., 2006. Mapa de biomas do Brasil. In: MARIATH, J. E.; SANTOS, R. P. Os avanços da botânica no início do século XXI. Sociedade Botânica do Brasil, Porto Alegre: 306-309.
- Cordeiro J.L.P. & H. Hasenack H, 2009. Cobertura vegetal atual do Rio Grande do Sul. In: Campos Sulinos: Conservação e Uso Sustentável da Biodiversidade. Pillar, V.P., S.C. Müller, Z.M.S. Castilhos & A.V.Á. Jaques) Ministério do Meio Ambiente, Brasília: 285–299.
- Costa, P.F. & U.H Shulz, 2010. A ictiofauna como indicadora da integridade biótica dos arroios da bacia do Rio dos Sinos, Brasil. *Brazilian Journal of Biology* 70:1195-1205.
- Couceiro, S.R.M, N. Hamada, B.R. Forsberg, T.P. Pimentel & S.L.B Luz, 2012. A macroinvertebrate multimetric index to evaluate the biological condition of streams in the Central Amazon region of Brazil. *Ecological Indicators* 18:118-125.
- Cruz, B.B., F.A. Teshima & M. Cetra, 2013. Thropic organization and fish assemblage structure as disturbance indicators in headwaters streams of Lower Sorocaba river basin, São Paulo, Brazil. *Neotropical Ichthyology* 11:171-178.
- Dahms, H., C. Wellstein, V. Wolters & J. Dauber, 2005. Effects of management practices on ant species richness and community composition in grasslands (Hymenoptera: Formicidae). *Myrmecologische Nachrichten* 7:9–1.
- Dala-Corte, R. B., X., Giam, J.D. Olden, F.G. Becker, T.D.F. Guimarães & A.S. Melo, 2016. Revealing the pathways by which agricultural land-use affects stream fish communities in South Brazilian grasslands. *Freshwater Biology* 61:1921:1934.

- ESRI, 2014. ArcGIS 10.3. Environmental Systems Research Institute, Inc., USA.
- Fame Consortium, 2004. Manual for the application of the European Fish Index - EFI. A fish-based method to assess the ecological status of European rivers in support of the Water Framework Directive.
- Farr, T.G., T.A., Rosen, E. Caro, R. Crippen, R. Duren & S. Hensley, 2007. The Shuttle Radar Topography Mission. *Reviews of Geophysics* 45, RG2004.
- Fausch, K.D., J. Lyons, J.R. Karr & P.L. Angermeier, 1990. Fish communities as indicators of environmental degradation. *American Fisheries Society Symposium*, 8:123-144.
- Ferreira, C.P. & L. Cassati, 2006. Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. *Biota Neotropica* 6.
- Ganasan, V. & R.M. Hughes, 1998. Application of an index of biological integrity (IBI) to fish assemblages of the rivers Khan and Kshipra (Madhya Pradesh), India. *Freshwater Biology* 40:367-83.
- Gerritsen, J, 1995. Additive biological indices for resource management. *J. North Am. Benthol. Soc.* 14: 451-457.
- Greenfield, D. W., F. Abdel-Hameed, G. D. Decket & R. R. Flinn, 1973. Hybridizabon between *Chrosomus eythrogaster* and *Notropis cornutus* (Pisces: Ciprinidae) *Copeia* (11):54-60.
- Hammer, O., D. A. T. Harper & P. D. Rian, 2001. Past: Palaeontological statistics software package for education and data analysis. Version. 1.37.
- Harding, J.S., E.F. Benfield, P.V. Bolstads, G.S. Helfman & E.B.D. Jones, 1998. Ecology Stream biodiversity: The ghost of land use past. *PNAS* 95: 14843–14847.
- Harris, J.H. & R. Silveira, 1999. Large-scale assessments of river health using using an index of biotic integrity with low diversity fish communities. *Freshwater biology* 41:235-252.
- Harrison, T. D. & A. K. WHITFIELD, 2004. A multi-metric fish index to assess the environmental condition of estuaries. *Journal of Fish Biology* 65:683–710.
- Hasenack H. & E. Weber, 2010. Base cartográfica vetorial contínua do Rio Grande do Sul - escala 1:50.000.
- Hasenack, H., 2006. Mapeamento da cobertura vegetal do Bioma Pampa. In: BRASIL. Ministério do Meio Ambiente – MMA. Secretaria de Biodiversidade e Florestas – SBF. Sumário executivo do mapeamento da cobertura vegetal dos biomas brasileiros. Brasília.
- Hasenack, H., 2006. Mapeamento da cobertura vegetal do Bioma Pampa. In: Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Biodiversidade e Florestas. Sumário Executivo do mapeamento da cobertura vegetal dos biomas brasileiros. Brasília: MMA/SBF.
- Hering, D, C.K. Feld, O. Moog & T. Ofenbock, 2006. Cook book for the development of a Multimetric Index for biological condition of aquatic ecosystems: experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. *Hydrobiologia* 566:311–324.
- Houser, J.N., P.J. Mulholland & K.O. Maloney, 2005. Catchment Disturbance and Stream Metabolism: Patterns in Ecosystem Respiration and Gross Primary Production along a Gradient of Upland Soil and Vegetation Disturbance. *The North American Benthological Society* 3:538-552.
- Hughes, R.M., P.R. Kaufmann, A.T Herlihy, T.M. Kincaid, L. Reynolds & D.P. Larsen, 1998. A process for developing and evaluating indices of fish assemblage integrity. *Can. J Fish. Aquat. Sci.* 55:1618–1631.
- Hynes, H.B.N., 1970. The Ecology of Stream insects. *Annual Review of Entomology* 15:25-42.
- Issberner, L.R & Léna P., 2016. Brazil in the Anthropocene: Conflicts between predatory development and environmental policies. *Routledge environmental humanities*, New York, 368p.

- Issberner, L.R. & Léna, P., 2016. Brazil in the Anthropocene: Conflicts between predatory development and environmental policies (Routledge Environmental Humanities): 100-112.
- Karr, J. R., 1981. Assessment of biological integrity using fish communities. *Fisheries* 6: 21–27.
- Karr, J.R, 1987. Biological monitoring and environmental assessment: a conceptual framework. *Environmental Management* 112:249-256.
- Karr, J.R. & Dudley D.R, 1981. Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management* 5: 55–68.
- Karr, J.R., K.D. Fausch, P.L. Angermeier, P.R. Yant & I.J. Schlosser, 1986. Assessing biological integrity in running waters: A method and its rationale. Special publication 5. Illinois Natural History Survey.
- Kauffmann, P.R., P. Levine, E.G. Robinson, C. Seeliger & D.V. Peck, 1999. Quantifying physical habitat in wadeable streams. EPA/620/R-99/033. US Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- Kawaguchi, Y. & S. Nakano, 2001. Contribution of terrestrial invertebrates to the annual resource budget for salmonids in forest and grassland reaches of a headwater stream. *Freshwater Biology* 46: 303–316
- Kennard, M.J., A.H. Arthington, B.J. Pusey & B.D. Harch, 2005. Are alien fish a reliable indicator of river health? *Freshwater Biology* 50:174-193.
- Kuehne, M.L., J.D. Olden, A.L. Streecker, J.J. Lawer, & D.M. Theobald, 2017. Past, present, and future of ecological integrity assessment for fresh waters. *Front Ecological Environment* 15:197-205.
- Ladson, A.R., L.J. White, J.A. Doolan, B.L. Finlayson, B. T. Hart, P. S. Lake & J.W. Tilleard, 1999. Development and testing of an Index of Stream Condition for waterway management in Australia. *Freshwater Biology* 453-468.
- Lake, P.S., 2000. Disturbance, patchness, and diversity in streams. *Journal of North America Benthology Society* 19:573–592.
- Lakew, A. & O. Moog, 2015. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for assessing the ecological status of streams and rivers in central and southeast highlands of Ethiopia. *Hydrobiologia* 751:229-242.
- Ligeiro, R., R.M. Hughes, P.R. Kaufmann, D.R. Macedo, K.R. Firmiano, W.R. Ferreira, D. Oliveira, A.S. Melo & M. Callisto, 2013. Defining quantitative stream disturbance gradients and the additive role of habitat variation to explain macroinvertebrate taxa richness. *Ecological Indicators* 25: 45–57.
- Lorion, C. M. & B. P. Kennedy, 2009. Riparian forest buffers mitigate the effects of deforestation on fish assemblages in tropical headwater streams. *Ecological Applications* 19: 468–479
- Lyons, J., S. Navarro-Perez, P.A. Cochran, E. Santana & M. Guzmán-Arroyo, 1995. Index of biotic integrity based on fish assemblages for the conservation of streams and rivers in West-Central México. *Conservation Biology* 9:569-584.
- Mancini L., 2006. Organization of Biological Monitoring in the European Union. In: Ziglio, G., M. Siligardi & G. Flaim (eds). *Biological Monitoring of Rivers: Applications and Perspectives*. John Wiley and Sons CA-USA 171-201.
- Meador, M. R. & R. M. Goldstein, 2003. Assessing water quality at large geographic scales: relations among land use, water physicochemistry, riparian condition, and fish community structure. *Environmental Management* 31: 504-517.
- Menezes, B.A., 2016. Pressão ambiental em bacias hidrográficas do Pampa e sua relação com a ictiofauna. Universidade Federal do Rio Grande do Sul (Dissertação de Mestrado), Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Porto Alegre.

- Meyer J.L., M.J. Sale, P.J. Mulholland & N.L. Poff, 1999. Impacts of climate change on aquatic ecosystem functioning and health. *Journal of American Water Resources Association* 35:1373–86.
- Miller S.J., D.H. Wardrop, W.M. Mahaney & R.P. Brooks, 2006. A plant-based index of biological integrity (IBI) for headwater wetlands in central Pennsylvania. *Ecological Indicators* 6: 290–312.
- Nakamura, F. & H. Yamada, 2005. Effects of pasture development on the ecological functions of riparian forests in Hokkaido in northern Japan. *Ecological Engineering* 24: 539–550.
- Nunes, M., Silva, F.W., Costa-Silva, D., Wallau, G.L., Posser, T. & Franco J. L., 2015. Assessment of water pollution signs in the Brazilian Pampa Biome Using Stress Biomarkers in Fish (*Astyanax* sp.). *Journal of Ecosystems* 7.
- Oliveira, D.C. & S.T. Bennemann, 2005. Ictiofauna, recursos alimentares e relações com as interferências antrópicas em um riacho urbano no sul do Brasil. *Biota Neotropica* 5.
- Oliveira, R.B.S, C.M. Castro & D.F. Baptista, 2008. Desenvolvimento de índices multimétricos para utilização em programas de monitoramento biológico da integridade de ecossistemas aquáticos. *Oecologia brasiliensis* 12:487-505.
- Olson, D.M., E.D. Dinerstein, E.D. Wikramanayake, N.D. Burgess, G.V.N. Powell, E.C. Underwood, J.A. D'Amico, I. Itoua, H.E. Strand, J.C. Morrison, C.J. Louks, T.F. Allnut, T.H. Ricketts, Y. Kura, J.F. Lamoreux, W.W. Werrengel, P. Hedao & K.R. Kassem, 2001. *Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth* 51:933-938.
- Overbeck G.E., S.C. Müller, A. Fidelis, J. Pfadenhauer, V.D. Pillar & C.C., Blanco, 2007. Brazil's neglected biome: The South Brazilian Campos. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 9:101-116.
- Pagotto, J.P.A., E. Goulart, E.F. Oliveira & C.B. Yamamura, 2011. Trophic ecomorphology of Siluriformes (Pisces, Osteichthyes) from a tropical stream. *Brazilian Journal of Biology* 71: 469-479.
- Pettesse M.L., J.M. Petrere & R.J. Spigolon, 2007. Adaptation of the Reservoir Fish Assemblage Index (RFAI) for assessing the Barra Bonita Reservoir (São Paulo, Brazil). *River Research and Applications* 23:595-612.
- Pickett, S.T.A., V.T. Parker & P.L. Fiedler, 1992. The New Paradigm in Ecology: Implications for Conservation Biology Above the Species Level. *Conservation Biology*: 65-88.
- Polaz, C.N.M., F.C. Ferreira & M. Petrere-Jr, 2017. The protected areas system in Brazil as a baseline condition for wetlands management and fish conservancy: the example of the Pantanal National Park. *Neotropical Ichthyology* 15: e170041.
- Pont, D., B. Hugué, U. Beier, D. Goffaux, A. Melcher, R. Noble, C. Rogers, N. Roset & S. Schmutz, 2006. Assessing river biotic condition at a continental scale: a European approach using functional metrics and fish assemblages. *Journal of Applied Ecology* 43: 70–80.
- Pusey, B.J. & A.H. Arthington, 2003. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. *Marine Freshwater Restoration* 54:1-16.
- Rabeni, C.F. & M.A. Smale, 1995. Effects on siltation on stream fishes and the potential mitigating role of the buffering riparian zone. *Hydrobiologia* 303:211-219.
- Read, J.L. & A. N. Andersen, 2000. The value of ants as early warning bioindicators: responses to pulsed cattle grazing at an Australian arid zone locality. *Journal of Environments* 45: 231-251.
- Roesch, W., F.C.B. Vieira, V.A. Pereira, A.L. Schünemann, I.F. Teixeira, A.J.T. Senna & V.M. Stefenon, 2009. The Brazilian Pampa: A Fragile Biome. *Diversity* 1: 182-198.

- Sabino, J. & R. Corrêa-Castro, 1990. Revista Brasileira de Biologia 50:23-39. Alimentação e período de atividade e distribuição espacial de peixes em um riacho de Floresta Atlântica (sudeste do Brasil) Revista Brasileira de Biologia 50: 23-36
- Santos, F.B. & K.E. Esteves, 2015. A Fish-Based Index of Biotic Integrity for the Assessment of Streams Located in a Sugarcane-Dominated Landscape in Southeastern Brazil. Environmental Management 56:532–548.
- Schinegger, R., C. Trautwein & S. Schmutz., 2013. Pressure-specific and multiple pressure response of fish assemblages in European running waters. Limnologia 43:348-361.
- Schoolmaster-Jr, D.R., J.B. Grace, E.W. Schweiger, G.R. Guntenspergen, B.R. Mitchell, K.M. Miller & A.M. Little, 2012. An algorithmic and information-theoretic approach to multimetric index construction. Ecological Indicators 26:13-14.
- Silva, D.R.O., A.T. Herlihy, R.M. Hughes & M. Callisto, 2017. An improved macroinvertebrate multimetric index for the assessment of wadeable streams in the neotropical savanna. Ecological Indicators 81:514:525.
- Silveira S.F., Bordignon, S.A.L. & Miotto, S.T.S., 2016. A new endemic Mimosa (Leguminosae, Mimosoideae) from pampa Biome, Brazil. Phytotaxa 245:197-206.
- Silveira, F.S., S.A.L. Bordignon & S.T.S. Miotto, 2016. A new Endemic Mimosa (Luguminosae: Mimosoideae) from Pampa Biome, Brazil. Phytotaxa 257:197:206.
- Sloan P.I.W. & R.H. Norris, 2003. Relationship of AUSRIVAS-based macroinvertebrate predictive model outputs to a metal pollution gradient. Journal of North American Benthological Society 22:457–471.
- Stauffer, J.C., R.M. Goldstein & R.M. Newman, 2011. Relationship of wooded riparian zones and runoff potential to fish community composition in agricultural streams. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 557: 307-316.
- Steedman R.J., 1988. Modification and assessment of an index of biotic integrity to quantify stream quality in southern Ontario. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 45:492- 501.
- Stoddard J.L., D.P. Larsen, C.P. Hawkins, R.K. Johnson & R.H. Norris, 2006. Setting expectations for the ecological condition of streams: the concept of reference condition. Freshwater Bioassessment 16:1267–1276.
- Stoddard, J.L., A.T. Herlihy, D.V. Peck, R.M. Hughes, T.R. Whittier & E. Tarquinio, 2008. A process for creating multi-metric indices for large-scale aquatic surveys. J. N. Am. Benthol. Soc. 27: 878–891.
- Strayer D.L., R.E. Beighley, L.C. Thompson, S. Brooks & C. Nilsson, 2003. Effects of land cover on stream ecosystems: roles of empirical models and scaling issues. Ecosystems 6:407–23.
- Tavares-Frigo, M.C., Volkmer-Ribeiro C., Oliveira, A.E.Z. & Machado, V.S., 2015. Freshwater sponges from Pampa Biome, Brazil, with description of a new species of Oncosclera. Neotropical Biology and Conservation, 10:110-122.
- Townsend, C. R. & A. G. Hildrew, 1994. Species traits in relation to a habitat templet for river systems. Freshwater Biology 31:265–275.
- Trombulak, S.C. & C.A. Frissell, 2000. Review of Ecological Effects of Roads on Terrestrial and Aquatic Communities. Conservation Biology 14:18-30.
- Turner, B.L., R.E. Kasperson, P.A. Matson, J.J. McCarty, R.W. Corell, L. Chistensen, N. Eckleyg, J.X. Kasperson, A. Luerse, M.L. Martellog, C. Polsky, A. Pulsipher & A. Schillerb. A framework for vulnerability analysis in sustainability science. PNAS 100:8074-8079.
- Uieda, V. S. & T. L. F. Pinto, 2011. Feeding selectivity of ichthyofauna in a tropical stream: space-time variations in trophic plasticity. Community Ecology, 12: 31-39

- Uriarte, M., C.B. Yackulic, Y. Lim & J.A. Arce-Nazario, 2011. Influence of land use on water quality in a tropical landscape: a multi-scale analysis. *Landscape Ecology* 26:1151–1164.
- USEPA, 2006. Draft Wadeable Stream Assessment: A Collaborative Survey of the Nation's Streams. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, EPA-841-B-06-002, Washington, D.C.
- Villéger, S., J. R. Miranda, D. F. Hernández & D. Mouillot, 2010. Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecological Applications* 20: 1512-1522.
- Voss, R., W. May & E. Roeckner, 2002. Enhanced resolution modelling study on anthropogenic climate change: changes in extremes of the hydrological cycle. *International Journal of Climatology* 7:755-777.
- Wallace, J.B., S. L. Eggert, J. L Meyer & J. R. Webster, 1997. Multiple Trophic Levels of a Forest Stream Linked to Terrestrial Litter Inputs. *Science* 277:102-104.
- Wang, L., J. Lyons, P. Kanehi, R. Bannerman & E. Emmons, 2000. Watershed urbanization and changes in fish communities in shothesrten Wisconsin streams. *JAWRA*
- Whitford, W.G., J.V. Zee, M.S. Nash, W.E. Smith & J.E. Herrick, 1999. Ants as Indicators of Exposure to Environmental Stressors in North American Desert Grasslands. *Environmental Monitoring and Assessment* 2:143-171.
- Zeni, J.O & L. Cassati, 2014. The influence of habitat homogenization on the trophic structure of fish fauna in tropical streams. *Hydrobiologia* 726:259:270.
- Zhu, D. & J. Chang, 2008. Annual variations of biotic integrity in the upper Yangtze River using an adapted index of biotic integrity (IBI). *Ecological Indicators* 8:564-572.

APÊNDICES

Tabela S1 – Classificação das espécies nas categorias funcionais. Os (*) simbolizam as classificações realizadas por especialista (F. G. Becker) com base em similaridade taxonômica e de hábitat. Legenda: Categoria Trófica (CT): CA = Carnívoro; DT = detritívoro; HE = herbívoro, HM = hematófago, IN = insetívoro, PS = piscívoro, OM = omnívoro. Fonte de Recurso (FR): AL = alóctone, AT = autóctone, AA = alóctone-autóctone. Distribuição vertical (DV): BE = bentônico, NE = nectônico, NB = nectobentônico. Local de Forrageio (LF): SB = substrato, CL = coluna d'água, SC = substrato e coluna d'água.

Espécie	Classificação	Bibliografia consultada
<i>Ancistrus brevipinnis</i>	CT:DT-IN; FR:AA; DV:BE; LF:SB	Langoni, 2015
<i>Ancistrus taunay</i>	CT:DT-IN; FR:AA; DV:BE; LF:SB	Fuentes, 2011
<i>Aphyocharax anisitsi</i>	CT:CA-IN; FR:AT; DV: NB; LF:SC	Hanh & Loureiro-Crippa, 2006; Ximenes <i>et al.</i> , 2011; Novakowski <i>et al.</i> , 2016
<i>Apistogramma commbrae</i>	CT: IN-HE; FR:AT; DV: NB; LF:SB	Ximenes <i>et al.</i> , 2011; Prado <i>et al.</i> , 2016
<i>Astyanax dissensus</i>	CT: HE-IN; FR: AA; DV: NB; LF:SC	*
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	CT: IN-HE; FR:AL; DV: NB; LF:SC	Agostinho <i>et al.</i> , 2006; Villela <i>et al.</i> , 2002
<i>Astyanax fasciatus</i>	CT: HE-IN; FR: AA; DV: NB; LF:SC	Villela <i>et al.</i> , 2002; Agostinho <i>et al.</i> , 2006
<i>Astyanax henseli</i>	CT: HE-IN; FR:AL; DV:NE; LF:CL	Luz-Agostinho <i>et al.</i> , 2006, Bonatto <i>et al.</i> , 2017
<i>Astyanax jacuhiensis</i>	CT: HE-IN; FR:AL; DV:NE; LF:CL	Correa, 2011; Bonatto <i>et al.</i> , 2017
<i>Astyanax laticeps</i>	CT: IN-HE; FR: AA; DV: NB; LF:CL	Bonatto <i>et al.</i> , 2017
<i>Astyanax procerus</i>	CT: HE-IN; FR: AA; DV: NB; LF:CL	Bonatto <i>et al.</i> , 2017
<i>Astyanax saguazu</i>	CT: IN-HE; FR: AA; DV: NB; LF:CL	Neves <i>et al.</i> , 2015; Bonatto <i>et al.</i> , 2017
<i>Astyanax</i> sp. '1'	CT: IN-HE; FR: AA; DV:NB; LF:CL	*

<i>Astyanax</i> sp. '2'	CT: IN-HE; FR: AA; DV: NB; LF:CL	*
<i>Astyanax stenohalinus</i>	CT: IN-HE; FR: AA; DV: NB; LF:CL	*
<i>Astyanax xiru</i>	CT: IN-HE; FR: AA; DV: NB; LF:CL	Bonato <i>et al.</i> , 2017
<i>Australoheros facetus</i>	CT: CA-DT; FR:AT; DV: NB; LF:SC	Luz-Agostinho <i>et al.</i> , 2006; Yafe <i>et al.</i> , 2002; Fernández <i>et al.</i> , 2012
<i>Australoheros minuano</i>	CT: IN-HE; FR: AA; DV: NB; LF:SC	*
<i>Australoheros scitulus</i>	CT: IN-HE; FR: AT; DV: NE; LF:SB	Gonzales-Bergonzoni, 2011; Gonzales- Bergonzoni <i>et al.</i> , 2016
<i>Brachyhypopomus bombilla</i>	CT: CA-IN; FR: AT; DV: NB; LF:SC	Giora <i>et al.</i> , 2011
<i>Bryconamericus iheringii</i>	CT: IN-HE; FR: AT; DV: NB; LF: SB	Dala-Corte <i>et al.</i> , 2016; Bonatto <i>et al.</i> , 2017
<i>Bunocephalus doriae</i>	CT: IN; FR: AT; DV: BE; LF:SB	Luz-Agostinho <i>et al.</i> , 2006; Melo <i>et al.</i> , 2004
<i>Callichthys callichthys</i>	CT: DT-IN; FR: AT; DV: BE; LF:SB	Mol, 1995; Lopes <i>et al.</i> , 2016
<i>Characidium occidentale</i>	CT: IN; FR: AT; DV: NB; LF:SB	Mazzoni <i>et al.</i> , 2011
<i>Characidium orientale</i>	CT: IN; FR: AT; DV: NB; LF:SB	Mazzoni <i>et al.</i> , 2012
<i>Characidium pterostictum</i>	CT: IN; FR: AT; DV: NB; LF:SB	Becker <i>et al.</i> , 2017
<i>Characidium tenue</i>	CT: IN; FR: AT; DV: NB; LF:SB	Mazzoni <i>et al.</i> , 2011
<i>Characidium zebra</i>	CT: IN; FR: AT; DV: NB; LF:SB	Agostinho <i>et al.</i> , 2006; Silva, 2009
<i>Charax stenopterus</i>	CT: CA-IN; FR: AT; DV: NB; LF:SB	Luz-Agostinho <i>et al.</i> , 2006; Saccol-Pereira, 2009
<i>Cheirodon ibicuihensis</i>	CT: HE-IN; FR: AT; DV: NB; LF:SB	Dias, 2007
<i>Cheirodon interruptus</i>	CT: HE-IN; FR: AT; DV: NB; LF:SC	Dias, 2008

<i>Cichlasoma dimerus</i>	CT: IN-HE; FR: AA; DV: NB; LF:CL	Novakowski <i>et al.</i> , 2016
<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	CT: DT-HE; FR: AT; DV: NB; LF:SC	Quintans <i>et al.</i> , 2009; Gonzales-Berdonzoni <i>et al.</i> , 2016
<i>Corydoras paleatus</i>	CT: IN-HE; FR: AT; DV: BE; LF:SB	Saccol-Pereira, 2009; Correia, 2011; Casatti, 2002
<i>Corydoras</i> sp.	CT: IN-HE; FR: AT; DV: BE; LF:SC	Bonato <i>et al.</i> , 2012
<i>Corydoras undulatus</i>	CT: IN-HE; FR: AT; DV: BE; LF:SB	Bonato <i>et al.</i> , 2013
<i>Crenicichla lepidota</i>	CT: PS-IN; FR: AT; DV: NB; LF:SB	Soccol-Pereira, 2009; Buess, 2010
<i>Crenicichla punctata</i>	CT: IN-PS; FR: AT; DV: NB; LF:SB	Luz-Agostinho <i>et al.</i> , 2006; Pereira, 2009
<i>Crenicichla scotti</i>	CT: IN-PS; FR: AT; DV: NB; LF:SB	Buess 2015; Gonzales-Berdonzoni <i>et al.</i> , 2016
<i>Cyanocharax alegretensis</i>	CT: IN; FR: AA; DV: NB; LF:SC	Bonato 2016
<i>Cyanocharax tipiaia</i>	CT: IN; FR: AA; DV: NB; LF:SC	Bonato 2017
<i>Cyanocharax uruguayensis</i>	CT: IN; FR: AA; DV: NB; LF:SC	Bonato 2018
<i>Cyphocharax saladensis</i>	CT: DT-HE; FR: AT; DV: NB; LF:SB	Hartz & Barbieri 1994; Pereira, 2009
<i>Cyphocharax spilodus</i>	CT: DT-HE; FR: AT; DV: NB; LF:SB	Hartz & Barbieri 1994; Luz-Agostinho <i>et al.</i> , 2007
<i>Cyphocharax voga</i>	CT: DT-HE; FR: AT; DV: NB; LF:SB	Hartz & Barbieri 1994; Soccol-Pereira, 2009
<i>Diapoma speculiferum</i>	CT: IN; FR: AL; DV: NB; LF:CL	Gracioli, 2010
<i>Diapoma terofali</i>	CT: HE-IN; FR: AA; DV: NB; LF:SC	Neiff <i>et al.</i> , 2009
<i>Eigenmannia trilineata</i>	CT: CA-HE; FR: AT; DV: NB; LF:SC	Giora, 2004; Resende <i>et al.</i> , 2016
<i>Gymnogeophagus gymnogenys</i>	CT: CA-DT; FR: AT; DV: NB; LF:SB	Soccol-Pereira, 2009; Longoni, 2009; Gonzales-Berdonzoni <i>et al.</i> , 2016
<i>Gymnogeophagus labiatus</i>	CT: IN-DT; FR: AT; DV: NB; LF:SB	Selmo, 2010; Luz- Agostinho <i>et al.</i> , 2006

<i>Gymnogeophagus mekinos</i>	CT: CA-DT; FR: AT; DV: NB; LF:SB	Bonato, 2016
<i>Gymnogeophagus meridionalis</i>	CT: CA-DT; FR: AT; DV: NB; LF:SB	Gelós, 2010; Bonatto, 2016
<i>Gymnogeophagus pseudolabiatus</i>	CT: CA-DT; FR: AT; DV: NB; LF:SB	Bonato, 2016
<i>Gymnogeophagus rhabdotus</i>	CT: OM-CA; FR: AT; DV: NB; LF:SB	Yafe <i>et al.</i> , 2002; Soccol-Pereira, 2009
<i>Gymnotus carapo</i>	CT: IN; FR: AA; DV: NB; LF:SC	Resende <i>et al.</i> , 2006; Lopes <i>et al.</i> , 2016
<i>Hemiancistrus fuliginosus</i>	CT: DT-HE; FR: AT; DV: BE; LF:SB	Langoni, 2015
<i>Hemiancistrus punctulatus</i>	CT: DT; FR: AT; DV: BE; LF:SB	Luz-Agostinho <i>et al.</i> , 2006; Langoni, 2015; Albrechth, 2012;
<i>Heptapterus mustelinus</i>	CT: IN; FR: AT; DV: BE; LF:SB	Bonato & Fialho, 2014; Gonzalez-Berdonzoni <i>et al.</i> , 2016
<i>Heptapterus sp</i>	CT: CA-IN; FR: AT; DV: BE; LF:SB	Bonato & Fialho, 2014
<i>Heptapterus sympterygium</i>	CT: IN; FR: AT; DV: BE; LF:SB	*
<i>Heterocheiroduon yatai</i>	CT: IN-HE; FR: AA; DV: NB; LF:SC	Hirano & Azevedo, 2017
<i>Hisonotus armatus</i>	CT: HE-DT; FR: AT; DV: BE; LF:SB	Casatti <i>et al.</i> , 2002; Motta & Uieda, 2005
<i>Hisonotus charrua</i>	CT: HE-DT; FR: AT; DV: BE; LF:SB	Casatti <i>et al.</i> , 2002; Motta & Uieda, 2005
<i>Hisonotus laevior</i>	CT: HE-DT; FR: AT; DV: NB; LF:SC	Casatti <i>et al.</i> , 2002; Motta & Uieda, 2005
<i>Hisonotus notopagos</i>	CT: HE-DT; FR: AT; DV: NB; LF:SB	Casatti <i>et al.</i> , 2002; Motta & Uieda, 2005
<i>Hisonotus ringueleti</i>	CT: HE-DT; FR: AT; DV: NB; LF:SC	Casatti <i>et al.</i> , 2002; Motta & Uieda, 2005; Motta & Uieda, 2008
<i>Homodiaetos anisitsi</i>	CT: HM; FR: AT; DV: BE; LF:SB	Pinna & Woaiacki, 2003
<i>Hoplias malabaricus</i>	CT: PS; FR: AT; DV: NB; LF:SC	Agostinho <i>et al.</i> , 2006 Uieda <i>et al.</i> , 1997;
<i>Hyphessobrycon anisitsi</i>	CT: HE-OM; FR: AT; DV: NB; LF:SB	Gonzales-Berdonzoni <i>et al.</i> , 2016; Bennemann, 2005

<i>Hyphessobrycon luetkenii</i>	CT: HE-OM; FR: AT; DV: NB; LF:SB	Correa, 2011; Pereira, 2009; Graciolli, 2010
<i>Hyphessobrycon meridionalis</i>	CT: HE-OM; FR: AT; DV: NB; LF:SB	Gonzales-Berdonzoni <i>et al.</i> , 2016
<i>Hyphessobrycon togoi</i>	CT: HE-OM; FR: AT; DV: NB; LF:SB	*
<i>Hypobrycon</i> sp.	CT: IN; FR: AA; DV: NB; LF:SC	Bonato <i>et al.</i> , 2017
<i>Hypostomus aspilogaster</i>	CT: DT; FR: AT; DV: BE; LF:SB	Luz-Agostinho <i>et al.</i> , 2006
<i>Hypostomus commersonii</i>	CT: DT; FR: AT; DV: BE; LF:SB	Gelós <i>et al.</i> , 2010; Fernandez <i>et al.</i> , 2012
<i>Hypostomus uruguiensis</i>	CT: DT; FR: AT; DV: BE; LF:SB	*
<i>Imparfinis mishky</i>	CT: IN; FR: AT; DV: BE; LF:SB	Casatti <i>et al.</i> , 2002; Tofóli <i>et al.</i> , 2013
<i>Ituglanis australis</i>	CT: IN; FR: AT; DV: NB; LF:SB	Polaz, 2013; Ibanez <i>et al.</i> , 2007; Anjos, 2004
<i>Ituglanis</i> sp.	CT: IN; FR: AT; DV: NB; LF:SB	Polaz, 2013; Ibanez <i>et al.</i> , 2007; Anjos, 2005
<i>Microglanis cottoides</i>	CT: IN; FR: AA; DV: BE; LF:SB	Luz-Agostinho <i>et al.</i> , 2006
<i>Mimagoniates inequalis</i>	CT: IN; FR: AA; DV: NB; LF:CL	Correa, 2011; Gracioli, 2010
<i>Moenkhausia dichrourea</i>	CT: CA-IN; FR: AA; DV: NB; LF:CL	Rejas <i>et al.</i> , 2005; Tofoli <i>et al.</i> , 2010
<i>Odontostilbe pequirá</i>	CT: HE-IN; FR: AT; DV: NB; LF:SC	Ximenes <i>et al.</i> , 2011; Fuentes, 2011
<i>Oligosarcus jacuiensis</i>	CT:PS-CA; FR: AA; DV: NB; LF:SC	Bonato <i>et al.</i> , 2017
<i>Oligosarcus jenynsii</i>	CT:PS-CA; FR: AA; DV: NB; LF:CL	Bonato <i>et al.</i> , 2017; Pereira, 2009
<i>Oligosarcus oligolepis</i>	CT:CA-IN; FR: AT; DV: NE; LF:SC	Barros, 2014
<i>Oligosarcus robustus</i>	CT:PS; FR: AT; DV: NB; LF:CL	Soccol-Pereira, 2009; Luz-Agostinho <i>et al.</i> , 2006
<i>Oligosarcus</i> sp.	CT:PS-CA; FR: AT; DV: NB; LF:SC	*
<i>Otocinclus arnoldi</i>	CT: DT-HE; FR: AT; DV: BE; LF:SB	*
<i>Otocinclus flexilis</i>	CT: DT-HE; FR: AT; DV: BE; LF:SB	Fernández <i>et al.</i> , 2012; Gonzales-Berdonzoni <i>et al.</i> , 2016

<i>Phalloceros caudimaculatus</i>	CT: HE-DT; FR: AA; DV: NE; LF:SC	Correa 2011; Casatti 2002;
<i>Pimelodella australis</i>	CT: CA-IN; FR: AT; DV: BE; LF:SC	*SEVERO-NETO <i>et al.</i> , 2001
<i>Pseudobunocephalus iheringii</i>	CT: IN; FR: AA; DV: BE; LF:SB	* Luz-Agostinho <i>et al.</i> , 2006; Melo <i>et al.</i> , 2004
<i>Pseudocorydopoma doriae</i>	CT: IN; FR: AL; DV: NB; LF:CL	Graciolli <i>et al.</i> , 2010
<i>Pseudohemiodon laticeps</i>	CT: HE-OM; FR: AT; DV: BE; LF:SB	*Silva, 2006
<i>Pseudoheptapterus sp.</i>	CT: IN; FR: AT; DV: BE; LF:SB	*
<i>Rhamdella eriarcha</i>	CT: IN; FR: AA; DV: BE; LF:SB	Luz-Agostinho <i>et al.</i> , 2006
<i>Rhamdella longiuscula</i>	CT: IN; FR: AA; DV: BE; LF:SB	*
<i>Rhamdia quelen</i>	CT: PS-IN; FR: AT; DV: NB; LF:SB	Agostinho <i>et al.</i> , 2006; Bonatto & Fialho, 2014; Pagotto, 2011
<i>Rineloricaria baliola</i>	CT: DT-IN; FR: AT; DV: BE; LF:SB	*
<i>Rineloricaria cadeae</i>	CT: DT-IN; FR: AT; DV: BE; LF:SB	Bonatto <i>et al.</i> , 2012
<i>Rineloricaria longicauda</i>	CT: DT-IN; FR: AT; DV: BE; LF:SB	*
<i>Rineloricaria microlepidogaster</i>	CT: DT-IN; FR: AT; DV: BE; LF:SB	Leal, 2017; Lopes, 2010
<i>Rineloricaria sp.</i>	CT: DT-IN; FR: AT; DV: BE; LF:SB	*
<i>Rineloricaria stellata</i>	CT: DT-IN; FR: AT; DV: BE; LF:SB	Ghazzi, 2008
<i>Rineloricaria strigilata</i>	CT: DT; FR: AT; DV: BE; LF:SB	Lopes, 2010; Luz-Agostinho <i>et al.</i> , 2006
<i>Scleronema aff. operculatum</i>	CT: CA; FR: AT; DV: BE; LF:SB	*Masden, 2011
<i>Scleronema minutum</i>	CT: CA; FR: AT; DV: BE; LF:SB	*Masden, 2012
<i>Scleronema operculatum</i>	CT: CA; FR: AT; DV: BE; LF:SB	*Masden, 2013
<i>Scleronema sp. 'ibicui'</i>	CT: CA; FR: AT; DV: BE; LF:SB	*Masden, 2014
<i>Scleronema sp. 'quarai'</i>	CT: CA; FR: AT; DV: BE; LF:SB	*Masden, 2015

<i>Serrapinnus calliurus</i>	CT: HE; FR: AT; DV: NB; LF:SB	Alves <i>et al.</i> , 2012; Prado <i>et al.</i> , 2016
<i>Steindachnerina biornata</i>	CT: DT; FR: AT; DV: NB; LF:SB	Machin, 2012; Luz- Agostinho <i>et al.</i> , 2006
<i>Steindachnerina brevipinna</i>	CT: DT; FR: AT; DV: NB; LF:SB	Lopes <i>et al.</i> , 2016
<i>Synbranchus marmoratus</i>	CT: CA-IN; FR: AT; DV: BE; LF:SB	Fernández <i>et al.</i> , 2012
<i>Trichomycterus poikilos</i>	CT: IN; FR: AT; DV: BE; LF:SB	Bonatto & Fialho, 2014
