

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE
AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS

LUCAS MILANI PEREIRA

**Impactos antropogênicos definem traços funcionais da ictiofauna em
riachos neotropicais de primeira ordem**

Maringá
2016

LUCAS MILANI PEREIRA

Impactos antropogênicos definem traços funcionais da ictiofauna em riachos neotropicais de primeira ordem

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais.

Área de concentração: Ciências Ambientais

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Evanilde Benedito

Maringá
2016

"Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)"
(Biblioteca Setorial - UEM. Nupélia, Maringá, PR, Brasil)

P436i Pereira, Lucas Milani, 1990-
Impactos antropogênicos definem traços funcionais da ictiofauna em riachos neotropicais de primeira ordem / Lucas Milani Pereira. -- Maringá, 2016.
40 f. : il.

Dissertação (mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--
Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2016.
Orientadora: Prof.^a Dr.^a Evanilde Benedito.

1. Peixes de água doce - Diversidade e traços funcionais - Impactos antropogênicos - Riachos neotropicais - Paraná (Estado) - Região Noroeste. 2. Ictiofauna - Diversidade funcional - Qualidade ambiental - Riachos neotropicais - Paraná (Estado) - Região Noroeste. 3. Peixes de água doce - Traços funcionais - Variáveis abióticas - Riachos neotropicais. 4. Ictiofauna - Diversidade e traços funcionais - Riachos de cabeceira. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 23. ed. -597.1764098162
NBR/CIP - 12899 AACR/2

LUCAS MILANI PEREIRA

Impactos antropogênicos definem traços funcionais da ictiofauna em riachos neotropicais de primeira ordem

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Prof.^a Dr.^a Evanilde Benedito
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

Prof. Dr. Fabrício Barreto Teresa
Universidade Estadual de Goiás (UEG)

Prof. Dr. Hugo José Message
Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Aprovada em: 02 de agosto de 2016.

Local da defesa: Anfiteatro H90, Nupélia, Bloco H-90, *campus* da Universidade Estadual de Maringá.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, a Deus, por todas as bênçãos derramadas sobre mim.

Aos meus pais, Altair e Ana Márcia, que não medem esforços para me apoiarem, sempre me incentivando e cobrando, quando necessário, por acreditarem na minha capacidade. Minhas vitórias e conquistas serão sempre dedicadas a vocês. Eu amo vocês!

A minha irmã, Mari, e melhor amiga. Nossas conversas, que envolvem assuntos descontraídos, sérios e polêmicos, são ótimas. Você está sempre ao meu lado compartilhando meus sonhos e desabafos. Muito Obrigado minha Pequena.

A minha namorada, companheira e amiga Victória. Obrigado pela compressão, incentivo, paciência, amor e apoio. Sua alegria e seu sorriso, fazem qualquer dificuldade desaparecer e me inspira a buscar um futuro melhor. Te Amo.

A minha orientadora Prof.^a Dr.^a Evanilde, pela oportunidade desde a graduação como estagiário no laboratório e depois pela confiança no mestrado. Agradeço pelos conhecimentos que adquiri e levarei para sempre.

Aos amigos do Laboratório de Ecologia Energética, Gabriel, Lary, Xuxa, Gustavo, Regiane, Beatriz, Fabinho, Gislaine, Érica, Bruno e Leandro. Toda a ajuda nas coletas e nos trabalhos de laboratório, sem vocês nada seria possível. Principalmente a Xuxa por me ensinar muito, por compartilhar o amor aos riachos e sempre dizer sim aos meus pedidos de socorro.

Agradeço aos amigos que dedicaram esforços para ler e avaliar o trabalho e, sem dúvidas, contribuíram para que melhorasse: Gustavo, Lary, Fabinho e Gabriel.

Meus amigos da graduação e da turma do mestrado PEA 2014, que tornaram o dia a dia de aulas divertidos.

Aos amigos que me acompanharam ao longo desses 8 anos em Maringá, Lary, Zé, Guilherme, Helen, Brunão, Fernando, Maju e Malu. Em especial a Lary, pela amizade, conselhos e os momentos de estudos, tensão e alegria que compartilhamos.

Aos amigos Rodolfo, Diego e Abe, que dividiram comigo as despesas e experiências de morar fora da casa dos pais.

Ao Movimento Escoteiro e aos meus irmãos de ideal, que me ensinam a buscar um mundo melhor e me ajudaram a despertar curiosidade e vontade de estudar a natureza: Cleverson, Katiuce, Fabiano, Tiago, Aldo, Patricia, Cremilde, Fábio e tantos outros.

Aos membros da banca, Dr. Fabricio Teresa e Dr. Hugo Message, assim como os suplentes, Dr. Raffael Tófoli e Dr.^a Gislaine Manetta, por disponibilizar tempo para avaliar o trabalho e dar estimadas sugestões.

Ao Celsão, Valdenir, Tato e Tuti, que sempre estão dispostos para as coletas e fazem tudo com muita animação.

Ao Museu de Ictiologia do Nupélia, em especial ao Prof. Weferson pelo empréstimo do gerador para a pesca elétrica e, meu amigo, Brunão, por colaborar nas coletas e identificar os exemplares coletados.

Aos professores que me ensinaram, em especial aos do PEA, por contribuírem na minha formação profissional.

À Jocemara e Aldenir por serem prestativas e colaborarem com todos os momentos dessa etapa.

À Salete e João, pela simpatia no atendimento a biblioteca.

Ao PEA/Nupélia/UEM, por toda a estrutura e apoio logístico que permitiram a realização deste trabalho.

À Capes pela bolsa concedida e pelo financiamento do projeto de pesquisa.

Impactos antropogênicos definem traços funcionais da ictiofauna em riachos neotropicais de primeira ordem

RESUMO

Ambientes de melhor qualidade apresentam maiores valores de diversidade funcional, uma vez que a elevada variedade de *habitats* e de recursos alimentares determinam a presença de uma maior diversidade de traços. Assim, investigou-se se os traços das espécies de peixes exibem padrões distintos de distribuição de acordo com o filtro estabelecido pela variação da composição das características ambientais. Constatou-se que a ocupação do entorno dos riachos influencia a diversidade funcional e registrou distribuições distintas dos traços funcionais investigados devido aos impactos antrópicos. Os parâmetros ambientais, velocidade da correnteza e largura do riacho, antagonicamente, correlacionaram com os índices de compressão e depressão da região ventral. Destaca-se a correlação positiva da velocidade da correnteza com os traços de tamanho de boca e cabeça, posição dos olhos e boca. Esses traços funcionais, referentes a alimentação e uso do *habitat*, indicam possível partilha destes recursos, possibilitando a coocorrência de espécies. A ocupação urbana do solo e a condutividade elevada correlacionaram-se com os traços de espécies detritívoras e aquelas com reprodução interna, o que permitiu a dominância em número de *Poecilia reticulata* em riachos urbanos. A conservação da diversidade de peixes em riachos neotropicais exige uso e ocupação ordenada do solo para evitar a redução da variabilidade dos traços funcionais, mantendo a riqueza de espécies e as funções ecossistêmicas destes ambientes.

Palavras chaves: Distribuição de espécies de peixes. Diversidade funcional. Filtro abiótico. *Fourth-corner*. RLQ.

Anthropogenic impacts define functional traits of the ichthyofauna of first order Neotropical streams

ABSTRACT

More preserved environments show greater values of functional diversity, once more heterogeneous habitats and more food resource variety determine the presence of higher diversity of traits. We investigated the relation between stream fish species traits and environmental characteristics to observe possible distribution pattern mediated by environmental filters. We found that different kinds of land use around streams influence the functional diversity. Moreover, we recorded different distributions of the functional traits according to human impacts. Environmental parameters, such as water velocity and stream width, antagonistically correlated with both compression and ventral region depression indexes. We also observed a positive correlation of water velocity with the functional traits: mouth and head size, and mouth and eye position. These functional traits (related to the feeding habits and habitat use) indicate possible resources partitioning, enabling the co-occurrence of species. Urban land use and the high conductivity were correlated to both, functional traits of detritivorous species and internal fertilization, which allowed the dominance of *Poecilia reticulata* in urban streams. The conservation of fish diversity in Neotropical streams demands reasonable landscape occupancy, aiming to avoid the reduction of the functional traits variability keeping the species richness and ecosystems functions of this environment.

Keywords: Distribution of fish species. Functional diversity. Abiotic filter. Fourth-corner. RLQ.

Dissertação elaborada e formatada conforme as normas da publicação científica *Hydrobiologia*. Disponível em: <<http://www.springer.com/life+sciences/ecology/journal/10750>>

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	9
2	MATERIAL E MÉTODOS	11
2.1	ÁREA DE ESTUDO	11
2.2	AMOSTRAGEM	11
2.3	TRAÇOS FUNCIONAIS	14
2.4	ANÁLISE DE DADOS	15
3	RESULTADOS	17
4	DISCUSSÃO	21
	REFERÊNCIAS	25
	Apêndice S1. Definição dos traços funcionais mensurados	33
	Apêndice S2. Número de exemplares amostrados por espécies nos riachos estudados	35
	Apêndice S3. Valores médios dos traços funcionais das espécies amostradas	36
	Apêndice S4. Índices de diversidade funcional para cada riacho	34
	Apêndice S5. Ordenamento taxonômico das espécies amostradas	39
	Apêndice S6. Valores médios das variáveis abióticas para cada riacho	40

1 INTRODUÇÃO

Investigações sobre a riqueza e a diversidade de espécies têm dominado estudos ecológicos devido à necessidade de compreender a estrutura das comunidades (Pimm *et al.*, 2014) e obter conhecimento para o manejo (Rodrigues *et al.*, 2004) a fim de avaliar os impactos antrópicos em diferentes ecossistemas (McKinney & Lockwood, 1999; Wang & Loreau, 2016). Entretanto, as espécies não contribuem igualmente para os variados processos ecossistêmicos, como decomposição e estabilidade da comunidade (Luck *et al.*, 2009). Desta forma, são necessárias novas ferramentas que incorporem outros aspectos da diversidade, como as características fenotípicas. Os usos dessas novas abordagens, como a diversidade funcional, tornam as avaliações mais robustas na determinação da natureza e da força das relações entre a diversidade de espécies e a variedade dos processos ecossistêmicos (Cardinale *et al.*, 2012).

A diversidade funcional vem se tornando comumente utilizada com a finalidade de complementar os estudos de biodiversidade (Teresa *et al.*, 2015; Pease *et al.*, 2015), pois além de considerar os parâmetros das comunidades (i.e. diversidade de espécie), incorpora os traços funcionais das espécies, o qual representa o valor e as diferenças das espécies, bem como as características que influenciam as relações das espécies com o ambiente (Tilman, 2001), tornando a diversidade funcional determinante na compreensão dos processos ecossistêmicos (Loreau *et al.*, 2001), como a reciclagem da matéria orgânica em riacho por espécies detritívoras. Desta forma, compreender a ocorrência dos traços funcionais corrobora com a identificação dos processos que atuam no local e permiti correlações com as características ambientais. Por exemplo, em riachos de cabeceiras, a profundidade do canal, velocidade da água, oxigênio dissolvido e turbidez são determinantes para a variação da estrutura funcional da ictiofauna (Carvalho & Tejerino-Garro, 2015). Pease *et al.* (2012) avaliaram ao longo de bacias hidrográficas a associação de traços funcionais de peixes com as variáveis ambientais em escalas regionais e locais. Assim, esses autores afirmam que devido as relações dos traços

com o ambiente é possível comparar a diversidade de traços funcionais entre regiões biogeográficas distintas, definidas pelas bacias hidrográficas, e assim, proporcionam oportunidades para descobrir padrões ecológicos gerais.

A seleção de espécies para uma determinada comunidade está associada à habilidade destas em lidar com filtros, seja em escalas ambientais maiores (e.g. bacias hidrográficas) ou micro-habitat, definido por Poff (1997) como “filtros ambientais”. A capacidade de uma espécie vencer tais filtros está intimamente associada aos seus traços funcionais. Por exemplo, filtros em escala de micro-habitat, como composição da mata ciliar e o substrato, podem influenciar a dieta e a morfologia dos organismos presentes em uma assembleia local de peixes. Pease *et al.* (2015) identificaram associação entre a composição dos traços funcionais de espécies de peixes com as características ambientais, onde os maiores valores de diversidade funcional das assembleias de peixes ocorreram em ambientes com menores alterações quanto ao desenvolvimento urbano e agrário. Do mesmo modo, Teresa *et al.* (2015) demonstraram que as mudanças causadas pelo desmatamento nos riachos beneficiam espécies generalistas e tolerantes à hipóxia em detrimento de espécies especialistas. Portanto, distúrbios ambientais interferem na estrutura da assembleia de peixes, por modificar as condições locais e afetar o ajuste das espécies ao ambiente (Villéger *et al.*, 2010). Impactos infligidos a riachos, relacionados principalmente à remoção da vegetação nativa para ocupação urbana e rural, contribuem para redução da riqueza de espécies e diversidade funcional (Olden, 2006).

Nesse contexto, o objetivo do presente estudo é o de examinar as relações das características ambientais com a diversidade funcional das assembleias de peixes em riachos Neotropicais sob a influência de distintos impactos antrópicos. Para isto (a) avaliou-se a influência da qualidade ambiental sobre a diversidade funcional, com os ambientes de melhor qualidade apresentando maiores valores de diversidade funcional, devido a elevada variedade de habitats e recursos alimentares, permitindo a presença de diversos traços; e (b) foram

investigados se os traços das espécies de peixes exibem padrões distintos de distribuição de acordo com o filtro estabelecido pela variação da composição das características ambientais. Estudos como este permitem a compreensão dos processos e padrões da distribuição geográfica regidos por mudanças ambientais antropogênicas em escalas relevantes para a conservação da biodiversidade aquática.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo compreendeu 23 riachos de primeira ordem localizados no Noroeste do Estado do Paraná (sul do Brasil). Estes ambientes estão inseridos na unidade fitogeográfica da Floresta Estacional Semidecidual (Campos *et al.*, 2000) e a formação geológica é do tipo Arenito Caiuá, recoberta por rochas sedimentares arenosas (Fernandes & Ribeiro, 2015).

Os riachos amostrados foram selecionados com auxílio do Programa ArcGis[®], por meio da delimitação de bacias hidrográficas de riachos de primeira ordem, utilizando imagens do satélite SRTM com resolução espacial de 100m para geração da rede hídrica. Posteriormente, com imagens Landsat 8 OLI, foram delimitadas as microbacias hidrográficas para riachos de primeira ordem e procedeu-se com o cálculo da percentagem de ocupação do solo por áreas urbanas, rurais (pasto, cana e cultura) e florestas. Foram totalizadas 23 unidades amostrais, sendo 1 em cada riacho (Fig. 1).

2.2 AMOSTRAGEM

As coletas ocorreram em abril de 2015, início do período de estiagem com o intuito de minimizar o efeito das chuvas sobre a estrutura dos *habitat*, por meio de pesca elétrica, com três esforços constantes e consecutivos (Mazzoni & Lobón-Cerviá, 2000). A extensão dos trechos de amostragem foi de 80 metros, interceptados em ambas extremidades com rede de bloqueio de malha 2,5mm. Os trechos selecionados estavam localizados próximos a foz, pelo fato da diversidade funcional aumentar no sentido cabeceira-foz e ser o local do riacho com

maior influência da bacia (Pease *et al.*, 2012). Aproximadamente 10 exemplares de cada espécie foram sacrificados em solução de benzocaína hidróclorida (AVMA, 2007) e fixados em Formol a 10% para posterior mensuração das características morfológicas. Para espécies com difícil identificação um número maior de indivíduos foi amostrado e todas as espécies tiveram exemplares depositados no acervo da Coleção Ictiológica no Nupélia (Núcleo de Pesquisa em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura) da Universidade Estadual de Maringá. Os demais exemplares foram devolvidos com vida ao riacho.

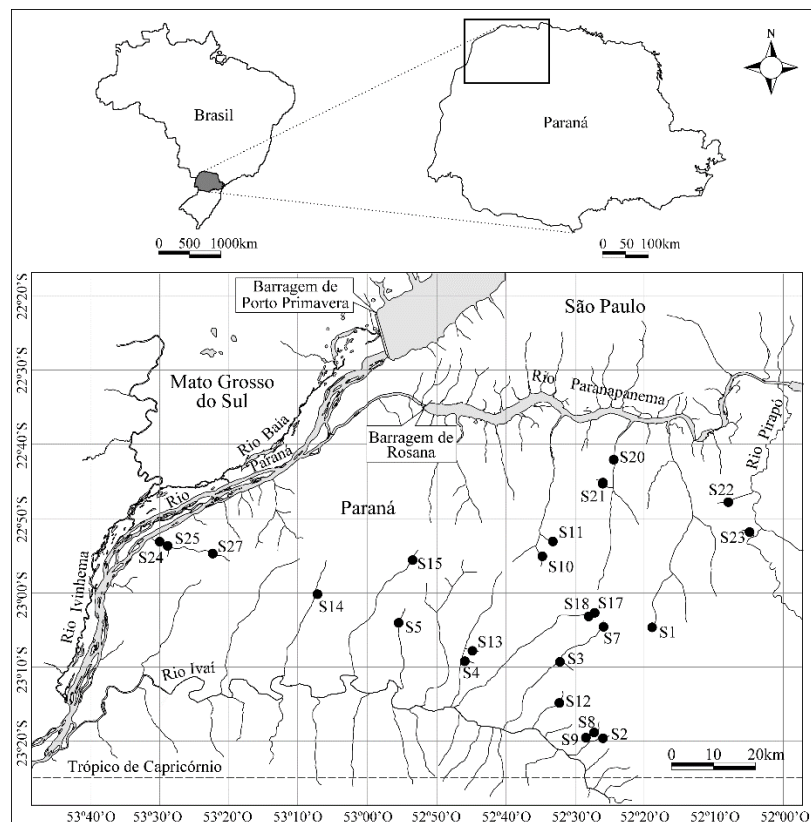


Fig. 1. Localização dos 23 trechos de riachos de primeira ordem amostrados.

Em cada trecho amostrado foram tomadas em tréplicas as seguintes variáveis limnológicas: pH, condutividade elétrica (condutividade; $\mu\text{S}/\text{cm}$), concentração de oxigênio dissolvido (od_per: porcentagem de oxigênio dissolvido; od_mg: concentração em miligramas por litro de oxigênio dissolvido), turbidez (UNT) e temperatura ($^{\circ}\text{C}$) com auxílio de oxímetro digital portátil (YSI[®] 550A), potenciômetros digitais portáteis (Digimed[®]) e turbidímetro digital portátil (LaMote[®]). Características físicas como largura (m) e profundidade (cm) foram obtidas

com uso de trena e a velocidade da correnteza (m/s) com fluxômetro (General Oceanics®). As variáveis obtidas por geoprocessamento foram: declividade (km), tipo e extensão de uso e ocupação do solo (%), comprimento do riacho (km) e área da bacia (km²).

Com o intuito de reduzir a subjetividade na categorização da qualidade ambiental para os riachos amostrados, utilizou-se um Protocolo de Avaliação Rápida (PAR), que indicou o nível de impacto de cada riacho amostrado dentro de um gradiente de categorias. Esses protocolos representam ferramentas imprescindíveis ao monitoramento de ambientes aquáticos, uma vez que possuem aplicabilidade fácil, requerendo treinamento mínimo, rápido e de baixo custo. Deste modo, foi utilizado um protocolo proposto por Cionek *et al.* (2011) especificamente para riachos inseridos na região do Arenito Caiuá. Os parâmetros analisados foram: substrato de fundo, complexidade de *habitat* submerso, variação de profundidade e velocidade, sinuosidade do canal, flutuação do nível do canal, alteração do canal, estabilidades dos barrancos, proteção vegetal das margens e estado de conservação da vegetação de entorno. Para cada parâmetro foi atribuído um gradiente de estresse, classificado em quatro categorias: “ótima” (nota 16 a 20), “boa” (nota 11 a 15), “regular” (nota 6 a 10) e “péssima” (nota 0 a 5). O valor final do protocolo foi obtido a partir da somatória das notas atribuídas a cada parâmetro, que então, reflete o estado de conservação dos riachos analisados (Tabela 1).

Tabela 1. Amplitude da somatória das notas correspondentes à avaliação das diferentes condições de conservação do trecho do ambiente analisado (Cionek et al. 2011).

Condição de Conservação	Notas
Ótima	136 a 180
Boa	91 a 135
Regular*	46 a 90
Péssima	0 a 45

(*) Para o parâmetro “Flutuação de nível do canal”, em períodos de estiagem, a condição regular não é considerada.

2.3 TRAÇOS FUNCIONAIS

Um total de 20 traços foram mensurados de indivíduos adultos para cada espécie amostrada nos riachos (Tabela 2). Esses traços foram selecionados com base no conhecimento de sua relação com o uso de *habitat*, tipo de alimentação, comportamento natatório e história de vida de peixes de riachos (Pease *et al.*, 2012). Para espécies com dimorfismo sexual apenas fêmeas adultas foram mensuradas. Todas as medidas foram feitas com precisão de 0,1 mm utilizando paquímetro digital. Os traços qualitativos foram obtidos em literatura específica. As definições dos traços utilizados e suas interpretações encontram-se no Apêndice S1 (Apêndice SI, *Supporting Information*).

Tabela 2. Lista dos traços funcionais e suas categorias, utilizados para caracterizar a assembleia de peixes dos riachos estudados.

Traço	Código do traço	Categoria Funcional
Peso	WS	Alimentação; história de vida
Comprimento padrão	SL	Uso do <i>habitat</i> ; história de vida
Altura relativa do corpo	BH	Uso do <i>habitat</i>
Índice de compressão	CI	Uso do <i>habitat</i>
Índice de depressão da região ventral	DI	Uso do <i>habitat</i>
Posição vertical dos olhos	EP	Uso do <i>habitat</i>
Altura relativa do pedúnculo caudal	HCP	Locomoção
Área relativa da nadadeira pélvica	PA	Locomoção
Área relativa da nadadeira caudal	FA	Locomoção
Área relativa da nadadeira peitoral	PtA	Locomoção
Área relativa da nadadeira anal	AA	Locomoção
Aspecto da razão da nadadeira caudal	RF	Locomoção
Largura relativa da cabeça	HW	Alimentação
Altura relativa da cabeça	HH	Alimentação
Largura relativa da boca	MW	Alimentação
Altura relativa da boca	MH	Alimentação
Dieta alimentar	DA	Alimentação
Posição da boca	MP	Alimentação; Uso do <i>habitat</i>
Modo de reprodução	RM	História de vida
Cuidado Parental	PC	História de vida

2.4 ANÁLISE DE DADOS

Para analisar a diversidade funcional das assembleias de peixes dos riachos investigados, foram utilizados três índices: riqueza funcional (FRic), equitabilidade funcional (FEve; Villéger *et al.*, 2008) e dispersão funcional (FDis; Laliberté & Legendre, 2010). Esses índices medem diferentes facetas da diversidade funcional, são independentes da riqueza de espécies (Villéger *et al.*, 2008) e flexíveis quando empregados distintos traços (Laliberté & Legendre, 2010). A FRic representa o volume gerado por posicionamento da distribuição de espécies no espaço de características *n*-dimensional (Villéger *et al.*, 2008), enquanto que a FEve mensura a regularidade que o espaço funcional é ocupado pelas espécies, ponderado pela abundância (Villéger *et al.*, 2008). A FDis, por sua vez, é a distância média da espécie individual em um espaço multidimensional em relação ao centroide de todas as espécies, sendo este deslocado para a(s) espécie(s) mais abundante(s) (Laliberté & Legendre, 2010). Diferente da FRic, a FDis não é afetada por valores extremos e é sensível a abundância das espécies dentro da comunidade (Laliberté & Legendre, 2010).

Para o cálculo dos índices de diversidade funcional, foram usadas duas matrizes de dados: a primeira sumarizando a abundância das espécies (Apêndice SII, *Supporting Information*) logaritimizadas presentes em cada riacho e a segunda consistiu na média dos traços funcionais das espécies (Apêndice SIII, *Supporting Information*), transformada em uma matriz de distância através do coeficiente de variáveis mistas da distância proposta por Pavoine *et al.* (2009). A função *dbFD* do pacote FD (Laliberté & Legendre, 2010) do *software* R (R Development Core Team, 2014) foi utilizada para calcular os três índices da diversidade funcional.

Para testar a hipótese de que riachos localizados em ambientes com melhor qualidade ambiental possuem maiores valores das métricas de diversidade funcional, foram realizados testes de Análise de Variância (ANOVA) para cada métrica da diversidade funcional (FRic,

FEve e FDis), com os riachos agrupados por qualidade ambiental de acordo com a classificação obtida pela aplicação do PAR. Quando encontrada diferença significativa foi realizado o teste *a post hoc* de Tukey. Foram excluídos dos testes de ANOVA os riachos que não foi possível o cálculo das métricas de diversidade funcional.

Com o intuito de identificar as associações dos traços funcionais com as condições ambientais de cada riacho, foram usadas duas análises combinadas: RLQ (Dolédec *et al.*, 1996) e *fourth-corner* (Legendre *et al.*, 1997). Ambas as análises são baseadas em três matrizes: (1) a matriz 'R' com as variáveis ambientais padronizadas dos locais amostrados; (2) a matriz 'L' com as distribuições das abundâncias logaritimizadas das espécies em todos os locais amostrados; (3) e a matriz 'Q' com os traços funcionais logaritimizados das espécies. Para a análise RLQ foi realizada uma ordenação de cada matriz, para isto, foram realizadas: uma PCA na matriz 'R'; uma análise de correspondência (CA) na matriz 'L' para identificar gradientes na estrutura das assembleias de peixes; e utilizou-se a análise de Hill Smith para a matriz 'Q'. A significância da relação entre as variáveis ambientais (R) e os traços funcionais (Q) foi testada por meio de permutação de Monte Carlo, com 9999 permutações aleatórias das linhas de ambas as matrizes (Doledec *et al.*, 1996). A análise *fourth-corner* investiga individualmente a relação entre um traço e uma variável ambiental, assim, permite a identificação das relações individuais de traços-ambientes. Quando a investigação da análise é entre duas variáveis quantitativas, realiza-se a medida através de correlação de Pearson. Por outro lado, a investigação entre uma variável quantitativa e a qualitativa usou-se Pseudo-F ou Pearson-r, dependendo da relação estabelecida (Dray & Legendre, 2008). O pacote ADE-4 (Dray & Dufour, 2007) para o *software* R (R Development Team, 2014) foi empregado em todas as análises envolvendo RLQ e *fourth-corner*.

3 RESULTADOS

De acordo com o PAR, foi possível identificar três categorias de riachos: regular, boa e ótima, com 6, 10 e 3 riachos, respectivamente. A categoria ótima foi considerada minimamente impactada e utilizada como referência para este estudo. Foram capturados 5187 indivíduos distribuídos em 32 espécies, 13 famílias e 6 ordens (Apêndice SV, *Supporting Information*). *Poecilia reticulata* foi a mais abundante, com 2994 exemplares coletados, sendo 2536 espécimes apenas no riacho 18, classificado como regular. Entretanto, a espécie com maior frequência nas amostras foi *Hypostomus ancistroides*, capturada em 16 dos 23 riachos. A riqueza de espécies variou de 1 a 14 espécies, sendo a maior riqueza presente em um riacho de categoria regular (Apêndice SII, *Supporting Information*). Os trechos dos riachos amostrados apresentaram largura média de 2 m, com 4,5 cm de profundidade. Os valores de pH variaram entre 5,4 e 6,8, considerados levemente ácidos, entretanto normais para a região (Apêndice SVI, *Supporting Information*).

De acordo com a ANOVA houve diferença significativa nas métricas de diversidade funcional entre as categorias do PAR apenas para FRic ($p < 0,01$). Portanto realizou-se o teste *a post hoc* de Tukey e resultou na categoria ótima de qualidade ambiental diferenciando das categorias regular ($p < 0,05$) e boa ($p < 0,00$) (Fig. 2).

Os dois primeiros eixos da análise RLQ representaram aproximadamente 54% e 30% da variância total da matriz, respectivamente, que relacionou as características ambientais dos riachos com os traços funcionais das espécies. A relação entre as características funcionais e variáveis ambientais foram maiores que o esperado ao acaso ($p = 0,04$; 9999 permutações). As variáveis abióticas com correlação positiva significativamente com o eixo 1 da RLQ incluíram velocidade, pH, enquanto que a porcentagem de ocupação do solo por floresta foi correlacionada negativamente. Para o eixo 2, apenas a variável porcentagem de ocupação urbana do solo foi positivamente correlacionada. Os traços com significativas correlações

negativas com o eixo 1 incluíram altura relativa do corpo, índice de compressão, altura do corpo e posição da boca terminal. As relações positivas foram com os traços índice de depressão da região ventral, altura relativa do pedúnculo caudal, posição vertical dos olhos, largura da cabeça e altura da boca. Para o eixo 2, a área relativa da nadadeira peitoral e o modo de reprodução interna foram correlacionadas positivamente, enquanto que o modo de reprodução interna foi negativo. Para a análise *fourth corner* a variável velocidade correlacionou-se positivamente com a posição sub ventral da boca, posição dos olhos, bem como largura da boca e cabeça, e negativamente com o índice de compressão e posição terminal da boca. Para a mesma análise a variável largura correlacionou positivamente com o índice de compressão e largura do corpo e negativamente com índice de depressão. Para variável ocupação do solo, apenas a ocupação urbana apresentou relação positiva com a dieta alimentar detritívora. A análise RLQ e *fourth corner* de modo complementares (Fig. 3) evidenciaram que a ocupação urbana e a condutividade da água estão correlacionadas positivamente com a reprodução interna e a guilda detritívora e negativamente com a guilda insetívora. Estas análises evidenciaram ainda que a velocidade da correnteza e a largura do riacho relacionam antagonicamente com os traços, visto que a largura correlacionou positivamente com o índice de compressão que apresenta valores elevados para baixa velocidade da correnteza.

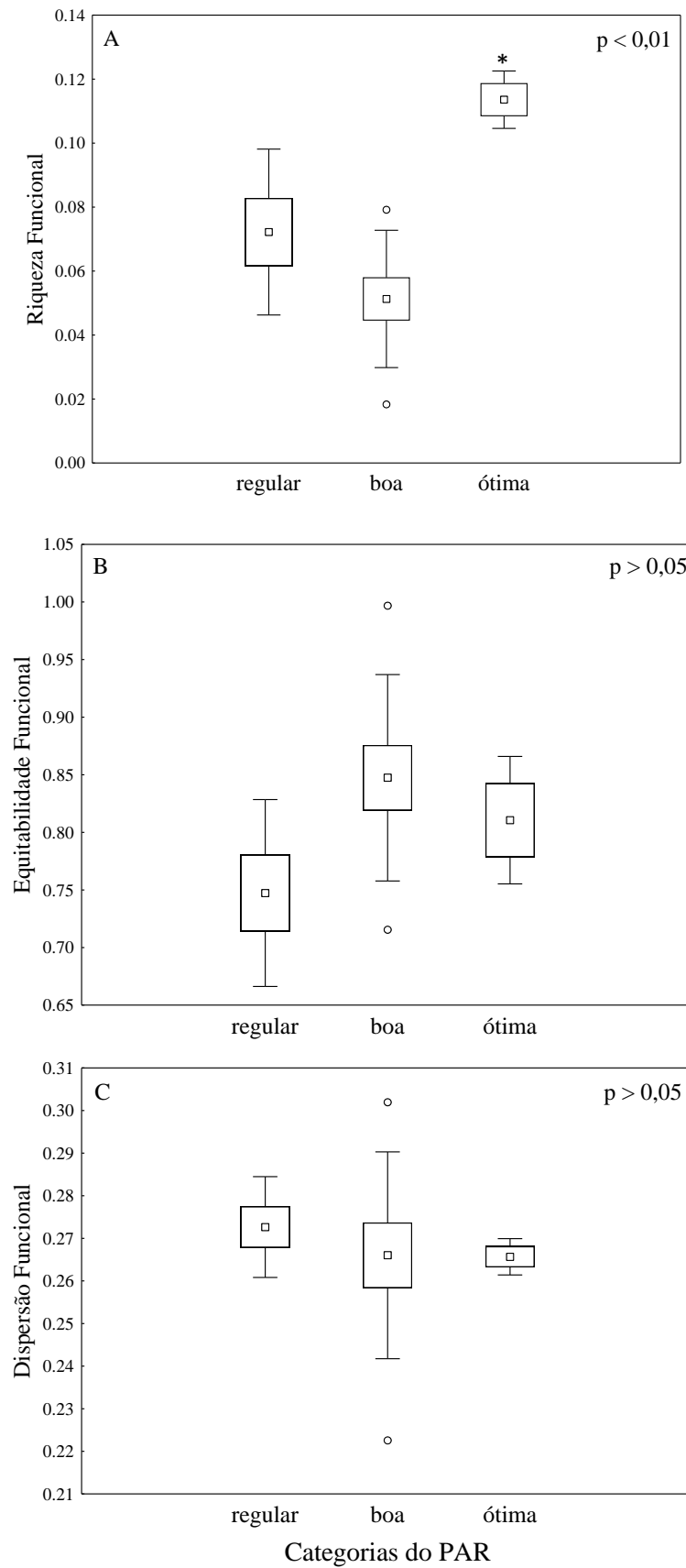


Fig. 2. Valores médios (\square), erro padrão (\square) e desvio padrão (\perp) das métricas de diversidade funcional agrupadas de acordo com a qualidade ambiental, obtida através do PAR (Protocolo de Avaliação Rápida do Ambiente). (*) indica diferença significativa após o teste *post hoc* de Tukey; (o) outliers.

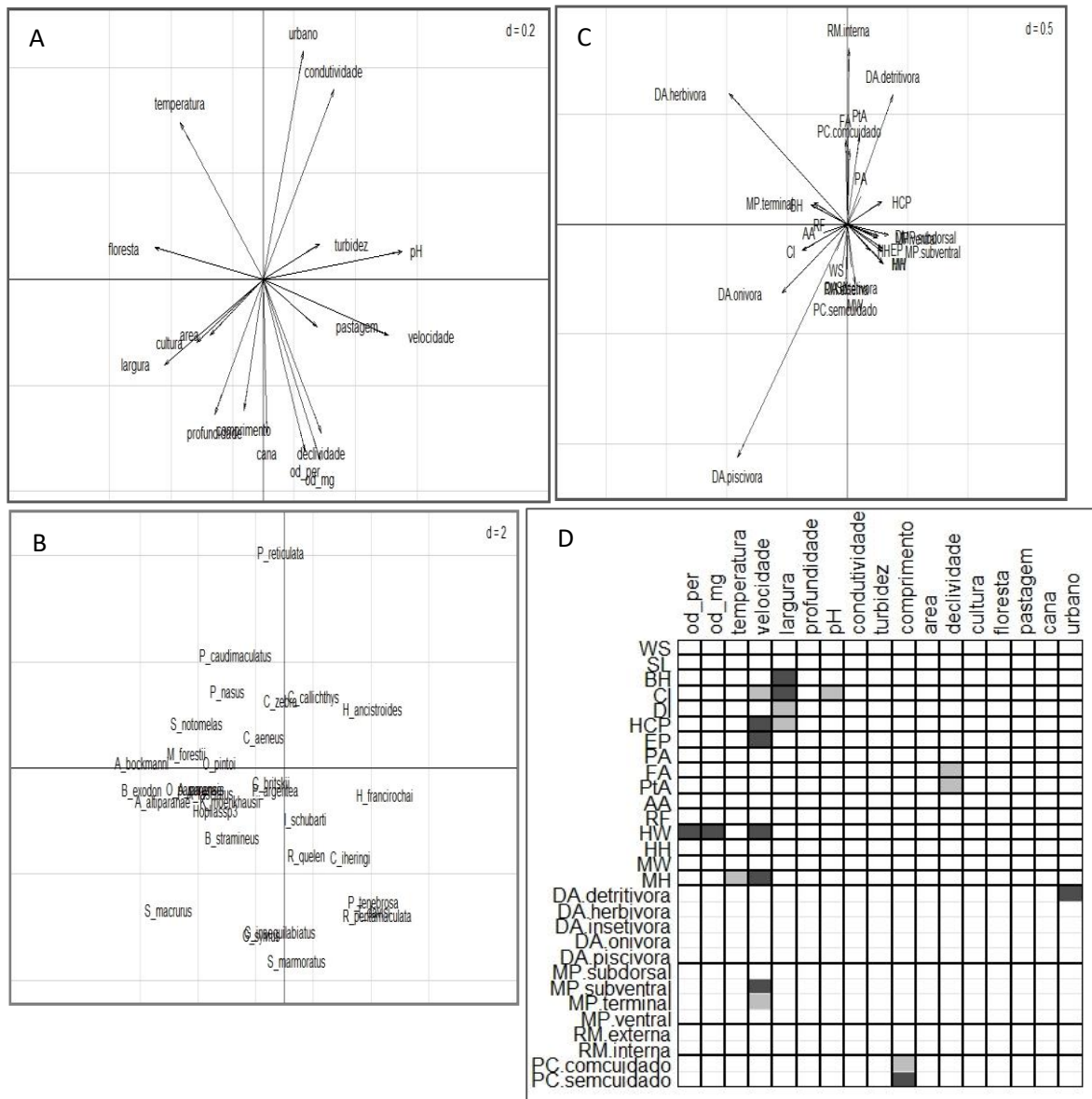


Fig. 3. Ordenação das matrizes (A) R, (B) L e (C) Q resultantes da análise de RLQ e (D) relações entre as variáveis abióticas e traços funcionais analisados por meio do *fourth-corner*, onde os quadrados cinza escuro representa correlação positiva, os quadrados cinza claro correlação negativa e os quadrados brancos ausência de correlação (WS: Peso; SL: Comprimento padrão; BH: Altura relativa do corpo; CI: Índice de compressão; DI: Índice de depressão da região ventral; EP: Posição vertical dos olhos; HCP: Altura relativa do pedúnculo caudal; PA: Área relativa da nadadeira pélvica; FA: Área relativa da nadadeira caudal; PtA: Área relativa da nadadeira peitoral; AA: Área relativa da nadadeira anal; RF: Aspecto da razão da nadadeira caudal; HW: Largura relativa da cabeça; HH: Altura relativa da cabeça; MW: Largura relativa da boca; MH: Altura relativa da boca; DA: Dieta alimentar; MP: Posição da boca; RM: Modo de reprodução; PC: Cuidado Parental; e par: Protocolo de avaliação rápida).

4 DISCUSSÃO

Os impactos antrópicos reduziram o total do espaço n -dimensional ocupado pelos traços, dado pela riqueza funcional, e estes efeitos não influenciaram ao acaso as espécies, pois houve remoção daquelas com atributos específicos. Desta forma, a qualidade ambiental afetou a diversidade funcional das assembleias de peixes em riachos de primeira ordem, com a riqueza funcional elevada em ambientes menos impactados. Conseqüentemente, alterações antrópicas no ambiente causam perda de funções ecossistêmicas, uma vez que possuem menor diversidade de traços (Cardinale, 2012). Entretanto, a baixa variedade de traços nos ambientes, evidenciado pela riqueza funcional ($<0,2$), e os demais parâmetros da diversidade funcional (i.e. FEve e FDis) não apresentaram diferença significativa para as categorias de qualidade ambiental o que contrastam com pesquisas que investigam os efeitos de mudanças ambientais sobre a diversidade funcional em diferentes ecossistemas (Flynn *et al.*, 2009; Lorion & Kennedy, 2009; Graham *et al.*, 2011).

A similaridade da diversidade funcional entre as categorias ambientais e a elevada equitabilidade funcional ($>0,7$) revelam uma ocupação uniforme do espaço funcional. Estes resultados podem estar relacionados à baixa diferenciação entre a riqueza de espécies dos riachos, uma vez que as maiores riquezas estiveram presentes em riachos impactados. Este fato pode ter ocorrido pela adição de novas espécies nestes ambientes e, simultaneamente, a exclusão de espécies naqueles minimamente impactados. Similarmente, Teresa & Casatti (2012) demonstraram elevada diversidade funcional em comunidades de ambientes impactados, comparados aos não impactados, e atribuíram este fato ao *turnover* de espécies nos riachos, impulsionado por novas oportunidades de alimentação e de uso de hábitat. Portanto, as estruturas das assembleias de peixes em riachos neotropicais podem apresentar padrões de substituições de espécies ao longo de um gradiente de impactos antrópicos (Casatti *et al.*, 2009).

As substituições de espécies no gradiente de impactos antrópicos analisado foram evidenciadas pela ocorrência de espécies com traços particulares como fecundação interna (ex. *P. reticulata*) e combinações como hábito alimentar bentófago com natação constante (ex. *P. argentea*) e piscívoro com cuidado parental (ex. *Hoplias* sp3). Estes traços funcionais de ambientes impactados causa alterações nas métricas de diversidade funcional elevando a riqueza funcional desses riachos. Deste modo, mesmo com a diferença significativa da riqueza funcional na qualidade ótima com as outras categorias, esses ambientes apresentam indícios de perturbação, devido à similaridade na equitabilidade e dispersão funcional. Uma vez que as aplicações das métricas de diversidade funcional proporcionam respostas rápidas e consistentes aos diversos distúrbios no ambiente, visto que não exigem a extinção de espécies para serem afetadas (Mouillot *et al.*, 2013).

Os traços funcionais são responsáveis pela co-ocorrência de espécies, pois eles segregam o uso dos recursos pela assembleia de peixes, sugerindo baixa sobreposição de nichos e assegurando a biodiversidade nos riachos (Pianka, 1973; Cochran-Biederman & Winemiller, 2010). Como exemplo são os traços referentes à alimentação, pois definem o tamanho do alimento que pode ser ingerido (Seehausen, 2006) e, assim, permitem que as espécies compartilhem o mesmo ambiente ao utilizar amplitudes distintas de tamanho de alimento (Oliveira *et al.*, 2010). Deste modo, as associações constatadas com os traços funcionais sugerem quais variáveis ambientais são determinantes para composição funcional das assembleias de peixes. Este estudo apresenta velocidade da correnteza e largura do riacho como determinantes da ictiofauna em riachos Neotropicais de primeira ordem, visto que apresentaram relação com as categorias funcionais de uso de *habitat* (i.e. índices de compressão e depressão da região ventral, posição dos olhos e da boca) e alimentação (i.e. tamanho de cabeça e da boca). A seleção dos traços funcionais pelas variáveis ambientais acontece pela restrição a colonização e pela influencia a persistência dos indivíduos nos riachos (Súarez *et al.*, 2007).

Identificar as características ambientais determinantes para a distribuição espacial das espécies de peixes contribui para a compreensão das respostas dessas comunidades causadas por mudanças ambientais (Sternberg & Kennard, 2013). Mudanças essas, muitas vezes, causadas por alterações antropogênicas, que influenciam fortemente as características ambientais de riachos (Julian & Gardner, 2014), conseqüentemente, determinam a ictiofauna presente nestes locais. O impacto ocupação urbana do solo correlacionou com traços de fecundação interna e dieta detritívora, característicos na exótica *P. reticulata*, excepcionalmente abundante em riachos urbanos. A elevada dominância desta espécie é um indicativo de possíveis impactos antrópicos no ambiente (Kennard *et al.*, 2005) e deve-se aos seus indivíduos serem capazes de sobreviver em *habitats* de baixa qualidade (Casatti *et al.*, 2006) e possuírem plasticidade diante de mudanças ambientais (Cunico *et al.*, 2006). Os ambientes urbanos apresentam condições adequadas para a dieta detritívora uma vez que há alta concentração de nutrientes (Paul & Meyer, 2001), sugerida neste estudo pela relação positiva entre a condutividade e a maior abundância de *H. ancistroides* e *C. aeneus*. Esta última espécie, apesar de ter sido classificada como insetívora neste estudo, pode ser considerada também detritívora (Zeni & Casatti, 2014).

As constatações que a qualidade ambiental do riacho afeta a diversidade funcional da ictiofauna, por influenciar os padrões de traços presentes nos riachos, demonstram a ação diferenciada dos filtros ecológicos em diferentes níveis de paisagem. Compreender as respostas dos componentes da biodiversidade frente as variáveis abióticas subsidiam a obtenção de conhecimentos sobre os efeitos dos impactos antrópicos em bacias hidrográficas e nas estruturas das assembleias. Os ecossistemas dos riachos de primeira ordem são grandemente comprometidos com o uso de seu entorno para a agropecuária e ocupação urbana desordenada, o que ocasiona processos erosivos e alterações no seu equilíbrio hidrodinâmico, alterando a qualidade da água e a morfometria do canal (Amorin *et al.*, 2001). Considerando que os

ambientes neotropicais concentram 75% da diversidade funcional mundial (Toussaint, 2016), em escala regional, o uso e a ocupação do solo de forma ordenada e obedecendo a legislação específica tornam-se de fundamental importância na manutenção da riqueza funcional em ambientes impactados e, conseqüentemente, das suas funções ecossistêmicas. Estudos que evidenciem ainda mais as causas e os efeitos das modificações promovidas das variáveis abióticas sobre os traços funcionais e que investiguem se os padrões observados são correspondentes em outros ecossistemas ainda são necessários. Por fim, recomenda-se o emprego de avaliações dos traços funcionais para a formulação de indicadores de qualidade ambiental, sendo estes campos produtivos a pesquisas futuras. Apenas desta forma será possível direcionar esforços no intuito de reduzir os impactos e restabelecer minimamente os frágeis ecossistemas de riacho.

REFERÊNCIAS

- Abilhoa, V., L. F. Duboc & D. P. Azevedo, 2008. A comunidade de peixes de um riacho de Floresta com Araucária, alto rio Iguaçu, sul do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 25: 238-246.
- Amorim, R. S. S., D. S. Demetrius, F. F. Pruski & A. T. Matos, 2001. Influência da declividade do solo e da energia cinética de chuvas simuladas no processo de erosão entre sulcos. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* 5: 124-130.
- Breda, L., E. F. Oliveira & E. Goulart, 2005. Ecomorfologia de locomoção de peixes com enfoque para espécies neotropicais. *Acta Scientiarum Biological Sciences* 27: 371-38
- Campos, J. B., M. B. Romagnolo & M. C. Souza, 2000. Structure, composition and spatial distribution of tree species in a remnant of the semi-deciduous seasonal alluvial forest of the upper paraná river floodplain. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 43: 185-194.
- Cardinale, B. J., J. E. Duffy, A. Gonzalez, D. U. Hooper, C. Perrings, P. Venail, A. Narwani, G. M. Mace, D. Tilman, D. A. Wardle, A. P. Kinzig, G. C. Daily, M. Loreau, J. B. Grace, A. Larigauderie, D. S. Srivastava & S. Naeem, 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486: 59-67.
- Carvalho, R. A. & F. L. Tejerina-Garro, 2015. Environmental and spatial processes: What controls the functional structure of fish assemblages in tropical rivers and headwater streams? *Ecology of Freshwater Fish* 24: 317-328.
- Casatti, L. & R. M. Castro, 1998. A fish community of the São Francisco River headwater riffles, southeastern Brazil. *Ichthyological Exploration of Freshwaters* 9: 229-242.
- Casatti, L., F. Langeani, A. M. Silva, & R. M. C. Castro, 2006. Stream fish, water and habitat quality in pasture dominated basin, Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 66: 681–696.

- 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.
- Cionek, V. M., E. Benedito & A. C. Beaumord, 2011. Protocolo de Avaliação Rápida do Ambiente para riachos inseridos da região do Arenito Caiuá - Noroeste do Paraná. Editora da Universidade Estadual de Maringá – EDUEM, Maringá.
- Cionek, V. M. Estrutura trófica e processamento foliar em riachos sob influência do uso do solo. (2016). 75 f. Tese (doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) – Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, Maringá.
- Cochran-Biederman, J. L. & K. O. Winemiller, 2010. Relationship among habitat, ecomorphology and diets of cichlids in the Bladen River, Belize. *Environmental Biology Fish* 88: 143-152.
- Cunico, A. M., A.A. Agostinho & J. D. Latini, 2006. Influência da urbanização sobre as assembleias de peixes em três córregos de Maringá, Paraná. *Revista Brasileira de Zoologia* 23: 1101–1110.
- Doledec S., D. Chessel, C. F. J. Ter Braak & S. Champley, 1996. Matching species traits to environmental variables: a new three-table ordination method. *Environmental and Ecological Statistics* 3: 143–166.
- Dray, S. & A. B. Dufour, 2007. The ade4 package: implementing the duality diagram for ecologists. *Journal of Statistical Software* 22: 1–20
- Dray, S. & P. Legendre, 2008. Testing the species traits– environment relationships: the fourth-corner problem revisited. *Ecology* 89: 3400–3412.
- Esteves, K. E., A. V. P. Lobo & M. D. R. Faria, 2008. Trophic structure of a fish community along environmental gradients of a subtropical river (Paraitinga River, Upper Tietê River Basin, Brazil). *Hydrobiologia* 598: 373–387.

- Fernandes, L. A. & C. M. M. Ribeiro, 2015. Evolution and palaeoenvironment of the Bauru Basin (Upper Cretaceous, Brazil). *Journal of South American Earth Sciences* 61: 71-90.
- Ferreira, K. M., 2007. Biology and ecomorphology of stream fishes from the rio Mogi-Guaçu basin, Southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology* 5: 311-326.
- Flynn, D. F. B., M. Gogol-Prokurat, T. Nogeire, N. Molinari, B. T. Richers, B. B. Lin, N. Simpson, M. M. Mayfield & F. DeClerck, 2009. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology Letters* 12: 22–33.
- Freire, A. G. & A. A. Agostinho, 2001. Ecomorfologia de oito espécies dominantes da ictiofauna do reservatório de Itaipu (Paraná/Brasil). *Acta Limnologica Brasiliensia* 13: 1-9.
- Gatz, A. J., 1979. Ecological morphology of freshwater stream fishes. *Tulane Studies in Zoology and Botany* 21: 91-124.
- Graham, N. A. J., P. Chabanet, R. D. Evans, S. Jennings, Y. Letourneur, M. A. MacNeil, T. R. McClanahan, M. C. Öhman, N. V. C. Polunin & S. K. Wilson, 2011. Extinction vulnerability of coral reef fishes. *Ecology Letters* 14: 341-348.
- Julian, J. P. & R. H. Gardner, 2014. Land cover effects on runoff patterns in eastern Piedmont (USA) watersheds. *Hydrological Processes* 28: 1525-1538.
- 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.
- Kerfoot Jr, J. R. & J. F. Schaefer, 2006. Ecomorphology and habitat utilization of *Cottus* species. *Environmental Biology Fishes* 76: 1-13.
- Laliberté, E. & P. Legendre, 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology* 91: 299–305.
- Legendre, P., R. Galzin, & M. L. Harmelin-Vivien, 1997. Relating behavior to habitat: solutions to the fourth-corner problem. *Ecology* 78: 547–562.

- Loreau M., S. Naeem, P. Inchausti, J. Bengtsson, J. P. Grime, A. Hector, D. U. Hooper, M. A. Huston, D. Raffaelli, B. Schmid, D. Tilman & D. A. Wardle, 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science* 294: 804-808.
- 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
- Luck, G. W., P. Harrington, P. A. Harrison, C. Kremen, P. M. Berry, R. Bugter, T. P. Dawson, F. Bello, S. Díaz, C. K. Feld, J. R. Haslett, D. Hering, A. Kontogianni, S. Lavorel, M. Rounsevell, M. J. Samways, L. Sandin, J. Settele, M. T. Sykes, S. Hove, M. Vandewalle & M. Zobel, 2009. Quantifying the contribution of organisms to the provision of ecosystem services. *BioScience* 59: 223-235.
- Luz-Agostinho, K. D. G., L. M. Bini, R. Fugi, A. A. Agostinho & H. F. Júlio Junior, 2006. Food spectrum and trophic structure of the ichthyofauna of Corumbá reservoir, Paraná river Basin, Brazil. *Neotropical Ichthyology* 4: 61-68.
- Mazzoni, R. & J. Lobón-Cerviá, 2000. Longitudinal structure, density and production rates of a Neotropical stream fish assemblage: the river Ubatiba in the Serra do Mar (Southeast Brazil). *Ecography* 23: 588–602.
- McKinney, M. L. & J. L. Lockwood, 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends Ecology Evolution* 14: 450-453.
- Mouillot, D., N. A. J. Graham, S. Villéger, N. W. H. Mason & D. R. Bellwood, 2013. A functional approach reveals community responses to disturbance. *Trends in Ecology & Evolution* 28: 167-177.
- Norton, S. F. & E. L. Brainerd, 1993. Convergence in the feeding mode of ecomorphologically similar species in the Centrarchidae and Cichlidae. *Journal Experimental Biology* 176: 11-29.

- Novakowski, G. C., N. S. Hahn, R. Fugi, 2008. Diet Seasonality and food overlap of the fish assemblage in a pantanal pond. *Neotropical Ichthyology* 6: 567-576.
- Olden, J. D., 2006. Biotic homogenization: a new research agenda for conservation biogeography. *Journal of Biogeography* 33: 2027-2039.
- Oliveira, E. F., E. Goulart, L. Breda, C. V. Minte-Vera, L. R. S. Paiva & M. R. Vismara, 2010. Ecomorphological patterns of the fish assemblage in a tropical floodplain: effects of trophic, spatial and phylogenetic structure. *Neotropical Ichthyology* 8: 569-586.
- Paul, M. J. & J. L. Meyer, 2001. Streams in the urban Landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32: 333-365.
- Pavoine, S., J. Vallet, A. B. Dufour, S. Gachet & H. Daniel, 2009. On the challenge of treating various types of variables: application for improving the measurement of functional diversity. *Oikos* 118: 391-402.
- Pease, A. A., A. A. González-Díaz, R. Rodiles-Hernández & K. O. Winemiller, 2012. Functional diversity and trait-environment relationships of stream fish assemblages in a large tropical catchment. *Freshwater Biology* 57: 1060-1075.
- Pease, A. A., J. M. Taylor, K. O. Winemiller & R. S. King, 2015. Ecoregional, catchment, and reach-scale environmental factors shape functional-trait structure of stream fish assemblages. *Hydrobiologia* 753: 265-283.
- Pianka, E. R., 1973. The Structure of lizard communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4: 53-74.
- Pimm, S. L., C. N. Jenkins, R. Abell, T. M. Brooks, J. L. Gittleman, L. Joppa, P. H. Raven, C. M. Roberts & J. O. Sexton, 2014. The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science* 344: 1246752.

Poff, N. L., 1997. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society* 16: 391-409.

R Development Core Team, 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna [Available on internet at <http://www.R-project.org>].

Rodrigues, A. S. L., S. J. Andelman, M. I. Bakarr, L. Boitani, T. M. Brooks, R. M. Cowling, L. D. C. Fishpool, G. A. B. Da Fonseca, K. J. Gaston, M. Hoffmann, J. S. Long, P. A. Marquet, J. D. Pilgrim, R. L. Pressey, J. Schipper, W. Sechrest, S. N. Stuart, L. G. Underhill, R. W. Waller, M. E. J. Watts & X. Yan, 2004. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature* 428: 640-643.

Santos, D. O. Estruturação longitudinal da ictiofauna a jusante das Cataratas do Iguaçu, 2013. 50 f. Dissertação (mestrado em Conservação e Manejo de Recursos Naturais) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Dep. de Biologia, Cascavel.

Seehausen, O., 2006. African cichlid fish: a model system in adaptive radiation research. *Proceedings of the Royal Society B* 273: 1987-1998.

Silva, J. C., R. L. Delariva, K. O. Bonato, 2012. Food-resource partitioning among fish species from a first-order stream in northwestern Paraná, Brazil. *Neotropical Ichthyology* 10: 389-399.

Silva, M. R. Importância da origem dos recursos alimentares e estrutura trófica da ictiofauna de riachos rurais: uma abordagem longitudinal, 2013. 69 f. Tese (doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) - Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, Maringá.

Suárez, Y. R., S. B. Valério, K. K. Tondato, L. Q. L. Ximenes & T. R. A. Felipe, 2007. Determinantes ambientais da ocorrência de espécies de peixes em riachos de cabeceira da bacia do rio Ivinhema, alto rio Paraná. *Acta Scientiarum, Biological Sciences* 29: 145-150.

- Suzuki, H. I., F. M. Pelicice, E. A. Luiz, J. D. Latini & A. A. Agostinho, 2002. Estratégias reprodutivas da assembléia de peixes da planície de inundação do alto rio Paraná. In: II Workshop da Planície Alagável do Alto Rio Paraná, 2002, Maringá – PR. Anais do Workshop A Planície Alagável do Alto Rio Paraná, 2002.
- Sternberg, D. & M. J. Kennard, 2013. Environmental, spatial and phylogenetic determinants of fish life-history traits and functional composition of Australian rivers. *Freshwater Biology* 58: 1767-1778.
- Teresa, F. B. & L. Casatti, 2012. Influence of forest cover and mesohabitat types on functional and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical lowland streams. *Ecology of Freshwater Fish* 21: 433-442.
- Teresa, F. B., L. Casatti, & M. V. Cianciaruso, 2015. Functional differentiation between fish assemblages from forested and deforested streams. *Neotropical Ichthyology* 13: 361-370.
- Tilman, D., 2001. Functional diversity. In Levin, S.A. (ed.), *Encyclopedia of Biodiversity*. Academic Press, San Diego: 109-120.
- Vasconcelos, L. P. Variação espacial e temporal em peixes com estratégias similares: explorando padrões em guildas reprodutivas de uma planície de inundação, 2013. 44 f. Dissertação (mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) - Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, Maringá.
- Villéger, S., N. W. H. Mason, & D. Mouillot, 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* 89: 2290-2301.
- 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.
- Wang, S. & M. Loreau, 2016. Biodiversity and ecosystem stability across scales in metacommunities. *Ecology Letters* 19: 510-518.

Watson, D. J. & E. K. Balon, 1984. Ecomorphological analysis of fish taxocenes in rainforest streams of northern Borneo. *Journal of Fish Biology* 25: 371-384.

Winemiller, K. O., 1991. Ecomorphological diversification in lowland freshwater fish assemblages from five biotic regions. *Ecological Monographs* 61: 343-365.

Zeni, J. O. & L. Casatti, 2014. The influence of habitat homogenization on the trophic structure of fish fauna in tropical streams. *Hydrobiologia* 726: 259-270.

Referências Eletrônicas

AVMA – American Veterinary Medical Association. Guidelines on Euthanasia. (2013). 102p. Disponível em <https://www.avma.org/KB/Policies/Documents/euthanasia.pdf> (último acesso em 28 de junho de 2016).

Casatti, L. (2002) Alimentação dos peixes em um riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do Alto Rio Paraná, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica* 2. Disponível em <<http://www.biotaneotropica.org.br/v2n2/pt/abstract?article+BN02502022002>>.

Smith, W. S., Biagioni, R. C. & Halcsik, L. (2013). Fish fauna of Floresta Nacional de Ipanema, São Paulo State, Brazil. *Biota Neotropical* 13. Disponível em <<http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/en/abstract?inventory+bn01713022013>>

Toussaint, A., Charpin, N., Brosse, S. & Villéger, S. (2016). Global functional diversity of freshwater fish is concentrated in the Neotropics while functional vulnerability is widespread. *Scientific Reports* 6, 22125. Disponível em <http://dx.doi.org/10.1038/srep22125> (último acesso em 28 de junho de 2016).

Supporting Information

Apêndice S1. Definição dos traços funcionais mensurados.

Apêndice S2. Número de exemplares amostrados por espécies nos riachos estudados.

Apêndice S3. Valores médios dos traços funcionais das espécies amostradas.

Apêndice S4. Índices de diversidade funcional para cada riacho.

Apêndice S5. Ordenamento taxonômico das espécies amostradas.

Apêndice S6. Valores médios das variáveis abióticas para cada riacho.

Apêndice S1 - Os traços funcionais de cada espécie foram determinados pelas médias dos exemplares mensurados. As medidas morfológicas obtidas para o cálculo dos índices foram: comprimento padrão (SL), máxima altura do corpo (MBH), altura da linha média do corpo (BMH), máxima largura do corpo (MBW), altura do pedúnculo caudal (CPDH), altura da cabeça (HDH), largura da cabeça (HDW), altura dos olhos (EH), altura da boca (MH), largura da boca (MW), altura da nadadeira caudal (CH), área da nadadeira caudal (CA), área da nadadeira anal (AA), área da nadadeira peitoral (PTA) e área da nadadeira pélvica (APV). As áreas das nadadeiras foram obtidas através do desenho do contorno em lâminas de plásticos, posteriormente, as lâminas foram digitalizadas para o cálculo das áreas através do programa AutoCAD®.

Traço	Definição do traço	Referência
Peso	Obtida em gramas	
Comprimento padrão	Medida da ponta do focinho até a última vértebra	
Altura relativa do corpo	MBH / SL: Estão inversamente relacionados à velocidade da água e diretamente relacionados com a habilidade de movimento vertical	Gatz, 1979; Watson & Balon, 1984; Winemiller, 1991
Índice de compressão	MBH / MBW: valores mais elevados indicam peixes de <i>habitat</i> estruturados ou com baixa velocidade de água	Gatz, 1979; Watson & Balon, 1984
Índice de depressão da região ventral	BMH / MBH: valores mais baixos indicam peixes bentônicos	Watson & Balon, 1984; Winemiller, 1991
Altura relativa do pedúnculo caudal	CPDH / MBH: Valores mais baixos sugerem boa capacidade de manobra	Winemiller, 1991; Oliveira <i>et al.</i> , 2010
Posição vertical dos olhos	EH / HDH: Associado com a posição de forrageamento na coluna de água. Valores são mais elevados para as espécies bentônicas e mais baixos para as espécies nectônicas	Gatz, 1979; Watson & Balon, 1984; Freire & Agostinho, 2001
Área relativa da nadadeira pélvica	APV / (SL) ² : Valores mais altos ajudam na fixação ao substrato (Kerfoot Junior & Schaefer, 2006; Casatti & Castro, 1998). Valores mais baixos indicam peixes pelágicos (Breda <i>et al.</i> , 2005).	Na definição do traço
Área relativa da nadadeira caudal	CA / (SL) ² : Diretamente relacionada com a capacidade de aceleração	Breda <i>et al.</i> , 2005
Área relativa da nadadeira peitoral	PTA / (SL) ² : Diretamente relacionado aos movimentos de frenagem e aceleração (Gatz, 1979; Watson & Balon, 1984). Nos peixes bentônicos de corredeiras, áreas maiores auxiliam na fixação ao substrato (Casatti & Castro, 1998; Kerfoot Junior & Schaefer, 2006).	Na definição do traço
Área relativa da nadadeira anal	AA / (SL) ² : Diretamente relacionada com a capacidade de manobra e estabilização do movimento	Breda <i>et al.</i> , 2005
Aspecto da razão da nadadeira caudal	(CH) ² / CA: Valores mais elevados sugerem nadadeira caudal com tendência a bifurcação, típico de nadadores contínuos. Valores mais baixos indicam peixe com áreas maiores e melhor desempenho para aceleração	Breda <i>et al.</i> , 2005

Largura relativa da cabeça	HDW / MBW: Diretamente relacionado ao tamanho de alimentos	Winemiller, 1991; Oliveira <i>et al.</i> , 2010;
Altura relativa da cabeça	HDH / MBH: Diretamente relacionado ao tamanho de alimentos	Winemiller, 1991
Largura relativa da boca	MW / MBW: Diretamente relacionado ao tamanho de alimentos (Gatz, 1979). Valores mais baixos podem estar associados com uma capacidade de aspiração maior (Norton & Brainerd, 1993)	Na definição do traço
Altura relativa da boca	MH / MBH: Diretamente relacionado ao tamanho de alimentos (Gatz, 1979). Valores mais baixos podem estar associados com uma capacidade de aspiração maior (Norton & Brainerd, 1993)	Na definição do traço
Dieta alimentar	Classificação em guildas tróficas das espécies para os riachos da região	Literatura específica para cada espécie (Apêndice C)
Posição da boca	O ângulo entre uma linha imaginária que une as pontas das mandíbulas abertas e uma linha imaginária que corre entre o centro da pupila e a vértebra mais posterior (por exemplo, 90° representando uma boca terminal)	Pease <i>et al.</i> , 2012
Modo de reprodução	Classificação de acordo com o tipo de fecundação (interna ou externa) conforme literatura específica	Literatura específica para cada espécie (Apêndice C)
Cuidado parental	Classificação do cuidado parental de acordo com literatura específica	Literatura específica para cada espécie (Apêndice C)

Apêndice S2 – Número de exemplares amostrados por espécies nos riachos estudados.

Espécies	Riachos																										
	1	2	3	4	5	7	8	9	10	11	12	13	14	15	17	18	20	21	22	23	24	25	27				
<i>A. fasciatus</i>			1	4										16			21										
<i>A. paranae</i>		6		30			5						2													18	
<i>A. altiparanae</i>								4									9				4	10	35				
<i>A. bockmanni</i>				2	10																						
<i>B. stramineus</i>		26	8	22			3														24						
<i>B. exodon</i>																										36	
<i>C. callichthys</i>			2																								
<i>C. iheringi</i>			2	1			3																				
<i>C. zebra</i>		4																			4						
<i>C. aeneus</i>			44		2		1	4							10	47							17	1			
<i>C. britskii</i>					1												2			2	2						
<i>G. inaequilabiatus</i>		2	7		1		1					32				1									5		
<i>G. sylvius</i>							1																				
<i>H. francirochai</i>			611				1										11		1								
<i>Hoplias</i> sp3																		1				1					
<i>H. ancistroides</i>	8	2		4		25	3	22	9		1		25	52	13	3				1	5	16	31				
<i>I. schubarti</i>		23	96	3	1		22										7										
<i>K. moenkhausii</i>																										34	
<i>M. forestii</i>																	4										
<i>O. paramensis</i>																	3										
<i>O. pintoii</i>							1																				
<i>P. nasus</i>																	1										
<i>P. harpagos</i>				2	7				16	28	68		28	64			2	20	2			40					
<i>P. tenebrosa</i>		7	42																						18		
<i>P. argentea</i>			1				1																				
<i>P. reticulata</i>	57	3	20			321									54	2536											
<i>R. quelen</i>		4	29				1	1	4	2					7	1	2				2	1	7	1			
<i>R. pentamaculata</i>		5	5				2	1																			
<i>S. notomelas</i>																											
<i>S. macrurus</i>																											
<i>S. marmoratus</i>				1	3												2										
<i>T. davisi</i>	6		33	1	1	6							18	1	37												
Riqueza total	3	10	14	9	9	3	13	5	3	2	2	2	3	3	5	6	13	1	3	9	10	7	3				

Apêndice S3 - Valores médios dos traços funcionais das espécies utilizados para o cálculo das métricas de diversidade funcional, RLQ e *fourth-corner*. WS: peso (g); SL: comprimento padrão (mm); BH: altura relativa do corpo; CI: índice de compressão; DI: índice de depressão; HCP: altura relativa do pedúnculo caudal; EP: posição vertical dos olhos; PA: área relativa da nadadeira pélvica; FA: área relativa da nadadeira caudal; PtA: área relativa da nadadeira peitoral; AA: área relativa da nadadeira anal; RF: aspecto da razão da nadadeira caudal; HW: largura relativa da cabeça; HH: altura relativa da cabeça; MW: largura relativa da boca; MH: altura relativa da boca; DA: dieta alimentar; MP: posição da boca; RM: modo de reprodução; PC: cuidado parental.

Espécie	WS	SL	BH	CI	DI	HCP	EP	PA (10 ⁻⁵)	FA (10 ⁻⁴)	PtA (10 ⁻⁵)	AA (10 ⁻⁵)	RF	HW	HH	MW	MH	DA	Mp	RM	Pc
<i>A. fasciatus</i>	7,4	60,8	0,31	2,30	0,57	0,29	0,60	10,40	4,67	15,60	16,00	322,5	0,75	0,64	0,70	0,32	Insetívora ^{1,8}	Terminal	Externa ^{1,12}	Sem cuidado ^{1,12}
<i>A. paranae</i>	11,2	67,6	0,33	2,32	0,53	0,31	0,55	7,79	5,00	12,10	13,30	190,2	0,88	0,59	0,55	0,26	Insetívora ^{1,3}	Terminal	Externa ¹	Sem cuidado ¹
<i>A. altiparanae</i>	9,9	65,5	0,40	2,80	0,57	0,26	0,60	5,16	4,57	9,02	14,70	171,8	0,88	0,54	0,48	0,18	Onívora ^{1,2}	Terminal	Externa ^{1,12}	Sem cuidado ^{1,12}
<i>A. bockmanni</i>	2,4	44,5	0,34	2,75	0,52	0,30	0,55	6,09	3,48	7,54	15,30	194,4	0,98	0,56	0,50	0,21	Herbívoras ^{4,7}	Terminal	Externa ¹³	Sem cuidado ¹³
<i>B. stramineus</i>	2,3	45,2	0,22	2,26	0,60	0,36	0,52	6,85	3,23	10,10	8,02	179,9	0,94	0,70	0,67	0,35	Onívora ¹	Terminal	Externa ^{1,12}	Sem cuidado ^{1,12}
<i>B. exodon</i>	0,9	36,8	0,60	6,64	0,45	0,24	0,55	8,74	4,07	14,50	12,50	152,4	1,07	0,44	0,73	0,22	Insetívora ⁵	Terminal	Externa ¹⁴	Sem cuidado ¹⁴
<i>C. callichthys</i>	4,7	59,2	0,19	1,06	0,60	0,68	0,50	17,00	4,44	17,30	7,54	87,7	1,02	0,58	0,61	0,52	Detritívora ⁶	Terminal	Externa ¹²	Com cuidado ¹²
<i>C. iheringi</i>	1,9	49,2	0,16	1,19	0,74	0,56	0,70	12,30	3,25	13,40	10,40	70,0	0,93	0,70	0,79	0,57	Insetívora ^{4,7}	Subventral	Externa [*]	Sem cuidado [*]
<i>C. zebra</i>	1,6	44,1	0,18	1,39	0,60	0,53	0,58	15,70	4,14	23,80	7,26	128,3	0,67	0,61	0,40	0,31	Insetívora ^{1,2}	Subventral	Externa ¹²	Sem cuidado ¹²
<i>C. aeneus</i>	1,8	32,7	0,35	1,40	0,54	0,42	0,62	12,40	5,29	14,10	6,35	121,7	0,85	0,64	0,48	0,29	Insetívora ^{2,3}	Subventral	Externa ¹	Sem cuidado ¹
<i>C. britskii</i>	3,5	47,6	0,22	1,67	0,51	0,43	0,63	10,30	3,72	18,30	12,40	30,6	0,88	0,66	0,83	0,54	Insetívora ²	Terminal	Externa ¹²	Com cuidado ¹²
<i>G. inaequilabiatus</i>	8,1	122,2	0,10	1,76	0,75	0,19	0,70	0	0	1,04	15,70	0	0,85	0,58	0,65	0,31	Insetívora ^{3,4}	Subdorsal	Externa ¹²	Com cuidado ¹²
<i>G. sylvius</i>	6,8	107,8	0,13	1,77	0,84	0,19	0,66	0	0	2,03	33,90	0	0,98	0,53	0,65	0,27	Insetívora ²	Subdorsal	Externa ¹⁴	Com cuidado ¹⁴
<i>H. francirochai</i>	0,5	30,5	0,14	0,77	0,69	0,57	0,70	7,11	2,19	11,30	4,25	87,6	1,01	0,90	0,46	0,59	Detritívora ²	Ventral	Externa [*]	Sem cuidado [*]

<i>Hoplias</i> sp3	8,6	74,3	0,21	1,24	0,51	0,57	0,54	9,39	4,08	8,94	10,40	203,5	0,67	0,65	0,60	0,42	Piscívora ^{1,8}	Terminal	Externa ^{1,12}	Com cuidado ^{1,12}
<i>H. ancistroides</i>	6,5	56,9	0,19	0,86	0,68	0,46	0,68	22,20	5,31	22,20	4,56	99,2	1,10	0,82	0,65	0,48	Detritívora ^{2,7}	Ventral	Externa ^{1,12}	Com cuidado ^{1,12}
<i>I. schubarti</i>	2,9	54,8	0,17	1,28	0,57	0,48	0,66	9,58	2,67	11,10	9,35	62,8	0,96	0,55	0,70	0,46	Insetívora ^{2,3}	Subventral	Externa*	Com cuidado*
<i>K. moenkhausii</i>	1,2	38,4	0,27	2,35	0,57	0,33	0,57	6,13	3,81	9,09	9,93	213,2	0,94	0,59	0,56	0,30	Insetívora ^{2,3}	Terminal	Externa*	Sem cuidado*
<i>M. forestii</i>	3,9	47,8	0,37	2,51	0,56	0,29	0,51	8,02	6,11	17,30	22,80	201,6	0,86	0,57	0,65	0,30	Insetívora ³	Terminal	Externa ¹²	Sem cuidado ¹²
<i>O. paramensis</i>	12,8	78,9	0,34	2,44	0,54	0,30	0,62	11,50	7,03	14,20	25,50	235,4	0,84	0,61	0,71	0,34	Insetívora ¹⁰	Terminal	Externa*	Sem cuidado*
<i>O. pintoii</i>	5,1	59,5	0,32	2,59	0,53	0,27	0,63	9,50	7,08	19,70	15,70	131,2	0,88	0,58	0,73	0,41	Insetívora ^{2,11}	Terminal	Externa ¹²	Sem cuidado ¹²
<i>P. nasus</i>	5,8	66,0	0,22	1,58	0,46	0,44	0,59	13,40	3,20	16,20	7,77	334,3	0,49	0,48	0,40	0,28	Detritívora ¹	Subventral	Externa ^{1,12}	Sem cuidado ^{1,12}
<i>P. harpagos</i>	0,5	27,9	0,24	1,47	0,62	0,59	0,53	2,73	3,33	11,50	6,84	57,7	0,78	0,53	0,39	0,27	Onívora ^{3,6}	Terminal	Interna*	Com cuidado*
<i>P. tenebrosa</i>	1,7	53,1	0,10	0,99	0,86	0,62	0,78	7,27	1,91	7,29	7,15	71,3	1,01	0,72	0,73	0,61	Insetívora ^{4,8}	Terminal	Externa*	Sem cuidado*
<i>P. argentea</i>	1,7	41,3	0,24	2,09	0,61	0,35	0,66	9,62	4,51	16,10	9,64	144,4	0,94	0,62	0,59	0,30	Insetívora ^{2,4}	Subventral	Externa ¹⁴	Sem cuidado ¹⁴
<i>P. reticulata</i>	0,7	29,1	0,23	1,36	0,63	0,60	0,57	7,96	5,59	22,70	11,50	72,1	0,85	0,54	0,42	0,33	Detritívora ^{2,3}	Terminal	Interna*	Com cuidado*
<i>R. quelen</i>	17,7	91,8	0,20	1,25	0,58	0,60	0,72	9,88	4,81	9,87	10,30	109,4	0,99	0,55	0,70	0,46	Insetívora ^{2,3}	Subventral	Externa ¹²	Sem cuidado ¹²
<i>R. pentamaculata</i>	2,4	59,5	0,12	0,76	0,83	0,16	0,74	11,70	1,38	13,50	10,70	81,2	1,17	0,80	0,63	0,71	Insetívora ⁷	Ventral	Externa ¹	Sem cuidado ¹
<i>S. notomelas</i>	0,8	31,6	0,31	2,71	0,50	0,29	0,51	7,53	3,08	11,20	12,80	330,7	0,92	0,46	0,49	0,19	Detritívora ²	Terminal	Externa ¹²	Sem cuidado ¹²
<i>S. macrurus</i>	16,9	208,2	0,12	2,02	0,37	0,08	0,71	0	0	1,03	16,80	0	0,68	0,45	0,40	0,19	Insetívora ⁹	Terminal	Externa ¹²	Sem cuidado ¹²
<i>S. marmoratus</i>	5,6	160,9	0,04	1,18	0,61	0,00	0,73	0	0	0	0	0	0,68	0,63	0,78	0,75	Insetívora ³	Terminal	Externa ¹²	Com cuidado ¹²
<i>T. davisi</i>	2,7	55,1	0,14	1,22	0,75	0,73	0,83	4,64	2,17	8,21	7,22	110,6	1,16	0,63	0,77	0,50	Insetívora ^{3,6}	Subventral	Externa ¹	Sem cuidado ¹

¹Smith *et al.*, 2013; ²Zeni & Casatti 2014; ³Cionek, 2016; ⁴Silva, 2013; ⁵Novakowski *et al.*, 2008; ⁶Abilhoa *et al.*, 2008; ⁷Silva *et al.*, 2012; ⁸Ferreira 2007; ⁹Luz-Agostinho *et al.*, 2006; ¹⁰Esteves *et al.*, 2008; ¹¹Casatti, 2002; ¹²Suzuki *et al.*, 2002; ¹³Dhonata Santos. ¹⁴Vasconcelos, 2013; *A classificação destas espécies seguiu o padrão do gênero em questão ou ainda de acordo com comunicação pessoal com Harumi Irene Suzuki.

Apêndice S4 - Índices de diversidade funcional para cada riacho (FRic: riqueza funcional; FEve: equitabilidade funcional; FDis: dispersão funcional; e PAR: Protocolo de Avaliação Rápida do Ambiente).

	FRic	FEve	FDis	PAR
s1	0.032267	0.75901	0.273296	Boa
s2	0.107297	0.845251	0.264563	Ótima
s3	0.093353	0.71914	0.263805	Regular
s4	0.109566	0.83977	0.262079	Ótima
s5	0.076907	0.883399	0.293407	Boa
s7	0.032267	0.694699	0.259891	Regular
s8	0.078071	0.815192	0.249876	Boa
s9	0.059189	0.753462	0.266311	Regular
s10	0.043347	0.95565	0.301962	Boa
s11*	NA	NA	0.212483	Regular
s12*	NA	NA	0.131132	Regular
s13*	NA	NA	0.208262	Ótima
s14	0.045657	0.996772	0.285659	Boa
s15	0.044747	0.787122	0.257295	Boa
s17	0.069497	0.872585	0.284647	Regular
s18	0.072927	0.643518	0.272052	Regular
s20	0.123858	0.746803	0.270377	Ótima
s21*	NA	NA	0	Ótima
s22	0.018301	0.912253	0.270268	Boa
s23	0.07918	0.715478	0.222555	Boa
s24	0.105956	0.800728	0.289218	Regular
s25	0.060915	0.794511	0.263817	Boa
s27	0.033519	0.854562	0.242015	Boa

(*) Riachos não utilizados nos testes de ANOVA. (NA= número de espécie inferiores a 3)

Apêndice S5 – Ordenamento taxonômico das espécies amostradas.

CHARACIFORMES

Characidae

- Astyanax aff. fasciatus* (Cuvier, 1829)
- Astyanax aff. paranae* Eigenmann, 1914
- Astyanax altiparanae* Garutti & Britiski, 2000
- Astyanax bockmanni* Vari & Castro, 2007
- Bryconamericus aff. stramineus* Eigenmann, 1908
- Bryconamericus exodon* Eigenmann, 1907
- Knodus moenkhausii* (Eigenmann & Kennedy, 1903)
- Moenkhausia foresti* Benine, Mariguela & Oliveira, 2009
- Oligosarcus paramensis* Menesis & Géry, 1983
- Oligosarcus pintoii* Campos, 1945
- Piabina argentea* Reinhardt, 1867
- Serrapinnus notomelas* (Eigenmann, 1915)

Crenuchidae

- Characidium aff. zebra* Eigenmann, 1909

Erythrinidae

- Hoplias sp3*

Parodontidae

- Parodon nasus* Kner, 1859

CYPRINODONTIFORMES

Poeciliidae

- Phalloceros harpagos* Lucinda, 2008
- Poecilia reticulata* Peters, 1859

GYMNOTIFORMES

Gymnotidae

- Gymnotus inaequilabiatus* (Valenciennes, 1839)
- Gymnotus sylvius* Albert & Fernandes-Matioli, 1999

Sternopygidae

- Sternopygus macrurus* (Bloch & Scheneider, 1801)

PERCIFORMES

Cichlidae

- Crenicichla britskii* Kullander, 1982

SILURIFORMES

Callichthyidae

- Callichthys callichthys* (Linnaeus, 1758)
- Corydoras aff. aeneus* (Gill, 1858)

Heptapteridae

- Cetopsorhamdia iheringi* Schubart & Gomes, 1959
- Imparfinis schubarti* (Gomes, 1956)
- Phenacorhamdia tenebrosa* (Schubart, 1964)
- Rhamdia quelen* (Quoy & Gaimard, 1824)

Loricariidae

- Hypostomus ancistroides* (Ihering, 1911)
- Hisonotus francirochai* (Ihering, 1928)
- Rineloricaria pentamaculata* Langeani & de Araujo, 1994

Trichomycteridae

- Trichomycterus davisi* (Haseman, 1911)

SYNBRANCHIFORMES

Synbranchidae

- Synbranchus marmoratus* Bloch, 1795
-

Apêndice S6 - Valores médios das variáveis abióticas para os riachos avaliados, utilizados nas análises das métricas de diversidade funcional (od_per: porcentagem de oxigênio dissolvido (%); od_mg: concentração em miligramas de oxigênio dissolvido (mg/L); temp.: temperatura (°C); veloc.: velocidade do fluxo (m/s); larg.: largura média do trecho (m); profund.: profundidade média do trecho (m); condutiv.: condutividade elétrica da água ($\mu\text{S}/\text{cm}$); turbidez: turbidez da água (UNT); comprim.: comprimento do riacho (Km); área: área da bacia do riacho (km^2); decliv.: diferença de altura da cabeceira do riacho a foz (km); cultura: porcentagem de terra ocupada para diversos cultivos; floresta: porcentagem de terra ocupada por floresta; pastagem: porcentagem de terra ocupada para pastagem; urbano: porcentagem de terra ocupada para construção urbana e par: resultado da aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida).

Riacho	od_per	od_mg	temp.	veloc.	larg.	profund.	pH	condutiv.	Turbidez	comprim.	área	decliv.	cultura	floresta	pastagem	cana	urbano
s1	84,7	7,28	24	0,09	2	7	6,33	36,5	4,97	2,07	316,85	3,55	0,00	23,87	36,85	39,29	0,00
s2	88,9	7,79	21,9	0,30	2,59	0,25	6,49	36,1	11,73	0,53	106,85	2,7	0,00	1,11	32,20	66,69	0,00
s3	85,25	7,56	21,3	0,93	0,32	1,62	6,45	66,4	8,36	4,39	775,58	4,12	0,00	7,73	63,55	26,15	2,58
s4	88,7	7,65	23	0,15	2,12	0,31	6,22	22,4	8,43	3,17	762,86	2,85	0,00	13,12	27,31	59,57	0,00
s5	75	6,26	24,6	0,16	3,82	0,11	5,69	16,67	35,53	1,75	343,5	2,73	0,00	24,02	52,33	23,65	0,00
s7	85,6	7,3	23,3	0,48	2,65	13,75	6,48	74,5	25,30	2,65	457,05	2,76	0,00	11,19	49,01	26,18	13,61
s8	85,4	7,28	23,3	0,23	3	0,26	6,88	81,5	13,70	1,96	398,29	3,93	2,72	36,92	1,05	59,29	0,02
s9	86,2	7,43	22,7	0,23	4,63	0,19	6,57	41,8	10,74	1,96	548,1	2,56	0,22	24,14	2,54	68,67	4,42
s10	85,8	7,26	23,8	0,29	1,38	0,27	5,83	28,3	4,96	1,28	400,95	3,1	0,07	17,17	20,36	62,40	0,00
s11	85,8	7,3	23,8	0,58	2,24	0,17	5,44	51,5	10,93	2,17	667,86	2,99	0,35	4,90	17,66	77,09	0,00
s12	85	7,38	22,6	0,15	0,85	0,06	6,52	42	12,44	0,99	155,49	4,5	8,97	25,43	3,42	62,19	0,00
s13	84,6	7,15	23,7	0,20	1,6	0,1	5,82	30,8	6,06	0,87	167,62	3,76	0,00	10,27	12,95	76,78	0,00
s14	87,3	7,34	24	0,41	1,19	0,16	6,28	21,6	7,76	2,17	611,67	2,61	0,27	34,21	48,41	17,10	0,00
s15	67,3	5,65	24,1	0,29	1,3	0,2	5,54	28,9	4,28	0,81	414,21	3,14	0,14	51,95	43,40	4,50	0,00
s17	86,25	7,29	23,8	0,82	1,49	11,57	6,71	96,5	156	1,49	275,45	2,97	0,00	5,48	56,68	19,55	18,30
s18	64,7	5,46	23,9	0,20	0,8	8	6,83	248	7,41	0,8	273,85	2,64	0,00	2,56	2,21	8,74	86,50
s20	87,1	7,35	23,5	0,24	3,12	22,33	5,96	30,4	3,85	3,12	1012,96	3,08	19,25	43,34	22,12	15,30	0,00
s21	84,2	7,35	23,1	0,43	1,65	0,29	5,69	36,2	2,80	3,43	1794,37	3,21	16,56	48,12	29,74	5,58	0,00
s22	85,6	7,32	23,2	0,13	2,83	17,66	5,76	25,6	3,61	2,78	541,01	3,13	2,65	0,99	8,95	87,42	0,00
s23	79,5	6,7	24	0,24	2,76	17,66	5,87	14,96	17,01	4,75	813,22	2,36	0,65	5,84	21,44	72,07	0,00
s24	85,8	7,37	22,9	0,23	4,74	0,51	5,79	46,1	11,52	3,19	431,28	3,65	0,40	41,73	47,37	10,49	0,00
s25	85	7,18	23,9	0,20	2,11	0,2	6,23	43,5	37,40	3,15	520,23	3,83	12,48	21,73	44,92	20,87	0,00
s27	84	7,06	24,1	0,33	1,27	0,18	5,67	26,2	21,50	2,82	522,58	2,77	0,26	2,23	86,03	11,48	0,00