

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIAS PARA A SUSTENTABILIDADE  
CAMPUS SOROCABA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM PLANEJAMENTO E USO DE RECURSOS  
RENOVÁVEIS

**EFEITOS DA URBANIZAÇÃO NA DIVERSIDADE DE PEIXES DE  
RIACHOS DA MATA ATLÂNTICA**

RAYSSA BERNARDI GUINATO

Sorocaba

2018

Bernardi Guinato, Rayssa

Efeitos da urbanização na diversidade de peixes de riachos da Mata Atlântica / Rayssa Bernardi Guinato. -- 2018.  
63 f. : 30 cm.

Dissertação (mestrado)-Universidade Federal de São Carlos, campus Sorocaba, Sorocaba

Orientador: Mauricio Cetra

Banca examinadora: Julianna Rondineli Carmassi, Ricardo Hideo Taniwaki

Bibliografia

1. Ecologia funcional. 2. Filtros ambientais. 3. Ictiofauna. I. Orientador. II. Universidade Federal de São Carlos. III. Título.

Ficha catalográfica elaborada pelo Programa de Geração Automática da Secretaria Geral de Informática (SIn).

DADOS FORNECIDOS PELO(A) AUTOR(A)

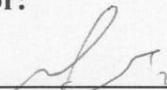
Bibliotecário(a) Responsável: Maria Aparecida de Lourdes Mariano – CRB/8 6979

**RAYSSA BERNARDI GUINATO**

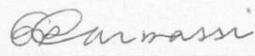
**EFEITOS DA URBANIZAÇÃO NA DIVERSIDADE DE PEIXES  
DE RIACHOS DA MATA ATLÂNTICA**

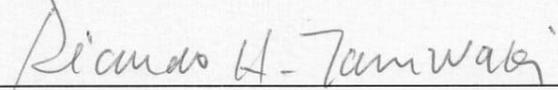
**Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação para obtenção do título de  
mestre em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis.  
Universidade Federal de São Carlos.  
Sorocaba, 24 de abril de 2018.**

**Orientador:**

  
\_\_\_\_\_  
**Prof. Dr. Mauricio Cetra**  
**Universidade Federal de São Carlos – UFSCar *Campus* Sorocaba**

**Examinadores:**

  
\_\_\_\_\_  
**Profa Dra. Julianna Rondineli Carmassi**  
**Universidade Federal de São Carlos – UFSCar *Campus* Lagoa do Sino**

  
\_\_\_\_\_  
**Dr. Ricardo Hideo Taniwaki**  
**ESALQ/USP**

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço imensamente ao meu orientador Prof. Dr. Maurício Cetra, por todo o conhecimento compartilhado desde a graduação, por toda a confiança depositada em mim todos esses anos e ter aceito me orientar em mais esta etapa da minha formação. Por ser um profissional ético e dedicado, sempre me orientando com paciência, sabedoria, palavras amigas e, acima de tudo, ser um exemplo de cientista íntegro em tempos tão conturbados.

Agradeço ao meu pai Nelson e minha mãe Silvana por sempre me guiarem, apoiarem e incentivarem minhas decisões com dedicação, amor, paciência e confiança, além de não medirem esforços para que eu pudesse alcançar meus sonhos e lutar pelos meus ideais. À minha irmã Rayne, por ser a minha maior companheira de vida, compartilhando comigo os momentos tristes e me fazendo sorrir em todos os outros. Dedico um agradecimento especial aos meus avós, por me ensinarem desde criança o respeito à natureza e terem feito desabrochar em mim o amor pela natureza e seus fascínios.

Ao Prof. Dr. Fabio Cop Ferreira, pela ajuda nas análises estatísticas do trabalho além da amizade, companheirismo e sabedoria compartilhados. Ao Professor Dr. George Mendes Taliaferro Mattox, pela identificação das espécies deste trabalho e por me inspirar como profissional da área da vida, acreditando que com dedicação e amor tudo é possível.

Agradeço também ao meu companheiro de laboratório, Guilherme Rafael Camargo Arcanjo Silva (Nerso), por ter sido solícito e ter cedido parte de seus dados coletados para que pudesse aplicar neste trabalho; ao meu amigo Diogo Matos pela ajuda com o inglês e à minha amiga Carla Américo, pela confecção dos mapas desse trabalho. Muito obrigada pela amizade de vocês e parceria em mais essa etapa.

Aos professores que aceitaram participar da minha qualificação e fizeram contribuições à versão prévia do manuscrito: Dr. Alexander Vicente Christianini, Dr. Fernando Rodrigues da Silva e Dr. Diogo B. Provete. Agradeço também aos professores que aceitaram participar da defesa final desse trabalho.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP - 2013/24737-2) pelo apoio e investimento na pesquisa. À CAPES pela bolsa de estudo concedida. À Universidade Federal de São Carlos – campus Sorocaba, juntamente com o Laboratório Didático da UFSCar Sorocaba e ao Programa de Pós-Graduação em Planejamento e Uso de

Recursos Renováveis, que possibilitaram a realização desse trabalho. À Luciana Missae Kawamura, secretária do Programa de Pós-Graduação, por toda ajuda e amparo disponibilizados nesses dois anos, possibilitando com que os trâmites burocráticos fossem realizados sempre com eficiência e agilidade.

Aos meus amigos do PPGPUR, de graduação, de lar e de Sorocaba, por me acompanharem e estarem presentes (literalmente) todos os dias ao meu lado. Obrigada por dividirem comigo momentos de alegria e, principalmente, me apoiarem em momentos conturbados com sabedoria, amor e muita paciência. Obrigada pela valiosa amizade e confiança de todos.

Agradeço também a todos que ajudaram e influenciaram direta ou indiretamente na realização deste trabalho e que confiaram em mim e no meu trabalho.

Muito obrigada!

## RESUMO

Conseguir investigar a biodiversidade e compreender as respostas ambientais frente às alterações antrópicas considerando múltiplas escalas e particularidades dos sistemas é cada vez mais urgente. Uma maneira de entender os processos de montagem das comunidades e suas respostas biológicas é através da utilização de medidas de diversidade que englobem diferentes aspectos referentes à composição, funcionamento e história evolutiva do ambiente. Sabendo que as modificações causadas pela urbanização refletem nas comunidades de peixes, hipotetizamos que a urbanização funciona como filtro ambiental, selecionando espécies e influenciando na diversidade dos ecossistemas, assim, o objetivo do presente estudo foi comparar através de índices de diversidade taxonômica e funcional, comunidades de peixes de riachos inseridos em ambientes rurais e urbanos da Bacia do Alto Paraná, no sudeste do Brasil. Para isso foram elaborados dois capítulos a partir da amostragem da ictiofauna de 48 riachos da Mata Atlântica: sendo 30 inseridos em ambientes rurais e 18 inseridos em ambientes urbanizados. No CAPÍTULO I, foi avaliada a diversidade taxonômica das comunidades de peixes através da riqueza total ( $S$ ) e média ( $\bar{S}$ ) observada de espécies, da riqueza esperada ( $S^*$ ), o número efetivo de espécies dos índices de diversidade de Shannon-Wiener ( $e^{H'}$ ) e de dominância de Simpson ( $1/D$ ). Observamos que os índices taxonômicos foram mais elevados para os ambientes rurais, indicando que, taxonomicamente, a diversidade do ambiente rural é maior do que a diversidade do ambiente urbano. No CAPÍTULO II, os padrões de diversidade funcional das comunidades foram comparados entre os ambientes rurais e urbanos através de atributos morfológicos relacionados à alimentação e locomoção, que foram adaptados para índices funcionais quantitativos de riqueza (Fric), equabilidade (Feve), dispersão (Fdis), divergência (Fdiv), especialização (Fspe) e originalidade (Fori). O ambiente rural apresentou maior dispersão funcional do que o ambiente urbano, enquanto que, os riachos inseridos em ambientes urbanizados possuíram maior especialização e originalidade funcional. Esse resultado evidencia que o ambiente urbano está com suas funções distribuídas menos homogeneamente no sistema embora estas funções sejam mais originais e únicas. Como resultados finais temos que os padrões de diversidade taxonômica e funcional diferiram em função das alterações ambientais ocasionadas pela antropização, podendo estas alterações ambientais funcionarem como filtros ambientais importantes na organização das comunidades de peixes de riachos.

Palavras-chave: ictiofauna, diversidade taxonômica, diversidade funcional, filtros ambientais, ecologia funcional

## ABSTRACT

Researching biodiversity and understanding environmental responses to anthropic modifications considering multiple system scales and particularities have become even more urgent. A way of understanding community's setting processes and its biological responses consists of using diversity measures which cover different aspects about the composition, functionality and the evolutive history of the environment. Considering that the changes caused by urbanization reflect in fish communities, we hypothesize that urbanization functions as an environmental filter, selecting species and influencing the diversity of ecosystems, therefore, the aim of this study was to compare through taxonomic diversity and functional indexes, stream fish communities which live either in rural and urban environments along the Upper Paraná River basin, located in the Southeast region of Brazil. In order to accomplish that, it was written two chapters about 48 different stream's ichthyofauna in the Atlantic Forest region: out of the total, 30 and 18 streams are located in rural and urbanized environments, respectively. In CHAPTER I, it was evaluated the taxonomical diversity among fish communities by measuring total specie richness ( $S$ ), average richness ( $\bar{S}$ ), estimated richness ( $S^*$ ), the Shannon-Wiener's indexes of effective species ( $e^{H'}$ ) as well Simpson's dominance ( $1/D$ ). We observed that the taxonomical indexes were higher to the rural environments, indicating that, in terms of taxonomic, the rural environment diversity is higher when compared to the urban zones. In addition, in CHAPTER II, functional diversity standards of the communities were compared among rural and urban environments by analyzing food and locomotion morphological attributes of fishes. This index were adapted to functional quantitative indexes as richness (Fric), equability (Feve), dispersion (Fdis), divergency (Fdiv), specialization (Fspe) and originality (Fori). Rural environment presented higher functional dispersion than urban zones, whereas, streams which are inserted into urbanized environments showed a higher specialization and functional originality. Thus, it is evident that urban environments present a more homogeneity in their function distribution along the system, although these functions are more original and unique. As final results we have gotten differences between taxonomical and functional diversity standards which happened due to the anthropic modifications into the system; these modifications, therefore, can work as important environmental filters within the organization of stream's fish communities.

Keywords: ichthyofauna, taxonomic diversity, functional diversity, environmental filters, functional ecology

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

### CAPÍTULO I

**Figura 1.** Localização dos limites da região brasileira (região cinza) da Bacia Hidrográfica do Alto Rio Paraná (A) e a indicação das duas sub-bacias estudadas (B), a sub-bacia do Alto Paranapanema (C) e a sub-bacia do Médio e Alto Sorocaba (D), com os respectivos pontos de coleta. Fonte: Elaborado por Carla Américo ..... 20

### CAPÍTULO II

**Figura 1.** Localização dos limites da região brasileira (região cinza) da Bacia Hidrográfica do Alto Rio Paraná (A) e a indicação das duas sub-bacias estudadas (B), a sub-bacia do Alto Paranapanema (C) e a sub-bacia do Médio e Alto Sorocaba (D), com os respectivos pontos de coleta. Fonte: Elaborado por Carla Américo ..... 35

**Figura 2.** Projeção dos escores nos eixos 1 (PCoA 1) e 2 (PCoA 2) da PCoA para a formação do espaço funcional (“convex hull”). As siglas são representações das letras iniciais de cada espécie (Apêndice B) ..... 41

**Figura 3:** Representação do espaço funcional total (“convex hull” branco) com os espaços funcionais das comunidades de peixes do ambiente rural (A) e urbano (B) (“convex hull” azul), indicando a parcela do espaço funcional ocupada por cada comunidade. Os círculos azuis representam as espécies e são plotados de acordo com a abundância relativa de cada espécie e os seus atributos funcionais enquanto que as linhas azuis representam as distâncias funcionais mínimas entre as espécies. Os eixos (PC1 e PC2) indicam os valores de atributos extraídos de uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA). (I) riqueza funcional (FRic), (II) equabilidade funcional (FEve) e (III) divergência funcional (FDiv)..... 43

**Figura 4 -** Representação do espaço funcional total (“convex hull” branco) com os espaços funcionais das comunidades de peixes do ambiente rural (A) e urbano (B) (“convex hull” azul), indicando a parcela do espaço funcional ocupada por cada comunidade. Os círculos azuis representam as espécies e são plotados de acordo com a abundância relativa de cada espécie e os seus atributos funcionais enquanto que as linhas azuis representam as distâncias funcionais mínimas entre as espécies. Os eixos (PC1 e PC2) indicam os valores de atributos extraídos de uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA). (I) dispersão funcional (FDis), (II) especialização funcional (FSpe) e (III) originalidade funcional (FOri)..... 44

## LISTA DE TABELAS

### CAPÍTULO I

**Tabela 1** - Lista das espécies de peixes capturados, em ordem decrescente de abundância, nos riachos rurais (Ambiente Rural) e urbanos (Ambiente Urbano), a abundância total e a riqueza observada para cada tipo de ambiente ..... 23

**Tabela 2** - Valores observados de riqueza média ( $\overline{S}$ ), o número efetivo de espécies de Shannon ( $e^H$ ) e número efetivo de espécies de Simpson ( $1/D$ ) para os riachos rurais e urbanos. O desvio padrão (d.p.) e probabilidade exata do ‘teste t de student’ (p)..... 24

### CAPÍTULO II

**Tabela 1**- Medidas morfométricas tomadas para todas as espécies dos ambientes rurais e urbanos..... 37

**Tabela 2** - Atributos morfométricos provenientes das medidas morfométricas, suas respectivas fórmulas e as respectivas interpretações ecológicas para as espécies capturadas..... 38

**Tabela 3** – Valores dos atributos morfométricos obtidos através da correlação entre os eixos 1 (PCoA 1) e 2 (PCoA 2) da PCoA e os respectivos valores da probabilidade exata (p)..... 41

**Tabela 4:** Índices de diversidade funcional representando a riqueza (Fric), divergência (Fdiv), equabilidade (Feve), dispersão (Fdis), especialização (Fspe) e originalidade (Fori) funcionais para os riachos rurais e urbanos, a diferença (delta) e o percentil ocupado pela diferença (p)...42

## SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL.....	9
REFERÊNCIAS .....	12
<b>EFEITOS DA URBANIZAÇÃO NA DIVERSIDADE TAXONÔMICA DE PEIXES DE RIACHOS DA MATA ATLÂNTICA</b>	
1. INTRODUÇÃO .....	17
2. MATERIAL E MÉTODOS .....	19
2.1 Área de estudo .....	19
2.2 Coleta da Ictiofauna .....	21
2.3 Medidas de diversidade taxonômica.....	22
2.4 Análises estatísticas.....	23
3. RESULTADOS .....	23
4. DISCUSSÃO.....	25
5. CONCLUSÃO .....	27
REFERÊNCIAS .....	27
<b>EFEITOS DA URBANIZAÇÃO NA DIVERSIDADE FUNCIONAL DE PEIXES DE RIACHOS DA MATA ATLÂNTICA</b>	
1. INTRODUÇÃO .....	31
2. MATERIAL E MÉTODOS .....	34
2.1 Área de estudo .....	34
2.2 Coleta da Ictiofauna .....	36
2.3 Medidas morfológicas dos peixes .....	37
2.3 Medidas de diversidade funcional .....	38
2.4 Análises estatísticas .....	40
3. RESULTADOS .....	40
4. DISCUSSÃO.....	45
5. CONCLUSÃO .....	49
REFERÊNCIAS .....	49
CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	55
APÊNDICE	

## INTRODUÇÃO GERAL

Há muito tempo os ecossistemas do planeta sofrem perturbações antrópicas, entretanto, atualmente, a humanidade vem enfrentando problemas ambientais desastrosos devido à deterioração extrema dos recursos naturais e destruição da qualidade de vida (INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE, 2013). Para os ecossistemas aquáticos da América do Sul, a rápida e extensa perda de habitats é a principal preocupação identificada por BARLETTA et al. (2010) quando a intenção é preservar esses ambientes. Esse processo de supressão de áreas, juntamente com represamentos de rios, transposições no fluxo do canal, desmatamento da vegetação ripária, poluição da água por mineração e usos descontrolados de pesticidas e fertilizante, substituição da vegetação natural por culturas agrícolas ou pecuárias, introdução de espécies exóticas e/ou inadequações na gestão dos recursos (ROA-FUENTES; CASATTI, 2017) são os principais causadores de desequilíbrios ambientais aos sistemas aquáticos.

No Brasil, os principais focos de devastação desses sistemas são as florestas tropicais. Um dos maiores “hotspots” mundiais de biodiversidade localizado na costa Leste do país encontra-se como um dos biomas mais ameaçados do planeta: a Mata Atlântica (MYERS et al., 2000; SOS MATA ATLÂNTICA, 2017). A devastação da região é um reflexo da sua ocupação e exploração desordenada que acabou acarretando alta fragmentação e desmatamento da cobertura original (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2002). Atualmente, a região concentra os maiores pólos industriais e silviculturais do Brasil, além dos mais importantes aglomerados urbanos, abrigando aproximadamente 72% da população brasileira (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2002; SOS MATA ATLÂNTICA, 2017).

Os ecossistemas aquáticos da Região Sudeste do Brasil, representados pelos rios e riachos, suportam a maior demanda por recursos hídricos e capacidade instalada de energia elétrica do país, sendo a irrigação a maior usuária destes recursos (42% da demanda total) seguida pelo abastecimento industrial (28%) e urbano (24%) (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS; MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2015). Entretanto, esses mesmos ecossistemas foram diagnosticados como prioritários para inventários da ictiofauna (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2002), sendo classificados como locais de interesse ecológico devido à alta produtividade, ictiofauna diversificada (SOUZA; BARRELLA, 2009) e elevado grau de endemismo (CASTRO et al., 2003; MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2002). Diante desse cenário preocupante, quantificar a biodiversidade desses ambientes torna-se imprescindível, transformando-os em locais prioritários para a exploração científica,

especialmente no que diz respeito ao estudo da sistemática, evolução e biologia geral das espécies (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2002; ROA-FUENTES; CASATTI, 2017; TERESA; CASATTI, 2012).

Os riachos fornecem serviços ecossistêmicos locais e globais pois abastecem os fluxos d'água maiores, funcionam como refúgios ecológicos e propiciam água para as atividades humanas (ROA-FUENTES; CASATTI, 2017). O fato desses ambientes possuírem características estruturais específicas faz com que alterações no sistema afetem diretamente seu funcionamento (CASTRO et al., 2003). Sua morfologia apresenta fatores ambientais importantes para a distribuição dos organismos, como o volume d'água, profundidade, declive, velocidade da corrente, substrato e partículas em suspensão (UIEDA; CASTRO, 1999). O pequeno porte, alta instabilidade, relação direta com o ambiente adjacente e heterogeneidade de habitats faz com que os riachos abriguem uma ictiofauna altamente especializada morfo e fisiologicamente para habitar esse tipo de local (UIEDA; CASTRO, 1999). Esta ictiofauna é representada por espécies de pequeno porte, geralmente com menos de 15cm de comprimento, com distribuição geográfica restrita, sem valor comercial e que suportam amplas variações sazonais, além de serem dependentes da vegetação ripária para alimentação, reprodução e abrigo (CASTRO; MENEZES, 1998).

Devido à relação direta com os ambientes ao redor, a mata ripária é uma estrutura fundamental para a manutenção dos riachos. A supressão dessa vegetação interfere diretamente na vida dos organismos e modifica as condições locais como a temperatura e pH, altera a dissolução de oxigênio na água e o fornecimento de material alóctone (galhos, frutos, sementes, folhas e troncos) para o canal, que acabam servindo de alimento, abrigo, esconderijo, sítio reprodutivo e refúgio para os organismos que ali habitam. Como influência indireta dessa supressão de mata observam-se mudanças na disponibilidade de alimento, perda de sombreamento, redução na retenção de sedimentos provenientes dos ambientes adjacentes, aumento da produtividade primária e de gramíneas nas margens, além de alterações na incidência luminosa, que acabam influenciando na qualidade da água e na composição do fluxo do riacho (BARLETTA et al., 2010; LEITAO et al., 2016; ROA-FUENTES; CASATTI, 2017; TERESA; CASATTI; CIANCIARUSO, 2015; TOUSSAINT et al., 2016).

Considerando que a ictiofauna é um elemento-chave para o entendimento de características do ecossistema, utilizar-se desse indicador biológico para obter informações sobre a estrutura da comunidade permite subsidiar programas de preservação, conservação e manejo para esses ambientes altamente ameaçados (HENRIQUES et al., 2017; LANGEANI et

al., 2007; TOUSSAINT et al., 2016). Para isso, entender a biodiversidade sob escalas diferentes e considerar os componentes taxonômico, filogenético e funcional (CHAO; CHIU; JOST, 2014; CIANCIARUSO; SILVA; BATALHA, 2009; DOLBETH et al., 2016; MASON et al., 2005; MELO, 2008; MOUILLOT et al., 2013; PLA; CASANOVES; DI RIENZO, 2012; PODGAISKI; JR; PILLAR, 2011; RIBEIRO; TERESA; CASATTI, 2016; TERESA; CASATTI; CIANCIARUSO, 2015; TOUSSAINT et al., 2016), proporciona respostas mais abrangentes e complementares sobre a estrutura da comunidade (TOUSSAINT et al., 2016; WHITTAKER; WILLIS; FIELD, 2001), além de um conhecimento mais completo e integrado dos processos de montagens e respostas ao estresse ambiental ocasionado por perturbações antrópicas (CADOTTE et al., 2009; CHAO; CHIU; JOST, 2014; FLYNN et al., 2011; MOUILLOT; DUMAY; TOMASINI, 2007; SWENSON, 2014).

Considerando que as modificações antrópicas nos ambientes naturais são causas importantes de desequilíbrios e extinções, o objetivo geral deste estudo foi verificar se a diversidade taxonômica e funcional de comunidades de peixes de riachos da Mata Atlântica é diferente em riachos urbanos e rurais. Sabendo que as modificações causadas pela urbanização se refletem nas comunidades de peixes, hipotetizamos que a urbanização funciona como filtro ambiental, selecionando espécies e influenciando sua diversidade e funcionamento do ecossistema aquático (BARRAGÁN et al., 2011; BARRILI et al., 2015; BORDIGNON et al., 2015; CASATTI et al., 2012; DOLBETH et al., 2016; RIBEIRO; TERESA; CASATTI, 2016; TERESA; CASATTI, 2010; TERESA; CASATTI; CIANCIARUSO, 2015). A partir disso esperamos que, locais com menor intensidade de modificações antrópicas, como os ambientes rurais, possuíssem maior diversidade funcional e taxonômica do que ambientes que sofreram alterações antrópicas em escalas extremas, como é o caso dos ambientes urbanizados (TOUSSAINT et al., 2016). Esperamos também que, conforme TERESA; CASATTI; CIANCIARUSO (2015), ambientes intensamente modificados por ações antrópicas detenham mais peixes funcionalmente redundantes devido à grande degradação do ambiente, ocasionando maior homogeneidade nas funções disponíveis nesses ambientes.

Este trabalho foi dividido em dois capítulos. O Capítulo I objetivou verificar se existe diferença na diversidade taxonômica entre duas sub-bacias com diferentes graus de influência antrópica. Uma das sub-bacias faz parte da Bacia do Rio Sorocaba Médio-Tietê (Unidade Hidrográfica de Gerenciamento de Recursos Hídricos - UGRHI 10), majoritariamente urbanizada e com um pólo industrial bem desenvolvido. Apresenta como principais influências diretas as atividades industriais, pecuária, mineração, despejo de esgoto e monoculturas de cana-de-açúcar e citrus (COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SOROCABA E

MÉDIO TIETÊ, 2008). A outra sub-sacia analisada faz parte da Bacia do Alto Paranapanema (Unidade Hidrográfica de Gerenciamento de Recursos Hídricos - UGRHI 14). Essa região é menos alterada pela antropização (CETRA et al., 2012), possuindo atividades agrícolas como uso predominante e apresentando 15% da área coberta por vegetação nativa e os riachos de cabeceiras em áreas reflorestadas (*Eucalyptus* spp.) e com florestas nativas (CETEC, 1999).

O capítulo II é referente ao estudo da diversidade funcional dos ambientes da ictiofauna das mesmas duas sub-bacias. A partir de atributos morfológicos da ictiofauna, relacionados à alimentação e locomoção dos indivíduos, buscou-se avaliar se os diferentes graus de perturbação antrópica influenciam na diversidade funcional e conseqüentemente no funcionamento das comunidades de peixes dos ambientes rurais e urbanos.

## REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS; MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil: Regiões Hidrográficas Brasileiras** Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos, Brasília - DF: Ed especial. 2015.

BARLETTA, M. et al. Fish and aquatic habitat conservation in South America: A continental overview with emphasis on neotropical systems. **Journal of Fish Biology**, v. 76, n. 9, p. 2118–2176, 2010.

BARRAGÁN, F. et al. Negative impacts of human land use on dung beetle functional diversity. **PLoS ONE**, v. 6, n. 3, p. 1-8, 2011.

BARRILI, G. H. C. et al. Influence of environmental quality of the tributaries of the Monjolinho River on the relative condition factor (Kn) of the local ichthyofauna. **Biota Neotropica**, v. 15, n. 1, p. 1–9, 2015.

BORDIGNON, C. R. et al. Fish complementarity is associated to forests in Amazonian streams. **Neotropical Ichthyology**, v. 13, n. 3, p. 579–590, 2015.

CADOTTE, M. W. et al. Using phylogenetic, functional and trait diversity to understand patterns of plant community productivity. **PLoS ONE**, v. 4, n. 5, p. 1–9, 2009.

CASATTI, L. et al. From forests to cattail: How does the riparian zone influence stream fish? **Neotropical Ichthyology**, v. 10, n. 1, p. 205–214, 2012.

CASTRO, R. M. C. et al. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do Rio Paranapanema, sudeste e sul do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 3, n. 1, p. 14, 2003.

CASTRO, R. M. C. & MENEZES, N. A. Estudo diagnóstico da diversidade de peixes do Estado de São Paulo. In **Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: Síntese do conhecimento ao final do século XX, 6: vertebrados** (Castro, R.M.C.). Winner Graph, São Paulo, p.1-13. 1998.

CETEC. **Comitê da Bacia Hidrográfica do Alto Paranapanema**, 1999. Disponível em: <<http://www.sigrh.sp.gov.br/public/uploads/documents/6723/planoalpa1.pdf>>

CETRA, M. et al. List Fish fauna of headwater streams that cross the Atlantic Forest of south São Paulo state. **Check List**, v. 8, n. 3, p. 421–425, 2012.

CHAO, A.; CHIU, C.-H.; JOST, L. Unifying species diversity, phylogenetic diversity, functional diversity, and related similarity and differentiation measures through Hill  $N_j$  numbers. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 45, n. 1, p. 297–324, 2014.

CIANCIARUSO, M. V.; SILVA, I. A.; BATALHA, M. A. Diversidades filogenética e funcional : novas abordagens para a Ecologia de comunidades. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 3, p. 93–103, 2009.

COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SOROCABA E MÉDIO TIETÊ. **Fundamentos da Cobrança pelo Uso dos Recursos Hídricos na Bacia do Sorocaba e Médio Tietê**. Sorocaba, 2008. Disponível em: <[http://admin.zrmedia.com.br/systemfiles/19/editorfiles/Fundamentos da Cobrança pelo Uso dos Recursos Hidricos\\_V6 .pdf](http://admin.zrmedia.com.br/systemfiles/19/editorfiles/Fundamentos%20da%20Cobranca%20pelo%20Uso%20dos%20Recursos%20Hidricos_V6.pdf)>

DOLBETH, M. et al. Exploring ecosystem functioning in two Brazilian estuaries integrating fish diversity, species traits and food webs. **Marine Ecology Progress Series**, v. 560, n. November, p. 41–55, 2016.

FLYNN, D. F. B. et al. Functional and phylogenetic diversity as predictors of biodiversity – ecosystem-function relationships. **Ecology**, v. 92, n. 8, p. 1573–1581, 2011.

HENRIQUES, S. et al. Biogeographical region and environmental conditions drive functional traits of estuarine fish assemblages worldwide. **Fish and Fisheries**, n. June 2016, p. 1–20, 2017.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Climate Change 2013- The Physical Science Basis**. Switzerland, 2013. Disponível em: <[www.ipcc.ch](http://www.ipcc.ch)>

LANGANI, F. et al. Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual

e perspectivas futuras. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 3, p. 181–197, 2007.

LEITAO, R. P. et al. Rare species contribute disproportionately to the functional structure of species assemblages. **Proceedings of the Royal Society Biological Sciences**, v. 283, n. 1828, p. 1–9., 2016.

MASON, N. W. H. et al. Functional richness , functional evenness and functional divergence : the primary components of functional diversity. **OIKOS**, v. 111, n. February, p. 112–118, 2005.

MELO, A. S. O que ganhamos “confundindo” riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? **Biota Neotropica**, v. 8, n. 3, p. 21–27, 2008.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Biodiversidade brasileira: Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros**. Secretaria da Biodiversidade e Florestas. Brasília- DF, p. 215-265, 2002.

MOUILLOT, D. et al. A functional approach reveals community responses to disturbances. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 28, n. 3, p. 167–177, 2013.

MOUILLOT, D.; DUMAY, O.; TOMASINI, J. A. Limiting similarity, niche filtering and functional diversity in coastal lagoon fish communities. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 71, n. 3–4, p. 443–456, 2007.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853–858, 2000.

PLA, L.; CASANOVES, F.; DI RIENZO, J. **Quantifying Functional Biodiversity**. 1. ed. Springer Dordrecht Heidelberg London New York, 2012.

PODGAISKI, L. R.; JR, M. DE S. M.; PILLAR, V. D. O uso de Atributos Funcionais de Invertebrados terrestres na Ecologia : o que , como e por quê ? **Oecologia Australis**, v. 15, n. 4, p. 835–853, 2011.

RIBEIRO, M. D.; TERESA, F. B.; CASATTI, L. Use of functional traits to assess changes in stream fish assemblages across a habitat gradient. **Neotropical Ichthyology**, v. 14, n. March, p. 1–10, 2016.

ROA-FUENTES, C. A.; CASATTI, L. Influence of environmental features at multiple scales and spatial structure on stream fish communities in a tropical agricultural region. **Journal**

of **Freshwater Ecology**, v. 32, n. 1, p. 273–287, 2017.

SOUZA, C. E.; BARRELLA, W. Atributos ecomorfológicos de peixes do sul do estado de São Paulo. **Revista Eletrônica de Biologia**, v. 2, n. 1, p. 1–34, 2009.

SOS MATA ATLÂNTICA, 2017. Disponível em: < <https://www.sosma.org.br/>>.

SWENSON, N. G. **Functional and Phylogenetic Ecology in R**. 1. ed. New York: Springer, 2014.

TERESA, F. B.; CASATTI, L. Importancia da vegetação riparia em regioa intensamente desmatada no sudeste do brasil: um estudo com peixes de riacho. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 5, n. 3, p. 444–453, 2010.

TERESA, F. B.; CASATTI, L. Influence of forest cover and mesohabitat types on functional and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical lowland streams. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 21, n. 3, p. 433–442, 2012.

TERESA, F. B.; CASATTI, L.; CIANCIARUSO, M. V. Functional differentiation between fish assemblages from forested and deforested streams. **Neotropical Ichthyology**, v. 13, n. 2, p. 361–370, 2015.

TOUSSAINT, A. et al. Global functional diversity of freshwater fish is concentrated in the Neotropics while functional vulnerability is widespread. **Scientific Reports**, v. 6, n. October 2015, p. 1–9, 2016.

UIEDA, V. S.; CASTRO, R. M. C. Coleta e Fixação de Peixes de riachos. **Oecologia Brasiliensis**, v. VI, p. 01–22, 1999.

WHITTAKER, R. J.; WILLIS, K. J.; FIELD, R. Scale and species richness : towards a general , theory of species diversity hierarchical. **Journal of Biogeography**, v. 28, n. 4, p. 453–470, 2001.

## CAPÍTULO I

### EFEITOS DA URBANIZAÇÃO NA DIVERSIDADE TAXONÔMICA DE PEIXES DE RIACHOS DA MATA ATLÂNTICA

#### RESUMO

Em resposta à crescente perda de biodiversidade ocasionada pelas perturbações antropogênicas em comunidades biológicas, este estudo objetivou investigar se existe diferença na diversidade taxonômica das comunidades de peixes de riachos em áreas rurais e urbanas inseridos na Mata Atlântica. Foi amostrada a fauna de peixes de 30 riachos inseridos em ambientes rurais e 18 riachos inseridos em ambientes urbanos da Bacia do Alto Rio Paraná. A diversidade foi estimada pela riqueza observada de espécies ( $S$ ), a riqueza média ( $\bar{S}$ ), a riqueza esperada ( $S^*$ ) e pelo número efetivo de espécies dos índices de diversidade de Shannon-Wiener ( $e^{H'}$ ) e de dominância de Simpson ( $1/D$ ). Os resultados indicaram que, sob a perspectiva taxonômica, a diversidade do ambiente rural é maior do que a diversidade do ambiente urbano, o que já era esperado devido à diferença dos graus de degradação das duas sub-bacias estudadas.

## 1. INTRODUÇÃO

Considerando que as modificações nas comunidades aquáticas são ocasionadas por processos de filtragem e competição de espécies que permitem selecionar as espécies aptas a habitarem determinados ambientes (SCHMERA et al., 2017), utilizar-se da quantificação taxonômica da biodiversidade para identificar a estrutura das comunidades mostra-se uma maneira eficiente de entender o sistema. Sabe-se que processos ecológicos e evolutivos determinam a composição das comunidades (RICKLEFS, 1993) e são responsáveis pela maneira com que as espécies irão se estabelecer a partir das condições ambientais e dos recursos do meio (GRINNEL, 1917; HUBBELL, 2001). Dessa maneira, filtros ambientais como a urbanização, por exemplo, agem selecionando espécies que apresentem características necessárias para sobreviverem em locais com condições ambientais limitantes e acabam fazendo com que a composição das comunidades seja alterada, refletindo na estrutura da comunidade. Assim, os índices taxonômicos de diversidade conseguem detectar alterações através de modificações da ictiofauna.

Geralmente, a desestabilização da estrutura física dos riachos é a principal causa de declínio da biodiversidade (PERESSIN; CETRA, 2014). O esperado para um ambiente íntegro, com vegetação ripária de qualidade e fluxos d'água preservados, é uma ictiofauna com alta riqueza de espécies, ausência de espécies exóticas, baixa dominância e alta contribuição de itens alóctones no conteúdo estomacal de peixes como sementes, frutos e insetos (CASATTI, 2010; FERREIRA, 2010; MIRANDA, 2012). Conforme intensificam-se as influências antrópicas sobre o ambiente, observam-se locais com assoreamento, aumento de sedimentos finos, diminuição do leito do canal e ausência de vegetação ripária, fazendo com que a ictiofauna sofra diretamente essas influências e acabe se modificando. Ocorre, geralmente, dominância de espécies introduzidas, oportunistas e adaptadas a consumirem detritos orgânicos (CASATTI, 2010), ocasionando a diminuição da biomassa íctica, ausência das espécies sensíveis e especializadas, além de homogeneização biótica (CASATTI, 2010; FERREIRA, 2010; TERESA; CASATTI, 2010).

O fato de diferentes mesohabitats rápidos, poções e corredeiras por exemplo e suas comunidades de peixes responderem de maneira diferente aos distúrbios ambientais (CASATTI, 2010) faz com que estudos referentes à biodiversidade de peixes em corpos d'água sejam cada vez mais importantes, pois auxiliam no gerenciamento de recursos hídricos e permitem prever mudanças nas comunidades biológicas a partir das alterações ambientais (TERESA, 2012). Essa quantificação da diversidade pode ser realizada de diversas maneiras,

sendo os índices de diversidade que consideram aspectos taxonômicos da comunidade os mais comumente utilizados. Por expressarem a riqueza e a dominância das comunidades (MELO, 2008; ZANZINI, 2005), permitem o entendimento dos sistemas e comparações entre áreas diferentes.

Os índices de diversidade taxonômica mensuram a riqueza e distribuição proporcional das espécies em um único valor (ZANZINI, 2005). Vários estudos utilizam-se de indicadores taxonômicos para comparar áreas, como por exemplo CASATTI (2010), que indicou modificações na composição de espécies de peixes de ambientes degradados através de índices de riqueza, diversidade e dominância da comunidade. Entretanto, por esses índices não apresentarem unidades de medida comparáveis e as equações utilizadas para os cálculos não serem lineares, podem acabar causando dificuldades quando comparados um a um, dificultando sua interpretação (CHIU; CHAO, 2014). Uma maneira de fazer com que a comparação entre ambientes seja intuitiva e ao mesmo tempo indique o grau de desigualdade e dominância entre eles é a utilização do número efetivo de espécies de Hill (CHIU; CHAO, 2014; HILL, 1973; JOST, 2007). Essa abordagem da diversidade converte os índices taxonômicos em espécies efetivas o que permite uma unidade de medida comparável (CHIU; CHAO, 2014). Outra vantagem desse modo de quantificar a diversidade é a indicação da dominância existente nas comunidades. Quando existe algum grau de dominância, o número efetivo de espécies de Shannon será sempre menor do que a riqueza (S) de espécies observada e, o número efetivo de espécies de Simpson, será sempre menor do que as espécies efetivas de Shannon. Quanto maior a dominância na comunidade, maior o intervalo existente entre esses três valores (JOST, 2007).

Considerando estes aspectos, este trabalho foi realizado em riachos da região Sudeste do Brasil inseridos na Mata Atlântica que possuem diferenças na ação antrópica. Buscou-se observar se existe diferença nas comunidades de peixes de riachos inseridos em ambientes rurais e urbanos da Bacia do Alto Rio Paraná utilizando-se índices de diversidade taxonômica. Considerando que a urbanização altera a composição de espécies, espera-se que ambientes menos alterados, como os riachos rurais, possuam maior diversidade taxonômica, principalmente em riqueza de espécies do que ambientes urbanos que sofrem intensa influência antrópica, o que demonstra com que a urbanização funciona como um filtro ambiental selecionando as espécies e reduzindo a riqueza.

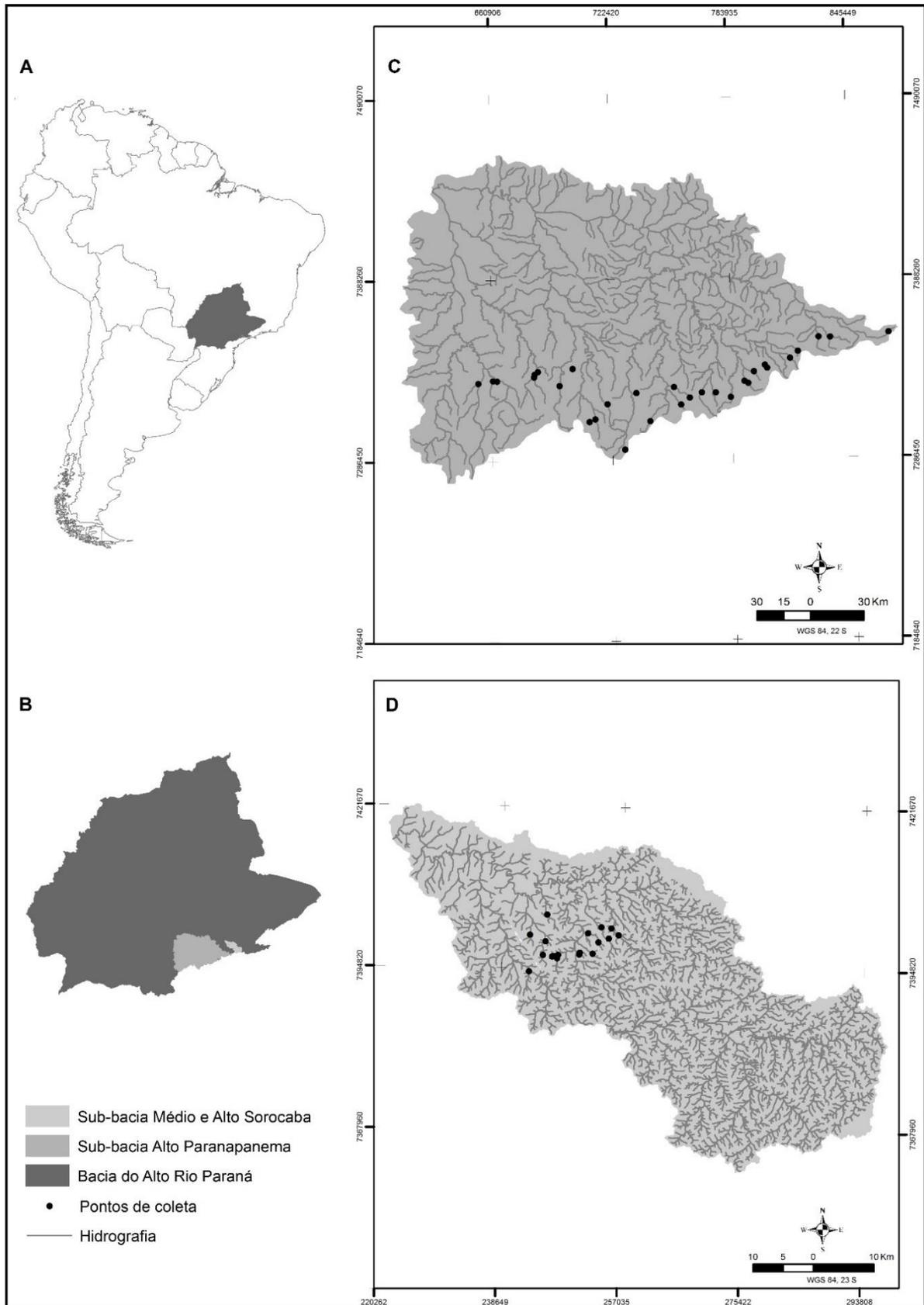
## 2. MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 Área de estudo

A Bacia Hidrográfica do Alto Rio Paraná situa-se no sudeste da América do Sul, (FIGURA 1 A) e pertence à Região Hidrográfica do Paraná, o segundo maior sistema de drenagem da América do Sul (CASTRO et al., 2003). Com aproximadamente 900 mil km<sup>2</sup> (LANGEANI et al., 2007), a Bacia do Alto Rio Paraná faz parte da face sul do Escudo Brasileiro (FIGURA 1B) e abrange o norte do estado do Paraná, sul do Mato Grosso do Sul, grande parte do estado de São Paulo, sul de Minas Gerais, sul de Goiás e uma parte do Paraguai Oriental adjacente ao Mato Grosso do Sul (CASTRO et al., 2003).

Os principais domínios morfoclimáticos da região são o Cerrado, Planalto de Araucárias, Mares de Morros e as regiões de transição entre eles (AB'SABER, 1997a, 1997b). A vegetação é composta por Florestas Subtropicais Decíduas e Mesofíticas (=Florestas Estacionais Deciduais e Semideciduais), Cerrados, Florestas de Araucárias (=Floresta Ombrófila Mista), Campos Rupestres e Matas de Galeria (=Comunidades Aluviais) (HUECK; SEIBERT, 1981; CASTRO et al., 2003).

A Bacia Hidrográfica do Alto Rio Paraná encontra-se na região de maior desenvolvimento econômico do país, apresentando população predominantemente urbana e densidade populacional extremamente alta, chegando a 69,7 hab/km<sup>2</sup> (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2015; CETEC, 1999). O Rio Paraná é o curso d'água central da Bacia e os principais afluentes são o Rio Grande, Iguazu, Paranaíba, Tietê e Paranapanema (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS; MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2015; LANGEANI et al., 2007; MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2002).



**Figura 1.** Localização dos limites da região brasileira (região cinza) da Bacia Hidrográfica do Alto Rio Paraná (A) e a indicação das duas sub-bacias estudadas (B), a sub-bacia do Alto Paranapanema (C) e a sub-bacia do Médio e Alto Sorocaba (D), com os respectivos pontos de coleta. Fonte: Elaborado por Carla Américo.

Os riachos amostrados neste trabalho encontram-se inseridos em duas sub-bacias da Bacia Hidrográfica do Alto Rio Paraná, que desaguam em sua margem direita: 30 riachos inseridos na Bacia do Alto Paranapanema (Unidade Hidrográfica de Gerenciamento de Recursos Hídricos - UGRHI 14) e 18 riachos da Bacia do Rio Sorocaba Médio-Tietê (Unidade Hidrográfica de Gerenciamento de Recursos Hídricos - UGRHI 10).

Os riachos analisados da Bacia do Alto Paranapanema estão localizados na Serra de Paranapiacaba, a cerca de 1100 m de altitude e são afluentes do Rio Paranapanema. Estão localizados em 13 micro-bacias hidrográficas, nos municípios de Piedade, Pilar do Sul, São Miguel Arcanjo, Capão Bonito, Ribeirão Grande, Guapiara, Apiaí, Ribeirão Branco, Itapeva, Itaberá, Itararé e Sengés, cobrindo trechos de 1ª a 6ª ordens. No presente trabalho esses trechos de coleta foram considerados como inseridos em ambientes rurais (FIGURA 1C) (APÊNDICE A).

Os 18 riachos analisados da Bacia do Rio Sorocaba-Médio Tietê estão situados no município de Sorocaba, a cerca de 1028 m de altitude e são afluentes do Rio Tietê. Estão localizados em 8 micro-bacias da região do Alto e Médio Sorocaba e cobrem trechos de 1ª a 4ª ordens e no presente trabalho esses trechos de coleta foram considerados como inseridos em ambientes urbanos (FIGURA 1D) (APÊNDICE A).

## **2.2 Coleta da Ictiofauna**

A amostragem dos peixes do ambiente rural foi realizada entre os meses de junho e novembro de 2014, enquanto que a amostragem dos peixes do ambiente urbano foi realizada entre agosto e outubro de 2016. Ambas as coletas aconteceram em períodos de estiagem devido à maior facilidade no processo de amostragem, pois os riachos estão com menos água e isso aumenta a eficiência de coleta e evita o efeito de movimentação da fauna devido ao período de chuvas, buscando minimizar os efeitos sazonais (CETRA; PETRERE JÚNIOR; BARRELLA, 2017).

As capturas foram realizadas com equipamento de pesca elétrica, modelo “backpack” LR-24 Smith Root (Licença n° 13352-1 SISBIO/IBAMA/MMA) e o ponto inicial de cada amostragem foi escolhido aleatoriamente ao longo do riacho. Percorreu-se uma distância de 70 m no sentido jusante - montante em cada trecho de riacho, na sequência de mesohabitat corredeira/rápido/poço. A pesca elétrica foi realizada apenas uma vez em cada trecho, sem rede de contenção.

Os peixes coletados foram armazenados em sacos plásticos transparentes, identificados com data e local de coleta e fixados por 48 h em formalina 10%, sendo, posteriormente, transferidos para recipientes com álcool 70%. A confirmação taxonômica do material coletado foi realizada pelo Prof. Dr. George Mendes Taliaferro Mattox, sendo que os exemplares-testemunho das espécies coletadas na Bacia do Alto Paranapanema foram depositados na coleção do Laboratório de Ictiologia do Departamento de Zoologia e Botânica da UNESP de São José do Rio Preto (DZSJRP) e os exemplares-testemunhos coletados na Bacia do Rio Sorocaba- Médio Tietê foram depositados na coleção didática da UFSCar Sorocaba.

### 2.3 Medidas de diversidade taxonômica

A diversidade taxonômica foi estimada para os riachos urbanos e rurais utilizando o coeficiente de Hill ( ${}^qD = (\sum_{i=1}^S p_i^q)^{1/(1-q)}$ ) (HILL, 1973), que integra riqueza e abundância das espécies em uma classe paramétrica de medidas de diversidade chamada de número efetivo de espécies (CHIU; CHAO, 2014). O parâmetro  $q$  determina a sensibilidade da medida às abundâncias relativas. Para  $q = 0$ ,  ${}^qD$  é a riqueza de espécies ( $S$ ) nas comunidades (CHAO et al., 2014). Para valores de 1 e 2,  ${}^qD$  está relacionado com os índices de Shannon ( $H'$ ) e Simpson ( $1/D$ ), respectivamente (CHAO et al., 2014; CHAO; CHIU; JOST, 2014; JOST, 2007). Para comparar a diversidade taxonômica entre locais e utilizar a riqueza de espécies como medida, os índices foram convertidos em números efetivos de espécies, ou seja, o índice de Shannon foi transformado para  $e^{H'}$  e o de Simpson para  $1/D$  (CHIU; CHAO, 2014; JOST, 2007). Além destas medidas, a riqueza de espécies para os dois tipos de ambientes foi estimada utilizando o estimador de riqueza de Chao de primeira ordem (CHAO, 1984). Como as amostras possuíam tamanhos diferentes, foi aplicada uma rarefação para estimar riqueza de espécies esperada para uma amostra de tamanho  $n=18$ , que é o menor número de riachos amostrados.

Todas as análises foram realizadas utilizando a versão 3.3.2 do software R (Development Core Team, 2017) e, para o cálculo da diversidade taxonômica, foi utilizado o pacote BiodiversityR.

## 2.4 Análises estatísticas

Para a comparação dos índices de diversidade taxonômica entre os ambientes rurais e urbanos, foi realizado um teste “t de student” no qual as variáveis dependentes foram riqueza observada de espécies (S) e número efetivo de espécies de Shannon ( $e^{H'}$ ) e Simpson (1/D).

## 3. RESULTADOS

Foram capturados 3926 indivíduos, 1836 provenientes do ambiente rural e 2093 do urbano. Os indivíduos capturados pertenceram à sete ordens, 15 famílias e 44 espécies (APÊNDICE B). Destas, 35 espécies foram encontradas em ambientes rurais e 20 espécies capturadas em ambientes urbanos (Tabela 1). Vinte e quatro espécies são exclusivas dos riachos rurais (54,5%), 9 espécies são exclusivas dos riachos urbanos (20,45%) e 11 espécies são comuns aos dois ambientes (25%) (Tabela 1).

**Tabela 1** – Lista das espécies de peixes capturados, em ordem decrescente de abundância, nos riachos rurais (Ambiente Rural) e urbanos (Ambiente Urbano), a abundância total e a riqueza observada para cada tipo de ambiente.

Espécie	Ambiente Rural	Ambiente Urbano
<i>Phalloceros harpagos</i> Lucinda, 2008	60	1204
<i>Poecilia reticulata</i> Peters, 1859 *	-	480
<i>Phalloceros reisi</i> Lucinda, 2008	341	-
<i>Imparfinis mirini</i> Haseman, 1911	244	2
<i>Astyanax bockmanni</i> Vari & Castro, 2007	189	5
<i>Neoplecostomus selenae</i> Zawadzki, Pavanelli & Langeani, 2008	186	-
<i>Pimelodella avanhandavae</i> Eigenmann, 1919	102	11
<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering, 1911)	76	25
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	30	64
<i>Astyanax scabripinnis</i> (Jenyns, 1842)	77	15
<i>Astyanax altiparanae</i> Garutti & Britski, 2000	-	90
<i>Characidium schubarti</i> Travassos, 1955	81	-
<i>Astanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	-	60
<i>Rineloricaria pentamaculata</i> Langeani & Araújo, 1994	49	-
<i>Piabina argentea</i> Reinhardt, 1867	48	-
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758) *	-	47
<i>Imparfinis borodini</i> Mees & Cala, 1989	43	-
<i>Characidium gomesi</i> Travassos, 1955	39	-
<i>Poecilia vivipara</i> Bloch & Schneider, 1801	36	-
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	27	6
<i>Otothyropsis biamnicus</i> Calegari, Lehmann & Reis, 2013	33	-
<i>Corydoras aeneus</i> (Gill, 1858)	-	33
<i>Trichomycterus davisii</i> (Haseman, 1911)	30	-
<i>Characidium</i> aff. <i>zebra</i> Eigenmann, 1909	27	-

<i>Hypostomus nigromaculatus</i> (Schubart, 1964)	21	-
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	8	12
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i> Schubart & Gomes, 1959	16	-
<i>Gymnotus sylvius</i> Albert & Fernandes-Matioli, 1999	3	12
<i>Cyphocharax modestus</i> (Fernández-Yèpez, 1948)	-	14
<i>Astyanax paranae</i> Eigenmann, 1914	13	-
<i>Phenacorhamdia tenebrosa</i> (Schubart, 1964)	13	-
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795	5	6
<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes, 1836)	11	-
<i>Bryconamericus stramineus</i> Eigenmann, 1907	7	-
<i>Trichomycterus diabolos</i> Bockmann, Casatti & de Pinna, 2004	6	-
<i>Apareiodon ibitiensis</i> Campos, 1944	4	-
<i>Crenicichla britskii</i> Kullander, 1982	-	4
<i>Misgurnus anguillicaudatus</i> (Cantor, 1842) *	3	-
<i>Oligosarcus paranensis</i> Menezes & Géry, 1983	3	-
<i>Hyphessobrycon anisitsi</i> (Eigenmann, 1907)	3	-
<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)	-	2
<i>Parodon nasus</i> Kner, 1859	1	-
<i>Astyanax biotae</i> Castro & Vari, 2004	1	-
<i>Hyphessobrycon bifasciatus</i> Ellis, 1911	-	1
Abundância	1836	2093
Riqueza observada	35	20

\*espécies introduzidas

A riqueza estimada dos riachos rurais para uma amostra de tamanho  $n=18$  foi de  $S^* = 46$  espécies, com um erro padrão de  $\pm 12,73$ , maior portanto que a riqueza estimada para os riachos urbanos, que foi de  $S^*=20,7$  com erro padrão de  $\pm 1,2$ . A riqueza média de espécies foi maior nos ambientes rurais do que nos urbanos (Teste-t,  $t = 2,5$ ;  $df = 37,3$ ;  $p = 0,01$ ), com  $\bar{S}$  de 7,6 e 5,1 espécies, respectivamente (Tabela 2). A riqueza média, assim como o número efetivo de espécies de Shannon ( $e^H$ ) (Teste-t,  $t = 2,6$ ;  $df = 42,4$ ;  $p = 0,01$ ) e Simpson ( $1/D$ ) (Teste-t,  $t = 2,5$ ;  $df = 43$ ;  $p = 0,01$ ) apresentaram o mesmo padrão, sendo todos maiores para os ambientes rurais.

**Tabela 2** – Valores observados de riqueza média ( $\bar{S}$ ), o número efetivo de espécies de Shannon ( $e^H$ ) e número efetivo de espécies de Simpson ( $1/D$ ) para os riachos rurais e urbanos. O desvio padrão (d.p.) e probabilidade exata do ‘teste t de student’ (p).

Índices	Ambiente rural		Ambiente urbano		P
	Média	d.p.	Média	d.p.	
$\bar{S}$	7,6	3,51	5,1	3,30	0,016
$e^H$	4,8	2,47	3,1	1,95	0,012
$1/D$	3,8	1,94	2,5	1,45	0,016

Para o ambiente rural, o número efetivo de espécies considerando que todas as espécies possuem a mesma abundância, ( $e^{H'}$ ) foi 4,8, em torno de 1,5 vezes menor do que a riqueza média de espécies ( $\bar{S}= 7,6$ ). Considerando a abundância das espécies dominantes ( $1/D$ ), o número efetivo de espécies foi 3,8, ou seja, cerca de 2 vezes menor que a riqueza média. Já para o ambiente urbano, considerando o número efetivo de espécies ( $e^{H'}$ ), temos o valor de 3,1 (ou seja, 1,6 vezes menor do que a riqueza média de espécies ( $\bar{S}= 5,1$ )). Utilizando apenas as espécies dominantes ( $1/D$ ), o número efetivo de espécies foi 2,5, também em torno de 2 vezes menor do que a riqueza média observada (Tabela 2). Com isso, temos que, embora numericamente os valores de dominância e diversidade tenham sido maiores para o ambiente rural, a estrutura de dominância segue o mesmo padrão para as comunidades nos dois ambientes.

#### 4. DISCUSSÃO

Avaliar como os impactos antrópicos estão influenciando as comunidades biológicas é de fundamental importância para o manejo e conservação, entretanto, compreender essas modificações e suas respostas no ambiente tem sido um desafio. Nossos resultados indicaram que os ambientes rurais, com menos impacto antrópico, apresentam valores de diversidade taxonômica maiores do que os ambientes urbanizados para todas as estimativas de diversidade taxonômica. Esses resultados corroboram com a nossa hipótese inicial de que quanto maior o grau de degradação ambiental, menor a diversidade taxonômica, pois menos íntegro está o ambiente.

Observamos neste estudo que das 44 espécies capturadas, apenas 11 delas estavam presentes nos dois tipos de ambientes estudados, sugerindo que a ocorrência das espécies está se dando de maneira diferenciada nestes locais. CILLEROS et al. (2016) dizem que em ambientes similares sob forte limitação de dispersão devem apresentar espécies taxonomicamente diferentes, com isso, acreditamos que algum fator, possivelmente a urbanização, esteja fazendo essa função nas comunidades dos ambientes urbanos.

CETRA et al (2012) verificaram que a fauna da Bacia do Alto Paranapanema e do Sorocaba Médio-Tietê de riachos com boa integridade ambiental (CETRA; FERREIRA, 2016) apresentaram composição de espécies bastante similar quando comparadas com a fauna dos riachos da bacia do Rio Ribeira de Iguape. Isso sugere que geograficamente a colonização pelo “pool” de espécies é possível nos dois tipos de ambientes, não existindo nenhuma barreira geográfica que impeça essa dispersão. GALVES; SHIBATTA; JEREP (2009), mostraram a

partir de uma compilação de estudos sobre a diversidade de peixes da Bacia do Alto Paraná, que as comunidades ícticas são reflexos de fatores bióticos e abióticos que fazem com que os indivíduos consigam se estabelecer graças à disponibilidade de alimento, refúgio e reprodução. Mostraram, também, que a riqueza de espécies varia muito por toda a Bacia, podendo encontrar estudos que amostraram de 18 a até 70 espécies entre fluxos principais e afluentes dos rios principais da Bacia (GALVES; SHIBATTA; JEREP, 2009), indicando que a região apresenta grandes variações de composição e distribuição de espécies.

Poderíamos afirmar que o ambiente rural é mais rico em espécies pois este tipo de ambiente teve maior quantidade de riachos amostrados, porém, a riqueza estimada para o mesmo tamanho amostral (n=18) foi maior que a encontrada no ambiente urbano. A amplitude de erro na estimativa da riqueza de espécies dos ambientes rurais também foi maior do que para os ambientes urbanos, sugerindo que a estimativa da riqueza nos ambientes rurais pode estar inflada devido a um grande número de espécies capturadas poucas vezes (presentes em 1 ou 2 pontos de coleta apenas) neste tipo de ambiente, visto que o estimador de Chao utiliza a ocorrência de espécies raras em sua formulação, dando-nos assim, maior sustentação na afirmação do filtro ambiental provocado pela urbanização.

Em relação às espécies exclusivamente presentes nos ambientes urbanos, temos que muitas já são conhecidas por serem generalistas e indicadoras de ambientes degradados, como é o caso de *Callichthys callichthys*, *Corydoras aeneus* e *Crenicichla britskii* (TERESA; CASATTI, 2012). Um outro fator preocupante do ambiente urbano é a existência de duas espécies exóticas: *Poecilia reticulata* (barrigudinho ou lebiste) e *Oreochromis niloticus* (tilápia). Esses resultados apontam que a fauna que está habitando esses ambientes antropizados provavelmente já tenha passado por um processo de seleção. Por serem espécies com dieta generalista e tolerarem amplas variações ambientais de pH, temperatura e oxigênio, são oportunistas, boas competidoras e se estabelecerem em locais alterados pela retirada de mata ripária, alta concentração de nutrientes, assoreamento e aumento de sedimentos finos (CASATTI, 2010; FERREIRA, 2010; TERESA; CASATTI, 2010), todos fatores observados nesses riachos urbanos.

Dessa maneira, avaliar a diversidade dos riachos pelo aspecto taxonômico mostrou-se eficiente para confirmarmos nossa hipótese inicial de que o ambiente rural possui maior diversidade do que o ambiente urbano. Entretanto, para conseguir entender o padrão de estruturação das comunidades e explicar as influências causadas pela urbanização nesses ambientes, esse tipo de índice mostrou-se limitado. Sabendo-se que mudanças na composição

da fauna nem sempre indicam redução de riqueza ou abundância total de espécies (PERESSIN; CETRA, 2014), entender como esses sistemas estão funcionando e relacionar com a história evolutiva das espécies, mostra-se fundamental para compreender a dinâmica geral do ecossistema.

## 5. CONCLUSÃO

De acordo com os índices taxonômicos de diversidade, os riachos inseridos em ambientes urbanizados apresentam menor diversidade, corroborando com o princípio de que a urbanização pode estar atuando como um filtro ambiental para as espécies e moldando essas comunidades.

## REFERÊNCIAS

AB'SABER, A.N. Os domínios morfoclimáticos da América do Sul. **Geomorfologia** n.52, p. 1-21. 1977a.

AB'SABER, A.N. Potencialidades paisagísticas brasileiras. **Geomorfologia** n. 55, p. 1-27. 1977b

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS; MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil: Regiões Hidrográficas Brasileiras**. Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos, Brasília- DF: Ed especial. 2015.

CASATTI, L. Alterações no Código Florestal Brasileiro: impactos potenciais sobre a ictiofauna. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 31–34, 2010.

CASTRO, R. M. C. et al. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do Rio Paranapanema, sudeste e sul do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 3, n. 1, p. 14, 2003.

CETEC. **Comitê da Bacia Hidrográfica do Alto Paranapanema**, 1999. Disponível em: <<http://www.sigrh.sp.gov.br/public/uploads/documents/6723/planoalpa1.pdf>>

CETRA, M. et al. List Fish fauna of headwater streams that cross the Atlantic Forest of south São Paulo state. **Check List**, v. 8, n. 3, p. 421–425, 2012.

CETRA, M; FERREIRA, F. C.. Fish-based Index of Biotic Integrity for wadeable streams from Atlantic Forest of south São Paulo State, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia* (online). V.28, p.e-22, 2016.

CETRA, M.; PETRERE JÚNIOR, M.; BARRELLA, W. Relative influences of

environmental and spatial factors on stream fish assemblages in Brazilian Atlantic rainforest. **Fisheries Management and Ecology**, v. 24, n. 2, p. 139–145, 2017.

CHAO, A. Nonparametric Estimation of the Number of Classes in a Population. **Scandinavian Journal of Statistics**, v. 11, n. 4, p. 265–270, 1984.

CHAO, A. et al. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers : a framework for sampling and estimation in species diversity studies. **Ecological Monographs**, v. 84, n. 1, p. 45–67, 2014.

CHIU, C. H.; CHAO, A. Distance-based functional diversity measures and their decomposition: A framework based on hill numbers. **PLoS ONE**, v. 9, n. 7, 2014.

CILLEROS, K. et al. Taxonomic and functional diversity patterns reveal different processes shaping European and Amazonian stream fish assemblages. **Journal of Biogeography**, v. 43, n. 9, p. 1832–1843, 2016.

FERREIRA, C. P. **Estrutura da Ictiofauna e Integridade Biótica de Riachos em Fragmentos Remanescentes no Noroeste Paulista**. Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal da Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas, São José do Rio Preto, 2010.

GALVES, W.; SHIBATTA, O. A.; JEREP, F. C. Estudos sobre diversidade de peixes da bacia do alto rio Paraná: uma revisão histórica. **Semina: Ciências Biológicas e da Saúde**, v. 30, n. 2, p. 141–154, 2009.

GRINNEL, J. The Niche-Relationships of the California Thrasher. **The Auk**, American Ornithological Society, v. 34, n. 4, p. 427–433, 1917.

HILL, M. O. Diversity and Evenness: A Unifying Notation and Its Consequences. **Ecology**, v. 54, n. 2, p. 427–432, 1973.

HUBBELL, S. P. **The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography**. New Jersey: Princeton University, 2001.

HUECK, K.; SEIBERT, P. **Vegetationskarte von Südamerika**. Band IIa. Fischer, Stuttgart, p. 90, 1981.

JOST, L. CONCEPTS & SYNTHESIS. **Ecology**, v. 88, n. 10, p. 2427–2439, 2007.

LANGEANI, F. et al. Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 3, p. 181–197, 2007.

MELO, A. S. O que ganhamos “confundindo” riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? **Biota Neotropica**, v. 8, n. 3, p. 21–27, 2008.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Biodiversidade brasileira: Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros**. Secretaria da Biodiversidade e Florestas. Brasília- DF, p. 215-265, 2002.

MIRANDA, J. C. Ameaças aos peixes de riachos da Mata Atlântica. **Natureza on line**, v. 10, n. 3, p. 136–139, 2012.

PERESSIN, A.; CETRA, M. Responses of the ichthyofauna to urbanization in two urban areas in Southeast Brazil. **Urban Ecosyst**, v. 17, n. March, p. 675–690, 2014.

R Core Team (2017). **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>. 2017.

RICKLEFS, R.E. **A economia da natureza**. 3 ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 542 p. 1993.

SCHMERA, D. et al. Functional diversity: a review of methodology and current knowledge in freshwater macroinvertebrate research. **Hydrobiologia**, v. 787, n. 1, p. 27–44, 2017.

TERESA, F. B. **Diversidade funcional de comunidades de peixes de riachos**. Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal da Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas, São José do Rio Preto, p. 101, 2012.

TERESA, F. B.; CASATTI, L. Importancia da vegetação riparia em regioa intensamente desmatada no sudeste do brasil: um estudo com peixes de riacho. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 5, n. 3, p. 444–453, 2010.

TERESA, F. B.; CASATTI, L. Influence of forest cover and mesohabitat types on functional and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical lowland streams. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 21, n. 3, p. 433–442, 2012.

ZANZINI, A. C. DA S. **Descritores Quantitativos de Riqueza e Diversidade de Espécies**. Trabalho apresentado ao Curso de Pós-Graduação “Lato Sensu” (Especialização) Manejo de Florestas Nativas, da Universidade Federal de Lavras. Lavras, MG, 2005.

## CAPÍTULO II

### EFEITOS DA URBANIZAÇÃO NA DIVERSIDADE FUNCIONAL DE PEIXES DE RIACHOS DA MATA ATLÂNTICA

#### RESUMO

Entender como funcionam as relações entre diferentes componentes da biodiversidade é de extremo interesse para a ecologia. Este capítulo investigou se existe diferença na diversidade funcional das comunidades de peixes de riachos inseridos em áreas rurais e urbanas da Mata Atlântica. Foram amostrados 30 riachos em ambientes rurais e 18 riachos em áreas urbanizadas da Bacia do Alto Rio Paraná. A diversidade funcional foi estimada utilizando-se medidas morfológicas dos peixes que são relacionadas à alimentação e locomoção. Esses atributos foram utilizados para descrever quantitativamente a estrutura funcional das comunidades através de medidas funcionais de riqueza (Fric), equabilidade (Feve), divergência (Fdiv), dispersão (Fdis), especialização (Fspe) e originalidade (Fori). O índice de dispersão funcional foi maior para os ambientes rurais, indicando que as funções estão mais homogeneamente distribuídas nesses ambientes, enquanto que os índices de especialização e originalidade mostraram-se maiores nos ambientes urbanizados, indicando que nesses ambientes as funções presentes estão sendo mais heterogêneas entre si e originais.

## 1. INTRODUÇÃO

Compreender como a biodiversidade está distribuída a partir de padrões de variação temporal e espacial das espécies é um conceito que atrai a atenção de estudiosos da natureza desde os mais remotos tempos (CIANCIARUSO; SILVA; BATALHA, 2009; ZANZINI, 2005). Embora haja um crescente número de estudos, ainda não existe um consenso de como a diversidade biológica e o funcionamento dos ecossistemas são controlados em condições naturais. Informações sobre o modo com que as atividades humanas estão influenciando os ecossistemas e as consequências geradas por elas também são dados difíceis de serem analisados. Conseguir quantificar e prever as consequências desses distúrbios antropogênicos em comunidades ecológicas tem sido uma das principais abordagens para tentar controlar a perda de biodiversidade (GAGIC et al., 2015; SCHMERA et al., 2017).

Os estudos de quantificação da biodiversidade foram tradicionalmente desenvolvidos utilizando indicadores taxonômicos de diversidade, através de medidas de riqueza de espécies, abundância relativa e composição de espécies (CIANCIARUSO; SILVA; BATALHA, 2009; LEITÃO et al., 2017). Esse método de quantificação, entretanto, apresenta alguns fatores que limitam maiores interpretações. O fato de estimarmos a diversidade através da riqueza de espécies faz com que consideremos que todas as espécies são equivalentes, sem diferenciá-las entre espécies raras e comuns, desconsiderando a contribuição relativa de cada espécie para a comunidade além das particularidades morfo, fisio ou ecológicas das espécies. Outra desvantagem dessas medidas taxonômicas é que elas não são intuitivas (ZANZINI, 2005). O fato de duas comunidades apresentarem os mesmos valores numéricos para os índices, indicaria que estas comunidades são, na realidade, idênticas, algo que, de fato, não é observado na realidade (CHAO; CHIU; JOST, 2014; CHIU; CHAO, 2014; CIANCIARUSO; SILVA; BATALHA, 2009; JOST, 2007; MELO, 2008). Assim, por não responderem aos problemas relativos à distribuição da biodiversidade e acabarem não detectando respostas consistentes sobre as influências antrópicas (LEITÃO, 2015), esse tipo de abordagem acarreta em perda de informações (JOST, 2006; MELO, 2008).

O fato dos índices taxonômicos não considerarem aspectos evolutivos, genéticos, biológicos e funcionais fez com que novas ferramentas fossem desenvolvidas para avaliar a diversidade através de uma abordagem multifacetada e abrangente, originando os estudos de diversidade funcional (CADOTTE; CARSCADDEN; MIROTCHEV, 2011; CHAO; CHIU; JOST, 2014; CIANCIARUSO; SILVA; BATALHA, 2009; GAGIC et al., 2015; LEITÃO, 2015; MELO, 2008; TOUSSAINT et al., 2016; VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008).

Esse tipo de abordagem, ao relacionar diretamente a estrutura da comunidade com o funcionamento do sistema através de medidas de variabilidade e diversificação de atributos funcionais (KECK et al., 2014; SCHMERA et al., 2017), permite a interpretação das funções que estão sendo executadas nos ambientes e auxilia na detecção das alterações dos ecossistemas perturbados (CADOTTE et al., 2009; CHAO; CHIU; JOST, 2014; CIANCIARUSO; SILVA; BATALHA, 2009; DIAS et al., 2016; DÍAZ; CABIDO, 2001; DOLBETH et al., 2016; DUMAY et al., 2004; FLYNN et al., 2011; HENRIQUES et al., 2017; KECK et al., 2014; MOUCHET et al., 2010; MOUILLOT et al., 2013; MOUILLOT; DUMAY; TOMASINI, 2007; PODGAISKI; JR; PILLAR, 2011; RIBEIRO; TERESA; CASATTI, 2016; SWENSON, 2014; TERESA; CASATTI, 2012; TERESA; CASATTI; CIANCIARUSO, 2015; TOUSSAINT et al., 2016; VILLÉGER et al., 2010). Um exemplo da necessidade de estudos com esse tipo de abordagem é citado por MAGURRAN (2004): “considerando 2 comunidades vegetais (A e B) com o mesmo número de espécies, se todas as espécies em A são dispersas por aves, enquanto que as espécies em B são dispersas por mamíferos, aves, lagartos e pelo vento, apesar de ambas possuírem o mesmo número de espécies, B será mais diversa por apresentar espécies funcionalmente diferentes no que se refere ao tipo de dispersão.” Dessa maneira, conseguir estabelecer e quantificar essa diferença no funcionamento dos ambientes é um dos atuais focos dos ecólogos na última década.

Não existe nenhum consenso ainda sobre como quantificar a funcionalidade de uma comunidade (CADOTTE et al., 2009; CARMONA et al., 2016; MASON et al., 2005; MOUCHET et al., 2010). Atualmente, índices funcionais de diversidade buscam descrever aspectos do funcionamento das comunidades a partir de componentes como a riqueza, divergência, equabilidade, dispersão, originalidade e especialização funcional (LALIBERTÉ; LEGENDRE, 2010; MASON et al., 2005; MOUCHET et al., 2010; PLA; CASANOVES; DI RIENZO, 2012; VILLÉGER; MAIRE; LEPRIEUR, 2017; VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008). A partir desses índices, espera-se que quanto maior for a diversidade funcional de um ambiente, mais distintas serão suas funções ecológicas e portanto, maior a estabilidade funcional quando em contato com impactos antrópicos ou estressores ambientais (KECK et al., 2014).

A abordagem de quantificação da diversidade a partir de atributos funcionais considera que espécies, ou grupos de espécies, que apresentam características morfológicas, comportamentais, fisiológicas ou ecológicas parecidas, exercem respostas semelhantes à fatores ambientais (BARRAGÁN et al., 2011; BORDIGNON et al., 2015; CARMONA et al., 2016;

CHAO; CHIU; JOST, 2014; CÓRDOVA-TAPIA; ZAMBRANO, 2016; HENRIQUES et al., 2017; KECK et al., 2014; LALIBERTÉ; LEGENDRE, 2010; LEITÃO, 2015; LEITÃO et al., 2017; MASON et al., 2005; MOUCHET et al., 2010; MOUILLOT et al., 2013; PLA; CASANOVES; DI RIENZO, 2012; VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008), como por exemplo, filtros ambientais e competição (GRINNEL, 1917; HUBBELL, 2001).

Modificações ambientais ocasionadas pela urbanização podem agir como filtros ambientais, pois afetam a estrutura física dos ambientes. Essas alterações refletem no funcionamento do sistema e fazem com que a adição ou perda de espécies não seja um fenômeno aleatório e sim um processo de seleção onde algumas espécies poderão ser favorecidas ou não de acordo com seus atributos (CASATTI et al., 2012; KECK et al., 2014). Os filtros ambientais agem selecionando as espécies que ocorrerão em um determinado ambiente devido às condições ambientais limitantes, permitindo predizer que apenas espécies com atributos que suportem essas condições estarão aptas à sobreviverem nesses locais, ocasionando na convergência de determinados atributos dentro da comunidade. Por outro lado, as espécies que utilizam recursos de maneira similar não devem coexistir com muita frequência, pois processos de competição serão responsáveis por controlar as espécies quando os recursos estiverem limitados no ambiente, ocasionando a divergência de atributos funcionais na comunidade (HENRIQUES et al., 2017).

Ao considerar que a estrutura funcional da comunidade é um preditor mais eficiente do funcionamento do ecossistema do que a própria diversidade taxonômica (TERESA; CASATTI, 2017), esse capítulo teve como objetivo avaliar se existe diferença na diversidade funcional de comunidades de peixes de riachos inseridas em ambientes rurais e urbanos da Bacia do Alto Rio Paraná. A partir de atributos morfométricos relacionados à alimentação e locomoção das espécies, consideramos que os ambientes menos perturbados, como os rurais, suportam mais espécies funcionalmente heterogêneas, fazendo com que os índices funcionais de diversidade sejam maiores nesse tipo de ambiente. Para os ambientes urbanos o esperado é que os índices funcionais sejam menores, já que a urbanização faz com que os riachos sofram modificações em sua estrutura física diminuindo a disponibilidade de hábitat, recursos alimentares e características físicas e químicas da água. Essas modificações acabam por transformá-los em ambientes funcionalmente mais homogêneos já que ocorre a seleção de apenas alguns atributos de espécies mais tolerantes e generalistas (TERESA; CASATTI; CIANCIARUSO, 2015).

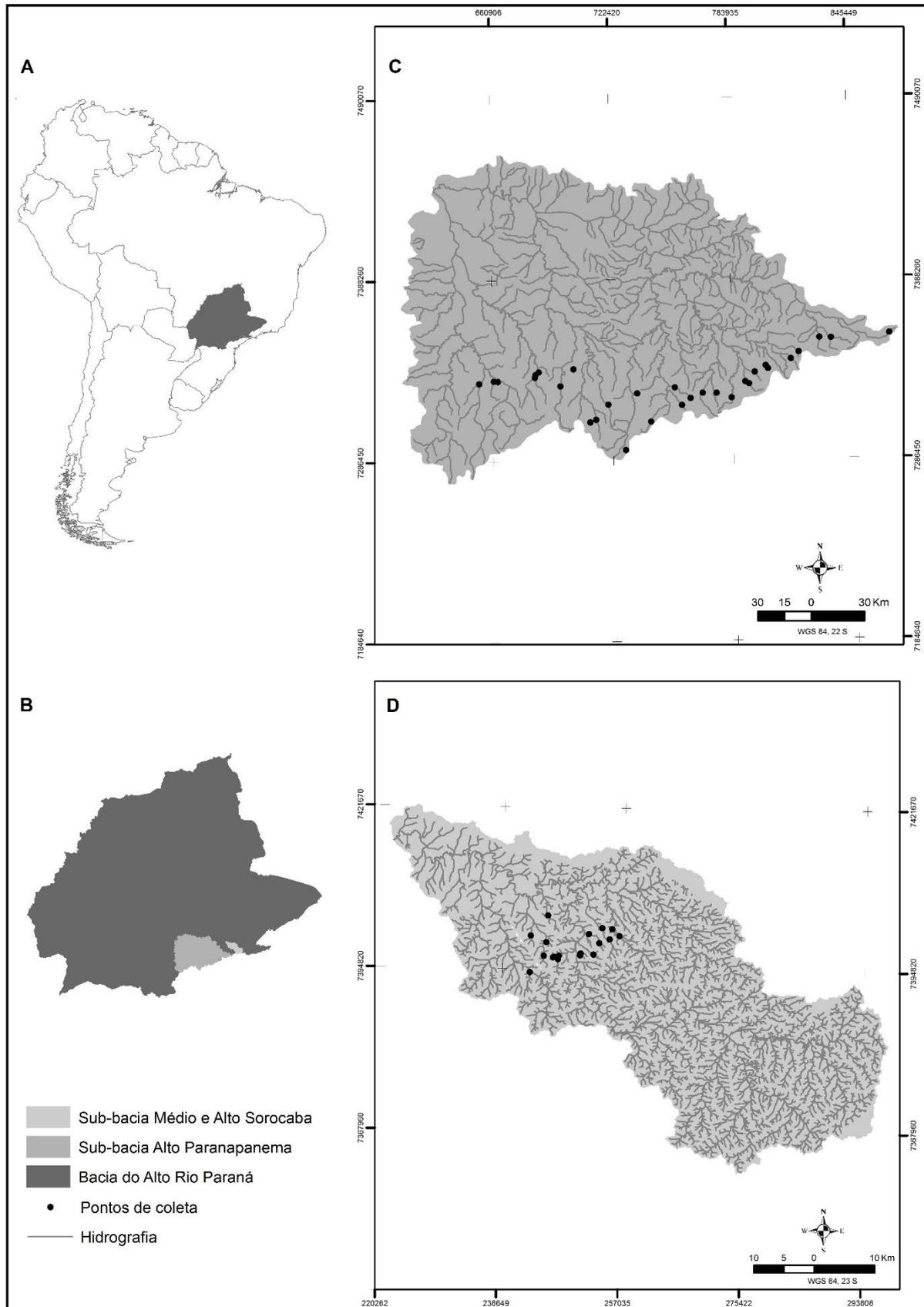
## 2. MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 Área de estudo

A Bacia Hidrográfica do Alto Rio Paraná situa-se no sudeste da América do Sul, (FIGURA 1 A) e pertence à Região Hidrográfica do Paraná, o segundo maior sistema de drenagem da América do Sul (CASTRO et al., 2003). Com aproximadamente 900 mil km<sup>2</sup> (LANGEANI et al., 2007), a Bacia do Alto Rio Paraná faz parte da face sul do Escudo Brasileiro (FIGURA 1B) e abrange o norte do estado do Paraná, sul do Mato Grosso do Sul, grande parte do estado de São Paulo, sul de Minas Gerais, sul de Goiás e uma parte do Paraguai Oriental adjacente ao Mato Grosso do Sul (CASTRO et al., 2003).

Os principais domínios morfoclimáticos da região são o Cerrado, Planalto de Araucárias, Mares de Morros e as regiões de transição entre eles (AB'SABER, 1997a, 1997b). A vegetação é composta por Florestas Subtropicais Decíduas e Mesofíticas (=Florestas Estacionais Deciduais e Semideciduais), Cerrados, Florestas de Araucárias (=Floresta Ombrófila Mista), Campos Rupestres e Matas de Galeria (=Comunidades Aluviais) (HUECK; SEIBERT, 1981; CASTRO et al., 2003).

A Bacia Hidrográfica do Alto Rio Paraná encontra-se na região de maior desenvolvimento econômico do país, apresentando população predominantemente urbana e densidade populacional extremamente alta, chegando a 69,7 hab/km<sup>2</sup> (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2015; CETEC, 1999). O Rio Paraná é o curso d'água central da Bacia e os principais afluentes são o Rio Grande, Iguazu, Paranaíba, Tietê e Paranapanema (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS; MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2015; LANGEANI et al., 2007; MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2002).



**Figura 1.** Localização dos limites da região brasileira (região cinza) da Bacia Hidrográfica do Alto Rio Paraná (A) e a indicação das duas sub-bacias estudadas (B), a sub-bacia do Alto Paranapanema (C) e a sub-bacia do Médio e Alto Sorocaba (D), com os respectivos pontos de coleta. Fonte: Elaborado por Carla Américo.

Os riachos amostrados neste trabalho encontram-se inseridos em duas sub-bacias da Bacia Hidrográfica do Alto Rio Paraná, que desaguam em sua margem direita: 30 riachos inseridos na Bacia do Alto Paranapanema (Unidade Hidrográfica de Gerenciamento de Recursos Hídricos - UGRHI 14) e 18 riachos da Bacia do Rio Sorocaba Médio-Tietê (Unidade Hidrográfica de Gerenciamento de Recursos Hídricos - UGRHI 10).

Os riachos analisados da Bacia do Alto Paranapanema estão localizados na Serra de Paranapiacaba, a cerca de 1100 m de altitude e são afluentes do Rio Paranapanema. Estão localizados em 13 micro-bacias hidrográficas, nos municípios de Piedade, Pilar do Sul, São Miguel Arcanjo, Capão Bonito, Ribeirão Grande, Guapiara, Apiaí, Ribeirão Branco, Itapeva, Itaberá, Itararé e Sengés, cobrindo trechos de 1ª a 6ª ordens. No presente trabalho esses trechos de coleta foram considerados como inseridos em ambientes rurais (FIGURA 1C) (APÊNDICE A).

Os 18 riachos analisados da Bacia do Rio Sorocaba-Médio Tietê estão situados no município de Sorocaba, a cerca de 1028 m de altitude e são afluentes do Rio Tietê. Estão localizados em 8 micro-bacias da região do Alto e Médio Sorocaba e cobrem trechos de 1ª a 4ª ordens e no presente trabalho esses trechos de coleta foram considerados como inseridos em ambientes urbanos (FIGURA 1D) (APÊNDICE A).

## **2.2 Coleta da Ictiofauna**

A amostragem dos peixes do ambiente rural foi realizada entre os meses de junho e novembro de 2014, enquanto que a amostragem dos peixes do ambiente urbano foi realizada entre agosto e outubro de 2016. Ambas as coletas aconteceram em períodos de estiagem devido à maior facilidade no processo de amostragem, pois os riachos estão com menos água e isso aumenta a eficiência de coleta e evita o efeito de movimentação da fauna devido ao período de chuvas, buscando minimizar os efeitos sazonais (CETRA; PETRERE JÚNIOR; BARRELLA, 2017).

As capturas foram realizadas com equipamento de pesca elétrica, modelo “backpack” LR-24 Smith Root (Licença n° 13352-1 SISBIO/IBAMA/MMA) e o ponto inicial de cada amostragem foi escolhido aleatoriamente ao longo do riacho. Percorreu-se uma distância de 70 m no sentido jusante - montante em cada trecho de riacho, na sequência de mesohabitat corredeira/rápido/poço. A pesca elétrica foi realizada apenas uma vez em cada trecho, sem rede de contenção.

Os peixes coletados foram armazenados em sacos plásticos transparentes, identificados com data e local de coleta e fixados por 48 h em formalina 10%, sendo, posteriormente, transferidos para recipientes com álcool 70%. A confirmação taxonômica do material coletado foi realizada pelo Prof. Dr. George Mendes Taliaferro Mattox, sendo que os exemplares-testemunho das espécies coletadas na Bacia do Alto Paranapanema foram depositados na coleção do Laboratório de Ictiologia do Departamento de Zoologia e Botânica da UNESP de São José do Rio Preto (DZSJRP) e os exemplares-testemunhos coletados na Bacia do Rio Sorocaba- Médio Tietê foram depositados na coleção didática da UFSCar Sorocaba.

### 2.3 Medidas morfológicas dos peixes

Para avaliar a estrutura funcional das comunidades de peixes foi realizada uma análise morfológica das espécies. Os exemplares capturados foram lavados em água corrente e foram tomadas 8 medidas morfológicas de cada indivíduo, que foram adaptadas de FISHER; HOGAN (2007), visando obter medidas relacionadas à alimentação e locomoção das espécies (Tabela 1) (Apêndice C). As medidas morfológicas foram tomadas do lado esquerdo dos indivíduos, com o auxílio de um paquímetro digital Digimess (0,05 mm de precisão).

**Tabela 1-** Medidas morfométricas tomadas para todas as espécies dos ambientes rurais e urbanos.

Medidas	Definição
Medidas relacionadas à alimentação	
<b>M1</b>	Altura da boca
<b>M2</b>	Altura da cabeça
<b>M3</b>	Diâmetro máximo da cavidade orbital
Medidas relacionadas à locomoção	
<b>M4</b>	Distância do início da nadadeira caudal em sua parte média até o extremo distal
<b>M5</b>	Largura da nadadeira caudal em sua base
<b>M6</b>	Comprimento padrão do corpo (sem a cauda)
<b>M7</b>	Altura máxima do corpo
<b>M8</b>	Largura máxima na parte central do corpo

Através das medidas morfológicas mensuradas, foram calculados 4 atributos morfométricos médios para cada espécie (Tabela 2). Os atributos 1 e 2 relacionam-se diretamente com a alimentação das espécies e os atributos 3 e 4 relacionam-se à locomoção dos

indivíduos, buscando assim, descrever ao máximo as interpretações ecológicas que influenciam a funcionalidade dessas espécies no ambiente estudado.

**Tabela 2** - Atributos morfométricos provenientes das medidas morfométricas, suas respectivas fórmulas e as respectivas interpretações ecológicas para as espécies capturadas

Atributo morfométrico	Fórmula	Interpretação ecológica
<b>Atributo 1</b>	M1/M2	Tamanho e natureza dos itens alimentares capturados
<b>Atributo 2</b>	M3/M2	Detecção de presas e posição na coluna d'água
<b>Atributo 3</b>	M4/M5	Eficiência na propulsão e direcionamento
<b>Atributo 4</b>	$\frac{M6}{(M7 + M8)/2}$	Posição na coluna d'água e hidrodinamismo

### 2.3 Medidas de diversidade funcional

Para estimar a diversidade funcional das comunidades dos dois tipos de ambientes foram utilizados seis índices de diversidade funcional calculados a partir dos quatro atributos morfométricos:

- Riqueza funcional (Fric): indica o espaço funcional ocupado por cada comunidade em um espaço funcional multidimensional ("convex-hull") que inclui todas as espécies (PLA; CASANOVES; DI RIENZO, 2012; VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008); quanto mais elevado o valor de Fric, maior a riqueza funcional da comunidade.
- Equabilidade funcional (Feve): quantifica a regularidade com que o espaço funcional é preenchido pelas espécies através da distribuição de suas abundâncias (MASON et al., 2005; VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008); o valor baixo de Feve indica que a abundância está menos uniformemente distribuída entre a espécies do espaço funcional e as distâncias funcionais são mais irregulares.
- Divergência funcional (Fdiv): refere-se à forma com que a abundância das espécies é distribuída no espaço funcional em relação aos atributos funcionais presentes na comunidade (VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008); os valores mais elevados de Fdiv indicam que mais espécies da comunidade possuem valores extremos de atributos funcionais, indicando alta divergência entre esses atributos.

- Dispersão funcional (Fdis): baseia-se na distribuição dos atributos funcionais, indicando se as funções presentes nas comunidades são mais parecidas entre si ou não. É definida como a distância média no espaço de características multidimensionais de espécies individuais para o centróide de todas as espécies (LALIBERTÉ; LEGENDRE, 2010; PLA; CASANOVES; DI RIENZO, 2012); valores mais elevados de Fdis indicam que os atributos estão mais distribuídos entre as espécies fazendo com que as funções estejam mais distribuídas por todo o espaço funcional e mais divergentes entre si.
- Especialização funcional (Feve): representa a distinção dos atributos funcionais das espécies na montagem da comunidade (BELLWOOD et al., 2006; MOUCHET et al., 2010). Calcula a distância média entre cada espécie e a posição média de todas as espécies no espaço funcional; valores menores de Fspe indicam que as espécies generalistas (do centro do espaço funcional) são mais abundantes em relação às especialistas (vértices do espaço funcional) e revela a contribuição relativa de cada espécie.
- Originalidade funcional (Fori): é calculada pela distância média entre cada espécie e seu vizinho mais próximo no espaço funcional, refletindo o grau de singularidade (oposto da redundância) dos atributos das espécies na comunidade, indicando o compartilhamento ou isolamento de espécies a partir de seus atributos funcionais (MASON et al., 2005; MOUILLOT et al., 2013); valores menores de Fori indicam que as espécies compartilham muitos atributos, fazendo com que suas funções sejam mais semelhantes na comunidade.

Todas as análises foram realizadas utilizando a versão 3.3.2 do software R (Development Core Team, 2017). Utilizou-se as funções *quality\_funct\_space* e *quality\_funct\_space\_fromdist*, para computar o espaço funcional baseado nos atributos das espécies e distâncias funcionais pareadas, respectivamente. A função *plot\_funct\_space* foi utilizada para calcular os valores e posicionamentos das espécies que melhor explicavam o espaço funcional e a função *multidimFD* para o cálculo dos índices de diversidade funcional (VILLÉGER; MAIRE; MOUILLOT, 2017).

## 2.4 Análises estatísticas

A partir da matriz de atributos morfométricos por espécie gerou-se uma matriz de distância utilizando-se o índice de Gower, um coeficiente genérico de similaridade que combina diferentes tipos de descritores. Em seguida aplicou-se uma análise de coordenadas principais (PCoA) e foi gerado o espaço funcional para cada tipo de ambiente. Para interpretar o espaço funcional, utilizou-se o coeficiente de correlação linear de Pearson ( $r$ ) entre os quatro atributos morfométricos e os dois primeiros eixos da PCoA.

Os seis índices funcionais foram calculados com base nos atributos morfométricos das espécies e abundância total de cada espécie capturada em cada tipo de ambiente. Em seguida, calculou-se a diferença entre os índices funcionais de cada tipo de ambiente ( $\Delta_{obs}$ ).

Posteriormente, testou-se a hipótese nula de que não há mudança na estrutura funcional das duas comunidades de peixes nos dois tipos de ambientes. Para isso, foi utilizado um procedimento de randomização e 999 comunidades foram geradas ao acaso para testar as diferenças funcionais ( $\Delta_{aleat}$ ). A matriz de abundância por espécie para todas as coletas foi mantida fixa e realizou-se uma aleatorização dos locais de coleta. Para cada aleatorização calculou-se o valor de  $\Delta_{aleat}$  para cada índice funcional. A partir dos valores obtidos pela aleatorização ( $\Delta_{aleat}$ ) verificou-se qual o percentil em que o  $\Delta_{obs}$  se posicionou. Considerou-se que existe diferença funcional para os ambientes rurais e urbanos quando o  $\Delta_{obs}$  fosse menor que 2,5% ou maior que 97,5% de todos os  $\Delta_{aleat}$ .

## 3. RESULTADOS

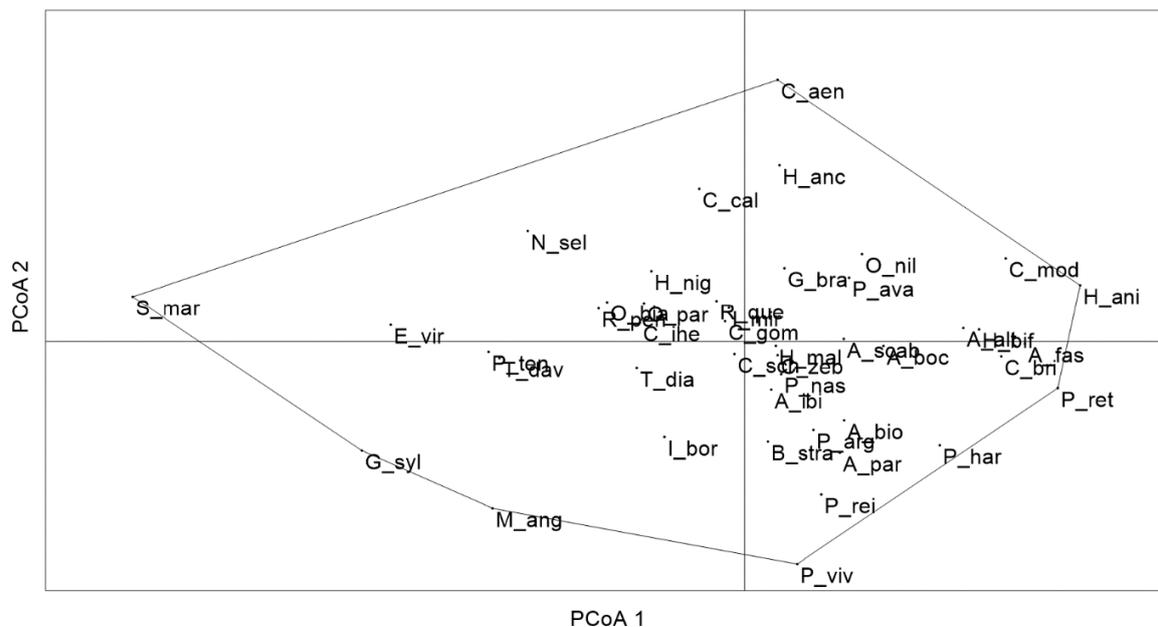
Foram capturados 3926 indivíduos, 1836 provenientes do ambiente rural e 2093 do urbano (APÊNDICE B). Os indivíduos capturados pertenceram à sete ordens, 15 famílias e 44 espécies, sendo encontradas 35 espécies no ambiente rural e 20 espécies no ambiente urbano. Destas, 24 espécies são exclusivas dos riachos rurais (54,5%), 9 espécies exclusivas dos riachos urbanos (20,45%) e 11 espécies são comuns aos dois ambientes (25%).

De acordo com as características funcionais pudemos interpretar que o espaço funcional apresentou dois gradientes, evidenciados pelos valores de correlação dos eixos 1 e 2 da PCoA (Tabela 3). O eixo 1 da PCoA representou um gradiente de posição na coluna d'água e hidrodinamismo, com peixes com maior capacidade natatória e nectônicos posicionados na extremidade direita do espaço funcional sendo representados pelas espécies *Hypheosobrycon anisitsi*, *Poecilia reticulata*, *Astyanax fasciatus*, *Cyphocharax modestus* e *Crenicichla britskii*.

No eixo 2, o gradiente esteve relacionado com o tamanho e natureza dos itens alimentares capturados, com peixes que capturam itens alimentares menores situados no extremo inferior do espaço funcional, representados pelas espécies *Poecilia vivipara*, *Phalloceros reisi*, *Astyanax paranae* e *Misgurnus anguillicaudatus* (Figura 2).

**Tabela 3** – Valores dos atributos morfométricos obtidos através da correlação entre os eixos 1 (PCoA 1) e 2 (PCoA 2) da PCoA e os respectivos valores da probabilidade exata (p).

Índices	PCoA 1	P	PCoA 2	p
Atributo 1	0,24	0,11	- 0,76	<0,01
Atributo 2	0,70	<0,01	- 0,51	<0,01
Atributo 3	0,78	<0,01	0,44	<0,01
Atributo 4	- 0,82	<0,01	- 0,29	0,058



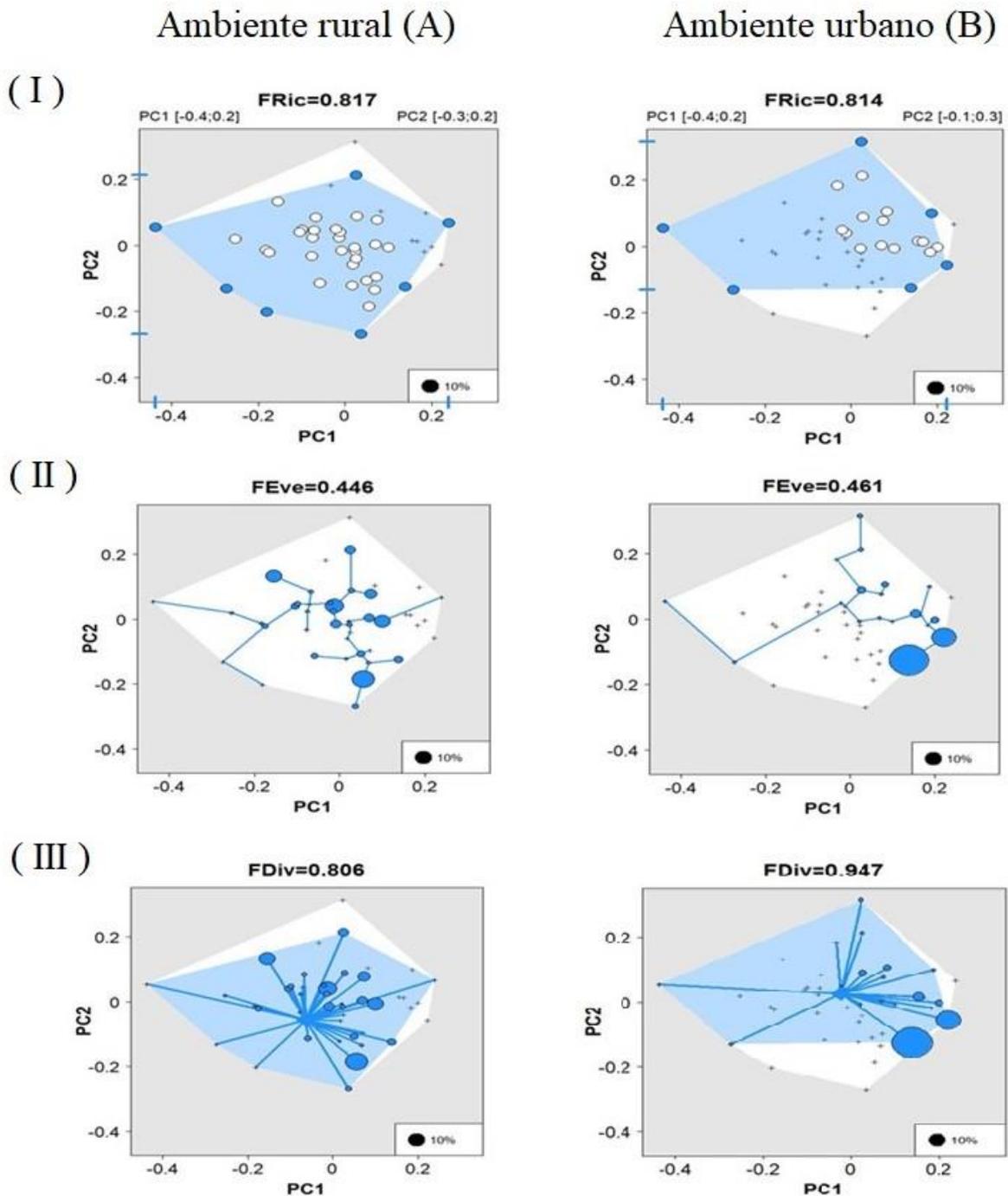
**Figura 2.** Projecção dos escores nos eixos 1 (PCoA 1) e 2 (PCoA 2) da PCoA para a formação do espaço funcional (“convex hull”). As siglas são representações das letras iniciais de cada espécie (Apêndice B).

Em relação aos índices funcionais examinados, pudemos considerar que não existe diferença funcional entre o ambiente urbano e rural quando se leva em consideração a riqueza (Fric), divergência (Fdiv) e equabilidade (Feve) funcional (Tabela 4, Figura 3).

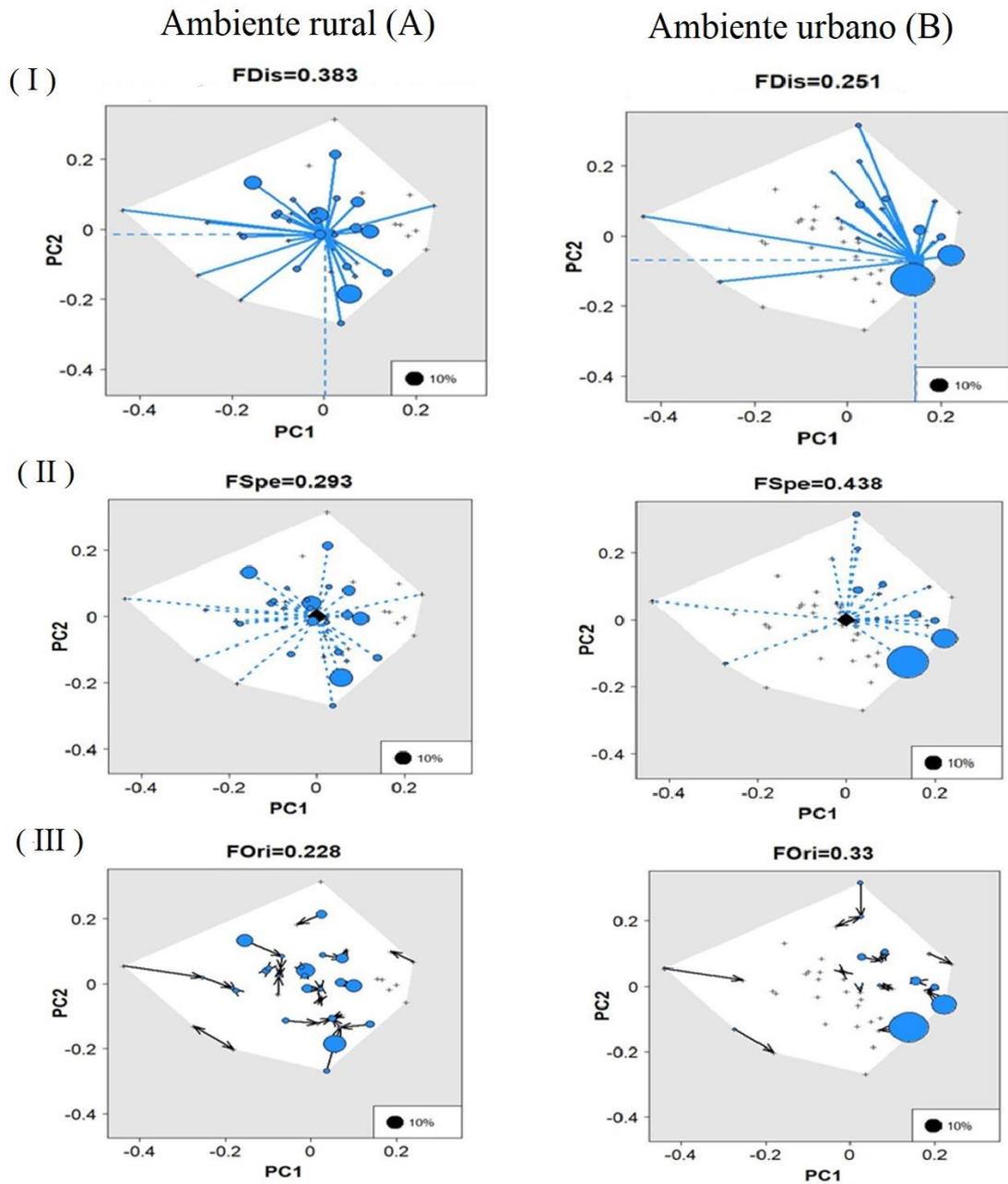
Por outro lado, a dispersão funcional (Fdis) foi maior no ambiente rural enquanto que a originalidade (Fori) e especialização (Fspe) funcional foram maiores no ambiente urbano (Tabela 4, Figura 4).

**Tabela 4:** Índices de diversidade funcional representando a riqueza (Fric), divergência (Fdiv), equabilidade (Feve), dispersão (Fdis), especialização (Fspe) e originalidade (Fori) funcionais para os riachos rurais e urbanos, a diferença (delta) e o percentil ocupado pela diferença (p).

<b>Índices</b>	<b>Rural</b>	<b>Urbano</b>	<b>Delta<sub>obs</sub></b>	<b>P</b>
<b>Fric</b>	0,817	0,814	0,003	0,298
<b>Feve</b>	0,446	0,461	-0,015	0,416
<b>Fdiv</b>	0,806	0,947	-0,141	0,102
<b>Fdis</b>	0,383	0,251	0,132	0,000
<b>Fspe</b>	0,293	0,438	-0,145	0,001
<b>Fori</b>	0,228	0,330	-0,102	0,004



**Figura 3:** Representação do espaço funcional total (“convex hull” branco) com os espaços funcionais das comunidades de peixes do ambiente rural (A) e urbano (B) (“convex hull” azul), indicando a parcela do espaço funcional ocupada por cada comunidade. Os círculos azuis representam as espécies e são plotados de acordo com a abundância relativa de cada espécie e os seus atributos funcionais enquanto que as linhas azuis representam as distâncias funcionais mínimas entre as espécies. Os eixos (PC1 e PC2) indicam os valores de atributos extraídos de uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA). (I) riqueza funcional (FRic), (II) equabilidade funcional (FEve) e (III) divergência funcional (FDiv).



**Figura 4** - Representação do espaço funcional total (“convex hull” branco) com os espaços funcionais das comunidades de peixes do ambiente rural (A) e urbano (B) (“convex hull” azul), indicando a parcela do espaço funcional ocupada por cada comunidade. Os círculos azuis representam as espécies e são plotados de acordo com a abundância relativa de cada espécie e os seus atributos funcionais enquanto que as linhas azuis representam as distâncias funcionais mínimas entre as espécies. Os eixos (PC1 e PC2) indicam os valores de atributos extraídos de uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA). (I) dispersão funcional (FDis), (II) especialização funcional (FSpe) e (III) originalidade funcional (FOri).

#### 4. DISCUSSÃO

Conseguir detectar impactos antrópicos sobre a biodiversidade e entender como essas influências estão modificando o funcionamento do sistema é um passo importante para propor projetos conservacionistas para áreas antropizadas. Considerando isso, um dos desafios atuais é compreender as respostas de diferentes componentes da biodiversidade a essas alterações ambientais (TERESA; CASATTI, 2012). Alguns trabalhos como o de LEITÃO et al. (2017) sugerem que riachos com algum nível de desmatamento nas margens podem não apresentar menor riqueza funcional quando comparados a ambientes mais íntegros, mas fazem com que a combinação dos atributos funcionais se distribua de maneira desigual. Neste trabalho, pudemos observar que os índices de dispersão, especialização e originalidade, mostraram-se diferentes quando comparamos riachos rurais e urbanos, mostrando que estes atributos podem ser indicadores para estas comunidades.

Observamos que o ambiente rural possui maior dispersão funcional do que o urbano, indicando que as funções sustentadas pelas espécies desse ambiente menos alterado são mais heterogêneas entre si e encontram-se distribuídas por todo o espaço funcional, ocupando espaço funcional diferente, oposto do que foi observado no ambiente mais degradado. As espécies dos riachos urbanos apresentaram suas funções ocupando regiões específicas do espaço funcional. Por ser um determinante importante da estrutura da comunidade (ROA-FUENTES; CASATTI, 2017), a dispersão funcional sugere que esses ambientes urbanos podem estar sob influência de algum processo que altere a funcionalidade desses riachos (MOUILLOT et al., 2013) e faz com que as espécies estejam ocupando nichos ecológicos mais restritos e semelhantes quando em comparação com o ambiente rural.

A especialização e originalidade funcional maiores no ambiente urbano sugerem teoricamente que as espécies presentes nesses ambientes estão contribuindo para a complementariedade de funções e permitindo maior estabilidade, resiliência e diversificação no uso dos recursos desses riachos urbanos (LEITÃO et al., 2017; MOUCHET et al., 2010; ROSATTI; SILVA; BATALHA, 2015; TERESA; CASATTI; CIANCIARUSO, 2015). A especialização funcional evidencia como as espécies generalistas (região central do espaço funcional) e especializadas (extremos do espaço funcional) tendem a influenciar no espaço funcional considerando as suas abundâncias enquanto que, a originalidade funcional demonstra como as espécies compartilham seus atributos entre si na comunidade. Esses resultados acabaram mostrando-se opostos ao esperado pela nossa hipótese inicial, embora alguns estudos tenham obtido resultados semelhantes aos nossos, como é o caso de VILLÉGER et al. (2010),

que observaram o aumento da diversidade taxonômica e a diminuição da diversidade funcional em peixes estuarinos no Golfo do México e o estudo de TERESA; CASATTI (2012), que concluíram que ambientes desmatados poderiam aportar maior diversidade funcional de peixes devido ao aumento da abundância de espécies oportunistas que acabam explorando novos nichos ecológicos e substituindo as espécies sensíveis.

Acredita-se que a adição de espécies novas e diferenciadas em um sistema com espécies funcionalmente redundantes resultará na adição de novos atributos funcionais e, conseqüentemente, no aumento da complementariedade de atributos (DE CARVALHO; TEJERINA-GARRO, 2015; DÍAZ; CABIDO, 2001). Combinar diferentes atributos em uma comunidade é garantia de maior estabilidade ambiental, pois a presença de espécies que desempenham funções ecológicas exclusivas permite a ocupação de diferentes nichos ecológicos (MOUILLOT et al., 2013). Considerando que as espécies especialistas (presentes nos extremos do espaço funcional) e originais (com características funcionalmente mais singulares) (MOUILLOT et al., 2013; VILLÉGER et al., 2010) possuem características únicas e influenciam diretamente a estrutura do espaço funcional, a existência de espécies exóticas no sistema é algo de extrema influência. DIAS et al. (2016) sugeriram que analisar a estrutura da comunidade através de atributos funcionais permite o maior conhecimento sobre espécies exóticas e locais, ajudando a entender a influência dos fatores bióticos sobre o estabelecimento dessas espécies. LEITÃO et al. (2017) observou que nichos ecológicos desocupados por espécies nativas favorecem a invasão de espécies exóticas, que podem ser mais tolerantes e conseguem colonizar esses habitats e competir com espécies locais.

Capturamos nos dois tipos de ambientes espécies introduzidas, sendo *Oreochromis niloticus* (tilápia) e *Poecilia reticulata* (barrigudinho, lebiste ou gupy) capturados no ambiente urbano e *Misgurnus anguillicaudatus* (dojô) no ambiente rural. Algumas características físicas e biológicas fazem com que estas espécies acabem se tornando exóticas invasoras e acarretem consideráveis mudanças na composição e funcionamento das comunidades nativas, podendo ocasionar extinções locais e diminuição da diversidade (LATINI ; RESENDE; POMBO, 2016).

O *Oreochromis niloticus* é uma espécie africana, introduzida através da piscicultura e considerada como forte competidora devido às suas características biológicas como crescimento rápido, alta tolerância a condições adversas como baixo nível de oxigênio, altos níveis de amônia e ampla variação de pH e temperaturas (LATINI; RESENDE; POMBO, 2016). Sabe-se que a espécie acarreta alterações na qualidade da água, na composição do fitoplâncton e alterações nas condições abióticas, reduzindo a sobrevivência de espécies nativas devido à competição por alimento e espaço (LATINI; RESENDE; POMBO, 2016). A *Poecilia*

*reticulata* é uma espécie asiática introduzida no Brasil através do aquarismo e que conseguiu se fixar por tolerar amplas variações no teor de salinidade e pH (LATINI; RESENDE; POMBO, 2016). É beneficiada em ambientes com retirada de mata ciliar, lançamento de efluentes e intenso assoreamento devido à sua dieta onívora e por aproveitar-se do enriquecimento orgânico de ambientes degradados (LATINI; RESENDE; POMBO, 2016). Por apresentar elevada taxa de fecundidade e fecundação interna, acabou tornando-se um problema, pois a elevada dominância de sua população faz com que ocorra a redução da abundância de populações nativas (LATINI; RESENDE; POMBO, 2016). O *Misgurnus anguillicaudatus* é uma espécie asiática que acabou se tornando invasora devido ao escape de sistemas de cultivos (LATINI; RESENDE; POMBO, 2016). Habita o fundo dos corpos d'água e tolera baixas concentrações de oxigênio, pois consegue absorver O<sub>2</sub> através da parede do intestino, fazendo com que apresente alta plasticidade de habitats e tornando-o um colonizador e dispersor com alta capacidade competitiva (LATINI; RESENDE; POMBO, 2016).

Outro fator extremamente importante que favorece e seleciona a ocorrência de algumas espécies em ambientes degradados é a estrutura marginal e o entorno dos riachos. ROA-FUENTES; CASATTI, (2017) observaram que fatores ambientais de escala local contribuíram diretamente para a variabilidade da estrutura da comunidade de peixes e sua diversidade. O aumento de poções e maior profundidade do leito, propagação de vegetação marginal rasteira, variações de temperatura e mudanças no substrato são alterações relacionadas com o uso do hábitat, disponibilidade de recursos e complexidade do canal. Modificações nesses fatores ambientais acabam remodelando os riachos e alterando a estrutura da comunidade e os nichos ocupados pelas espécies, refletindo na diversidade funcional e taxonômica (ROA-FUENTES; CASATTI, 2017).

A presença de recursos alimentares específicos, intenso assoreamento, baixa variabilidade de mesohabitats e vegetação marginal dominada por gramíneas (*Brachiaria* spp.) são características típicas de ambientes alterados que acabam filtrando atributos específicos (TERESA; CASATTI, 2010). A alta representatividade de espécies com esses atributos morfológicos é um indicativo de redução de integridade biológica do sistema (CASATTI; FERREIRA; LANGEANI, 2009; TERESA; CASATTI, 2010). Nesse caso, a presença de espécies altamente tolerantes como vértices do espaço funcional, como a *Poecilia reticulata* por exemplo, indica que atributos específicos podem estar sendo selecionados. Das espécies que se posicionaram no vértice do espaço funcional, *Gymnotus sylvius*, *Corydoras aeneus*, *Hypostomus ancistroides* e *Synbranchus marmoratus* são conhecidos pela sua capacidade em tolerar e explorar com sucesso riachos estruturalmente simplificados e conseguirem suportar

ambientes em estágios avançados de degradação (CASATTI; FERREIRA; LANGEANI, 2009; TERESA; CASATTI, 2010, 2012).

Esses ambientes urbanos conseguiram sustentar espécies abundantes que apresentam plasticidade fenotípica, são oportunistas, resistentes à hipoxia e colonizadoras eficientes como *Poecilia reticulata* e isto pode ser um indicativo de perda de integridade biológica (CASATTI; FERREIRA; LANGEANI, 2009; TERESA; CASATTI, 2010, 2012). As alterações antrópicas acabam aumentando a retenção de sedimentos, o assoreamento e o aporte de elementos alóctones, fazendo com que haja redução na complexidade do sistema, além de modificar a estrutura e composição das comunidades (TERESA; CASATTI, 2010), visto que, em ambientes estáveis a tendência é encontrar espécies de peixes de grande porte com poucos indivíduos, enquanto que, em ambientes degradados, espera-se que ocorra o predomínio de espécies menores com ciclo de vida curto (PERESSIN; CETRA, 2014).

Em resumo, nossos resultados indicaram que alguns indícios da influência da urbanização já puderam ser detectados através da diversidade funcional dos ambientes, fazendo com que a montagem das comunidades esteja sendo influenciada pela filtragem ambiental como a baixa complexidade estrutural do habitat. Nossos resultados mostram que regiões com maior originalidade e especialização funcional não necessariamente indicam melhorias no funcionamento do ambiente, mas podem sugerir a filtragem de atributos específicos que originalmente não estariam ocorrendo naquelas comunidades. Dessa maneira, podemos dizer que as comunidades dos ambientes urbanos podem ter passado por um processo de homogeneização e suas espécies sensíveis já foram extintas localmente (ROA-FUENTES; CASATTI, 2017), já que esses ambientes foram alterados pela urbanização, introdução de espécies, redução da mata ripária além de alterações físicas, químicas e estruturais do canal.

Assim como TERESA; CASATTI (2017), nossos resultados indicaram que os índices funcionais de diversidade podem ser utilizados como preditores quando se avalia a resposta dos peixes submetidos à diferentes graus de antropização. Embora tenhamos utilizado apenas atributos relacionados à locomoção e alimentação, que permitiu-nos avaliar atividades específicas das comunidades, conseguimos entender parte do funcionamento desses sistemas alterados pelas atividades humanas.

## 5. CONCLUSÃO

Os índices funcionais de dispersão, especialização e originalidade funcional mostraram-se diferentes entre os ambientes rural e urbano. A dispersão funcional foi maior no ambiente rural, indicando que as funções presentes nesses ambientes estão mais homogeneamente distribuídas entre o ambiente. Os índices de especialização e originalidade funcional foram maiores para o ambiente urbano, indicando que nesses locais as espécies estão contribuindo para a diversificação de funções, provavelmente devido à seleção de atributos que a urbanização causou agindo como um filtro ambiental e à introdução de espécies.

## REFERÊNCIAS

- AB'SABER, A.N. Os domínios morfoclimáticos da América do Sul. **Geomorfologia** n.52, p. 1-21. 1977 a.
- AB'SABER, A.N. Potencialidades paisagísticas brasileiras. **Geomorfologia** n. 55, p. 1-27. 1977b.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS; MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil: Regiões Hidrográficas Brasileiras** Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos, Brasília - DF: Ed especial. 2015.
- BARRAGÁN, F. et al. Negative impacts of human land use on dung beetle functional diversity. **PLoS ONE**, v. 6, n. 3, 2011.
- BELLWOOD, D. R. et al. Coral bleaching , reef fish community phase shifts and the resilience of coral reefs. **Global Change Biology**, v. 12, p. 1587–1594, 2006.
- BORDIGNON, C. R. et al. Fish complementarity is associated to forests in Amazonian streams. **Neotropical Ichthyology**, v. 13, n. 3, p. 579–590, 2015.
- BUCKUP, P. . A.; MENEZES, N. . A.; GHAZZI, M. S. **Catálogo das Espécies de Peixes de Água Doce do Brasil**. Editora do Museu Nacional, p. 196, 2007.
- CADOTTE, M. W. et al. Using phylogenetic, functional and trait diversity to understand patterns of plant community productivity. **PLoS ONE**, v. 4, n. 5, p. 1–9, 2009.
- CADOTTE, M. W.; CARSCADDEN, K.; MIROTCHEV, N. Beyond species: Functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. **Journal of Applied Ecology**, v. 48, n. 5, p. 1079–1087, 2011.

CASATTI, L. et al. From forests to cattail: How does the riparian zone influence stream fish? **Neotropical Ichthyology**, v. 10, n. 1, p. 205–214, 2012.

CASTRO, R. M. C. et al. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do Rio Paranapanema, sudeste e sul do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 3, n. 1, p. 14, 2003.

CASATTI, L.; FERREIRA, C. P.; LANGEANI, F. A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. **Hydrobiologia**, v. 623, n. 1, p. 173–189, 2009.

CARMONA, C. P. et al. Traits Without Borders: Integrating Functional Diversity Across Scales. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 31, n. 5, p. 382–394, 2016.

CETEC. **Comitê da Bacia Hidrográfica do Alto Paranapanema**, 1999. Disponível em: < <http://www.sigrh.sp.gov.br/public/uploads/documents/6723/planoalpa1.pdf>>.

CETRA, M.; PETRERE JÚNIOR, M.; BARRELLA, W. Relative influences of environmental and spatial factors on stream fish assemblages in Brazilian Atlantic rainforest. **Fisheries Management and Ecology**, v. 24, n. 2, p. 139–145, 2017.

CHAO, A.; CHIU, C.-H.; JOST, L. Unifying species diversity, phylogenetic diversity, functional diversity, and related similarity and differentiation measures through Hill Numbers. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 45, n. 1, p. 297–324, 2014.

CHIU, C. H.; CHAO, A. Distance-based functional diversity measures and their decomposition: A framework based on hill numbers. **PLoS ONE**, v. 9, n. 7, 2014.

CIANCIARUSO, M. V.; SILVA, I. A.; BATALHA, M. A. Diversidades filogenética e funcional : novas abordagens para a Ecologia de comunidades. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 3, p. 93–103, 2009.

CÓRDOVA-TAPIA, F.; ZAMBRANO, L. Fish functional groups in a tropical wetland of the Yucatan Peninsula, Mexico. **Neotropical Ichthyology**, v. 14, n. 2, [online], 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/1982-0224-20150162>.

DE CARVALHO, R. A.; TEJERINA-GARRO, F. L. Relationships between taxonomic and functional components of diversity: Implications for conservation of tropical freshwater fishes. **Freshwater Biology**, v. 60, n. 9, p. 1854–1862, 2015.

DIAS, M. S. et al. Trends in studies of Brazilian stream fish assemblages. **Natureza e Conservação**, v. 14, n. 2, p. 106–111, 2016.

DÍAZ, S.; CABIDO, M. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes: plant functional diversity matters to ecosystem processes. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 16, n. 4, p. 646–655, 2001.

DOLBETH, M. et al. Exploring ecosystem functioning in two Brazilian estuaries integrating fish diversity, species traits and food webs. **Marine Ecology Progress Series**, v. 560, n. November, p. 41–55, 2016.

DUMAY, O. et al. Functional groups of lagoon fish species in Languedoc Roussillon, southern France. **Journal of Fish Biology**, v. 64, n. 4, p. 970–983, 2004.

FISHER, R.; HOGAN, J. D. Morphological predictors of swimming speed : a case study of pre-settlement juvenile coral reef fishes. **The Journal of Experimental Biology**, n. 210, p. 2436–2443, 2007.

FLYNN, D. F. B. et al. Functional and phylogenetic diversity as predictors of biodiversity – ecosystem-function relationships. **Ecology**, v. 92, n. 8, p. 1573–1581, 2011.

GAGIC, V. et al. Functional identity and diversity of animals predict ecosystem functioning better than species-based indices. **Proceedings of the Royal Society Biological Sciences**, v. 282, n. 1801, p. 20142620–20142620, 2015.

GRINNEL, J. The Niche-Relationships of the California Thrasher. **The Auk**, American Ornithological Society, v. 34, n. 4, p. 427–433, 1917.

HENRIQUES, S. et al. Biogeographical region and environmental conditions drive functional traits of estuarine fish assemblages worldwide. **Fish and Fisheries**, n. June 2016, p. 1–20, 2017.

HUBBELL, S. P. **The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography**. New Jersey: Princeton University, 2001.

HUECK, K.; SEIBERT, P. **Vegetationskarte von Südamerika**. Band IIa. Fischer, Stuttgart, p. 90, 1981.

JOST, L. Entropy and diversity. **Oikos**, v. 113, p. 363–375, 2006.

JOST, L. CONCEPTS & SYNTHESIS. **Ecology**, v. 88, n. 10, p. 2427–2439, 2007.

KECK, B. P. et al. Fish functional traits correlated with environmental variables in a temperate biodiversity hotspot. **PLoS ONE**, v. 9, n. 3, 2014.

LALIBERTÉ, E.; LEGENDRE, P. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. **Ecology**, v. 91, n. January, p. 299–305, 2010.

LANGGANI, F. et al. Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 3, p. 181–197, 2007.

LATINI, A. O.; RESENDE, D. C.; POMBO, V. B.; CORADIN, L. (Org.). **Espécies exóticas invasoras de águas continentais no Brasil**. Brasília: MMA. p.791. Série Biodiversidade, vol. 39. 2016.

LEITÃO, R. P. **Estrutura funcional e conservação de Assembleias de peixes de riachos na Amazônia Brasileira**. Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia de água Doce e Pesca Interior do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia. Amazônia, INPA, 2015.

LEITÃO, R. P. et al. Disentangling the pathways of land use impacts on the functional structure of fish assemblages in Amazon streams. **Ecography**, v. 40, n. February, p. 1–13, 2017.

MAGURRAN, A. E. **Measuring Biological Diversity**. 1 ed. Blackwell Publishing company, 264 p. 2004.

MASON, N. W. H. et al. Functional richness , functional evenness and functional divergence : the primary components of functional diversity. **OIKOS**, v. 111, n. February, p. 112–118, 2005.

MELO, A. S. O que ganhamos “confundindo” riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? **Biota Neotropica**, v. 8, n. 3, p. 21–27, 2008.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Biodiversidade brasileira: Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros**. Secretaria da Biodiversidade e Florestas. Brasília- DF, p. 215-265, 2002.

MOUCHET, M. A. et al. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. **Functional Ecology**, v. 24, p. 867–876, 2010.

MOUILLOT, D. et al. A functional approach reveals community responses to disturbances. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 28, n. 3, p. 167–177, 2013.

MOUILLOT, D.; DUMAY, O.; TOMASINI, J. A. Limiting similarity, niche filtering and functional diversity in coastal lagoon fish communities. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 71, n. 3–4, p. 443–456, 2007.

PERESSIN, A.; CETRA, M. Responses of the ichthyofauna to urbanization in two urban areas in Southeast Brazil. **Urban Ecosyst**, v. 17, n. March, p. 675–690, 2014.

PLA, L.; CASANOVES, F.; DI RIENZO, J. **Quantifying Functional Biodiversity**. 1. ed. Springer Dordrecht Heidelberg London New York, 2012.

PODGAISKI, L. R.; JR, M. DE S. M.; PILLAR, V. D. O uso de Atributos Funcionais de Invertebrados terrestres na Ecologia : o que , como e por quê ? **Oecologia Australis**, v. 15, n. 4, p. 835–853, 2011.

R Core Team. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>. 2017.

RIBEIRO, M. D.; TERESA, F. B.; CASATTI, L. Use of functional traits to assess changes in stream fish assemblages across a habitat gradient. **Neotropical Ichthyology**, v. 14, n. March, p. 1–10, 2016.

ROA-FUENTES, C. A.; CASATTI, L. Influence of environmental features at multiple scales and spatial structure on stream fish communities in a tropical agricultural region. **Journal of Freshwater Ecology**, v. 32, n. 1, p. 273–287, 2017.

ROSATTI, N. B.; SILVA, D. M.; BATALHA, M. A. Loss of phylogenetic and functional originalities of woody cerrado species in simulated extinction scenarios. **Austral Ecology**, v. 40, p. 267–274, 2015.

SCHMERA, D. et al. Functional diversity: a review of methodology and current knowledge in freshwater macroinvertebrate research. **Hydrobiologia**, v. 787, n. 1, p. 27–44, 2017.

SWENSON, N. G. **Functional and Phylogenetic Ecology in R**. 1. ed. New York: Springer, 2014.

TERESA, F. B.; CASATTI, L. Importancia da vegetação riparia em regioao intensamente desmatada no sudeste do brasil: um estudo com peixes de riacho. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 5, n. 3, p. 444–453, 2010.

TERESA, F. B.; CASATTI, L. Influence of forest cover and mesohabitat types on functional and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical lowland streams. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 21, n. 3, p. 433–442, 2012.

TERESA, F. B.; CASATTI, L. Trait-based metrics as bioindicators: Responses of stream fish assemblages to a gradient of environmental degradation. **Ecological Indicators**, v. 75, p. 249–258, 2017.

TERESA, F. B.; CASATTI, L.; CIANCIARUSO, M. V. Functional differentiation between fish assemblages from forested and deforested streams. **Neotropical Ichthyology**, v. 13, n. 2, p. 361–370, 2015.

TOUSSAINT, A. et al. Global functional diversity of freshwater fish is concentrated in the Neotropics while functional vulnerability is widespread. **Scientific Reports**, v. 6, n. October 2015, p. 1–9, 2016.

VILLÉGER, S. et al. Contrasting changes in taxonomic vs . functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. **Ecological applications**, v. 20, n. 6, p. 1512–1522, 2010.

VILLÉGER, S.; MAIRE, E.; LEPRIEUR, F. On the risks of using dendrograms to measure functional diversity and multidimensional spaces to measure phylogenetic diversity: a comment on Sobral et al. (2016). **Ecology Letters**, v. 20, p. 554–557, 2017.

VILLÉGER, S.; MAIRE, E.; MOUILLOT, D. **Assessing functional diversity from traits to multidimensional indices.** 2017. Disponível em: <<http://villeger.sebastien.free.fr/FD.html>>.

VILLÉGER, S.; MASON, N. W. H.; MOUILLOT, D. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. **Ecology**, v. 89, n. 8, p. 2290–2301, 2008.

ZANZINI, A. C. DA S. **Descritores Quantitativos de Riqueza e Diversidade de Espécies.** Trabalho apresentado ao Curso de Pós-Graduação “Lato Sensu” (Especialização) Manejo de Florestas Nativas, da Universidade Federal de Lavras. Lavras, MG, 2005.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os métodos de quantificação da diversidade utilizados neste trabalho mostraram-se eficientes para entender e detectar alterações ocasionadas pela urbanização. Os índices taxonômicos conseguiram constatar diferenças entre a diversidade dos riachos rurais e urbanos ocasionadas pelo processo de urbanização, indicando a ação de um filtro ambiental selecionando espécies e resultando na diminuição da diversidade taxonômica da comunidade. Entretanto, assim como no estudo de TERESA; CASATTI (2017), que obtiveram resultados mais detalhados a partir dos índices funcionais de diversidade, ao invés de utilizar-se apenas de índices taxonômicos, nossos resultados foram semelhantes.

Os índices funcionais de diversidade conseguiram identificar fragilidades no funcionamento das comunidades inseridas em riachos urbanos e auxiliaram no entendimento de sua estrutura. Foi possível observar que a dispersão funcional dos ambientes urbanizados foi menor do que a dos ambientes rurais, entretanto, esses locais selecionaram atributos específicos que acabaram por aumentar a originalidade e a especialização funcional nesses ambientes. Esses aspectos permitiram concluir que espécies com elevada plasticidade fenotípica, exóticas, fortes competidoras e altamente tolerantes a ambientes degradados estão executando funções chaves do sistema. Acreditamos também que espécies sensíveis já tenham sido extintas localmente devido à urbanização e que as funções estejam mais homogêneas nesses ambientes.

Partindo desses resultados sugerimos que estratégias de gestão para a conservação comecem a ser pensadas para riachos envolvendo múltiplas abordagens. Sabe-se que estratégias de gerenciamento para ambientes aquáticos precisam ser estruturadas em larga escala, considerando a malha dendrítica (LEITÃO et al., 2017) e influências locais (ROA-FUENTES; CASATTI, 2017), como a conservação da vegetação ripária, a manutenção do fluxo do leito e a qualidade físico-química da água. Sugerimos também que múltiplos aspectos da biodiversidade, tais como a carga genética das espécies, as particularidades ecológicas e suas funções ambientais também sejam conservadas.

Como visto neste estudo, alguns índices não conseguem ser sensíveis a alterações específicas do sistema, enquanto que outros conseguem detectar mudanças sutis nas comunidades. Sendo assim, escolher o método mais adequado para tentar entender um sistema é uma atividade complexa que envolve conhecimento da região geográfica, suas comunidades, seu funcionamento e, principalmente, suas particularidades. Dessa maneira, utilizar-se de

variados índices para entender a diversidade e planejar estratégias de conservação, mostra-se a maneira mais eficiente e apropriada para gerenciar projetos conservacionistas eficientes.

## REFERÊNCIAS

LEITÃO, R. P. et al. Disentangling the pathways of land use impacts on the functional structure of fish assemblages in Amazon streams. **Ecography**, v. 40, n. February, p. 1–13, 2017.

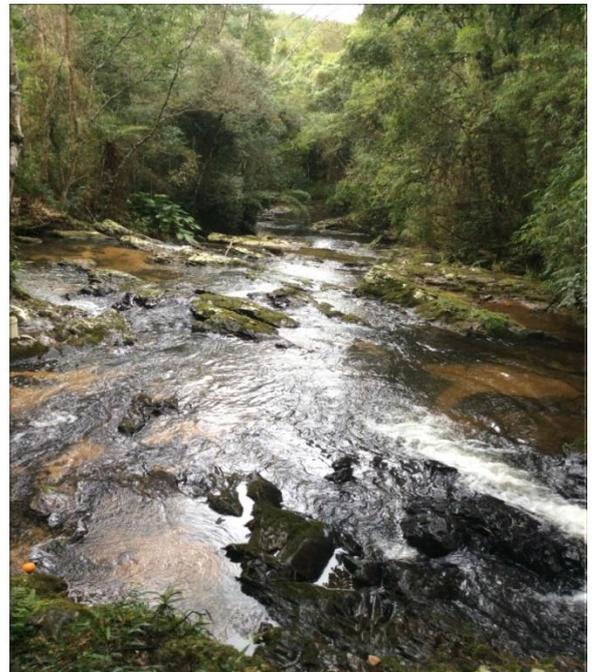
ROA-FUENTES, C. A.; CASATTI, L. Influence of environmental features at multiple scales and spatial structure on stream fish communities in a tropical agricultural region. **Journal of Freshwater Ecology**, v. 32, n. 1, p. 273–287, 2017.

TERESA, F. B.; CASATTI, L. Trait-based metrics as bioindicators: Responses of stream fish assemblages to a gradient of environmental degradation. **Ecological Indicators**, v. 75, p. 249–258, 2017.

## APÊNDICE

**APÊNDICE A** – Visão geral de alguns pontos de coleta amostrados, destacando a grande variabilidade ambiental com diferentes características de estabilidade das margens e zona ripária, cobertura do dossel, presença de construções e represamento, mesohabitats e estrutura do ambiente rural na Bacia do Alto Paranapanema (I) e do ambiente urbano na Bacia do Rio Sorocaba (II).

(I)



(continuação)



Fonte: Mauricio Cetra

(II)



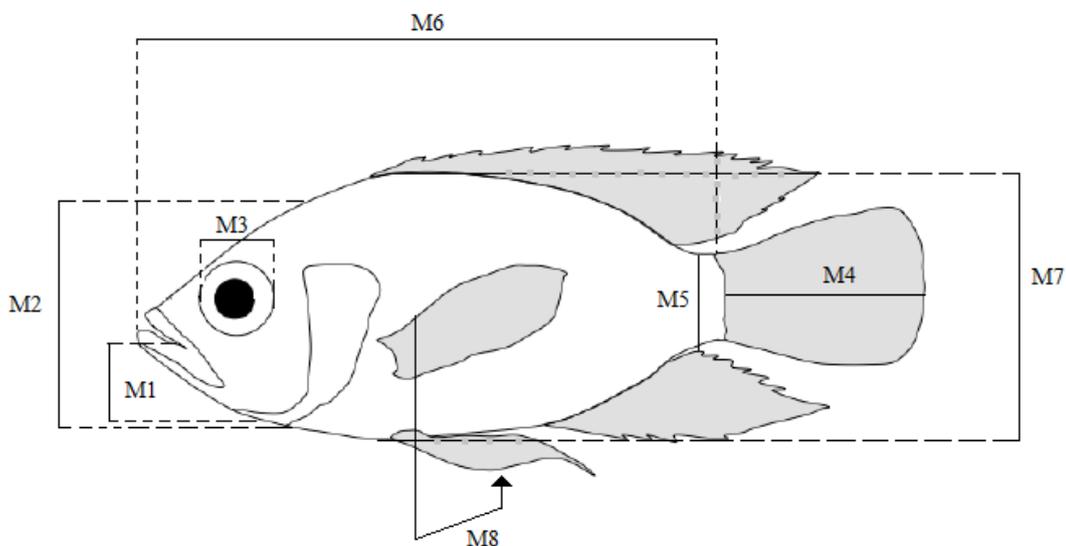
Fonte: Guilherme Silva

**APÊNDICE B** - Lista de espécies (classificadas a partir de Ordem, família e espécie) coletadas, com as respectivas siglas (Sigla). (BUCKUP; MENEZES; GHAZZI, 2007)

<b>Ordem/ Família/ Espécie</b>	<b>Sigla</b>
<b>CYPRINIFORMES</b>	
<b>COBITIDAE</b>	
<i>Misgurnus anguillicaudatus</i> (Cantor, 1842)	M_ang
<b>CHARACIFORMES</b>	
<b>CHARACIDAE</b>	
<i>Astyanax altiparanae</i> Garutti & Britski, 2000	A_alt
<i>Astyanax bockmanni</i> Vari & Castro, 2007	A_boc
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	A_fas
<i>Astyanax paranae</i> Eigenmann, 1914	A_par
<i>Astyanax biotae</i> Castro & Vari, 2004	A_bio
<i>Astyanax scabripinnis</i> (Jenyns, 1842)	A_sca
<i>Bryconamericus stramineus</i> Eigenmann, 1907	B_str
<i>Hyphessobrycon anisitsi</i> (Eigenmann, 1907)	H_ani
<i>Hyphessobrycon bifasciatus</i> Ellis, 1911	H_bif
<i>Oligosarcus paranensis</i> Menezes & Géry, 1983	O_par
<i>Piabina argentea</i> Reinhardt, 1867	P_arg
<b>CRENUCHIDAE</b>	
<i>Characidium gomesi</i> Travassos, 1955	C_gom
<i>Characidium schubarti</i> Travassos, 1955	C_sch
<i>Characidium</i> aff. <i>zebra</i> Eigenmann, 1909	C_zeb
<b>CURIMATIDAE</b>	
<i>Cyphocharax modestus</i> (Fernández-Yépez, 1948)	C_mod
<b>ERYTHRINIDAE</b>	
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	H_mal
<b>PARODONTIDAE</b>	
<i>Apareiodon ibitiensis</i> Campos, 1944	A_ibi
<i>Parodon nasus</i> Kner, 1859	P_nas
<b>GYMNOTIFORMES</b>	
<b>GYMNOTIDAE</b>	
<i>Gymnotus sylvius</i> Albert & Fernandes-Matioli, 1999	G_syl
<b>STERNOPYGIDAE</b>	
<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes, 1836)	E_vir
<b>SILURIFORMES</b>	
<b>CALLICHTHYUDAE</b>	
<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)	C_cal
<i>Corydoras aeneus</i> (Gill, 1858)	C_aen
<b>HEPTAPTERIDAE</b>	
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i> Schubart & Gomes, 1959	C_ihe
<i>Imparfinis borodini</i> Mees & Cala, 1989	I_bor
<i>Imparfinis mirini</i> Haseman, 1911	I_mir
<i>Phenacorhamdia tenebrosa</i> (Schubart, 1964)	P_ten
<i>Pimelodella avanhandavae</i> Eigenmann, 1919	P_ava
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	R_que
<b>LORICARIIDAE</b>	
<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering, 1911)	H_anc
<i>Hypostomus nigromaculatus</i> (Schubart, 1964)	H_nig
<i>Neoplecostomus selenae</i> Zawadzki, Pavanelli & Langeani, 2008	N_sel
<i>Otothyropsis biamnicus</i> Calegari, Lehmann & Reis, 2013	O_bia
<i>Rineloricaria pentamaculata</i> Langeani & Araújo, 1994	R_pen

<b>TRICHOMYCTERIDAE</b>	
<i>Trichomycterus davisi</i> (Haseman, 1911)	T_dav
<i>Trichomycterus diabolos</i> Bockmann, Casatti & de Pinna, 2004	T_dia
<b>CYPRINODONTIFORMES</b>	
<b>POECILIDAE</b>	
<i>Poecilia reticulata</i> Peters, 1859	P_ret
<i>Poecilia vivipara</i> Bloch & Schneider, 1801	P_viv
<i>Phalloceros reisi</i> Lucinda, 2008	P_rei
<i>Phalloceros harpagos</i> Lucinda, 2008	P_har
<b>SYNBRANCHIFORMES</b>	
<b>SYNBRANCHIDAE</b>	
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795	S_mar
<b>PERCIFORMES</b>	
<b>CICHLIDAE</b>	
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	G_bra
<i>Crenicichla britskii</i> Kullander, 1982	C_bri
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	O_nil

**APÊNDICE C** - Representação esquemática das medidas morfométricas analisadas na ictiofauna capturada no ambiente rural e urbano.



As medidas (M1 a M8) representam as estruturas morfológicas analisadas nos exemplares de peixes capturados, para a elaboração dos atributos morfométricos das espécies.

Fonte: Modificado de LEITÃO, 2015