



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA

ALEXANDER CLARO GARCÍA

**INFLUÊNCIA DA URBANIZAÇÃO SOBRE ASSEMBLEIAS
DE PEIXES DE RIACHOS NO SUL DO BRASIL**

Londrina
2016

ALEXANDER CLARO GARCÍA

**INFLUÊNCIA DA URBANIZAÇÃO SOBRE ASSEMBLEIAS
DE PEIXES DE RIACHOS NO SUL DO BRASIL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina, como requisito para a obtenção do título de Doutor em Ciências Biológicas.

Orientador: Prof. Dr. Oscar Akio Shibatta

Londrina
2016

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UEL

Claro-Garcia, Alexander.

Influência da urbanização sobre assembleias de peixes de riachos no sul do Brasil / Alexander Claro-Garcia. - Londrina, 2016.
91 f. : il.

Orientador: Oscar Akio Shibata.

Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, 2016.
Inclui bibliografia.

1. Diversidade funcional - Tese. 2. Dieta - Tese. 3. Impactos antrópicos - Tese. 4. Ictiofauna - Tese. I. Shibata, Oscar Akio. II. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas. III. Título.

ALEXANDER CLARO GARCÍA

**INFLUÊNCIA DA URBANIZAÇÃO SOBRE ASSEMBLEIAS DE PEIXES
DE RIACHOS NO SUL DO BRASIL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina, como requisito para a obtenção do título de Doutor em Ciências Biológicas.

BANCA EXAMINADORA

Orientador: Prof. Dr. Oscar Akio Shibatta
Universidade Estadual de Londrina - UEL

Profa. Dra. Claudia Bueno dos Reis Martinez
Universidade Estadual de Londrina - UEL

Profa. Dra. Ana Paula Vidotto Magnoni
Universidade Estadual de Londrina - UEL

Prof. Dr. Edson Fontes de Oliveira
Universidade Tecnológica Federal de Paraná -
UTFPR

Prof. Dr. Mauricio Cetra
Universidade Federal de São Carlos - UFSCar

Prof. Dr. Fernando Camargo Jerep
Universidade Estadual de Londrina - UEL

Prof. Dr. José Luis Oliván Birindelli
Universidade Estadual de Londrina - UEL

Londrina, 16 de dezembro de 2016.

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Dr. Oscar Akio Shibatta, pela oportunidade, amizade, orientação e o conhecimento compartilhado.

Ao Dr. José Luis Birindelli, Dr. Fernando Camargo Jerep e Dr. Marcos Robalinho pela avaliação de minha qualificação, contribuindo com críticas sugestões e elogios.

Dra. Claudia B. dos Reis Martinez, Dra. Ana Paula Vidotto Magnoni, Dr. José Luis Birindelli, Dr. Fernando Camargo Jerep, Dr. Edson Fontes de Oliveira e Dr. Mauricio Cetra pelo aceite em compor minha banca avaliadora.

À equipe do Museu de Zoologia da UEL a Fernando Camargo, José Birindelli, Lucas, Fernando, Raul, Fernanda, Nick, Ana Cecilia, Aparecido de Souza e Edson Santana pela amizade, ensinamentos e brincadeiras ao longo dos últimos anos.

A João F. Marquez e Diego Rojas, Cido, Edson, Lucas, Raul, Fernando Jerep, Xande, Vitor, Gean, Marcelo pela ajuda nas coletas.

Aos meus amigos do LEPIB Mário, Diego, Armando, Gean, Marcelo, Xande, Mari, Camila, Ana Paula.

Aos colegas e amigos pelo companheirismo e amizade.

Ao programa de Doutorado em Ciências Biológicas e a Universidade Estadual de Londrina. Ao Programa de Estudantes-Convênio de Pós-Graduação (PEC-PG) - CAPES/CNPq – Brasil pelo apoio financeiro durante a realização do doutorado.

À empresa Klabin S.A. pelo suporte logístico e permitir as coletas no parque ecológico.

A minha família em especial aos meus pais Dilia García e meu pai Omar Claro (Q.E.P.D) e minha irmã Lady pelo amor, carinho e apoio incondicional.

A minha companheira de viagem Viviana Torres pelo amor, paciência e compreensão; por ser meu grande apoio nos momentos de dificuldade e minha inspiração nas horas de apreensão.

CLARO-GARCÍA, Alexander. **Influência da urbanização sobre assembleias de peixes de riachos no sul do Brasil**. 2016. 91 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2016.

RESUMO

A história da humanidade revela uma forte relação de suas civilizações com os ambientes aquáticos, uma vez que essas áreas oferecem recursos importantes para sua manutenção. No entanto, a relação tem sido desastrosa, principalmente nas últimas décadas, decorrente do crescimento demográfico, industrialização e ocupação desordenada do solo. Neste estudo avaliaram-se os efeitos da urbanização sobre as assembleias de peixes de riachos, com relação à sua composição, diversidade funcional e alimentação. Para isso, foram elaborados três capítulos a partir da amostragem da ictiofauna em riachos preservados e influenciados pela urbanização na bacia do rio Tibagi, Estado de Paraná, Brasil. Capítulo 1: Foram comparadas assembleias de peixes presentes em riachos conservados e riachos que sofrem influência da urbanização, a partir da premissa que atividades humanas que afetam a qualidade da água e a estrutura física dos ambientes aquáticos podem atuar como um filtro ambiental para a seleção de determinadas espécies ou traços funcionais. Foram encontradas evidências de alterações tanto na estrutura taxonômica como funcional das assembleias de peixes nos riachos influenciados pela urbanização. Capítulo 2: A dieta de *Astyanax paranae* e *Trichomycterus davisi* foi investigada para entender a influência e resposta das espécies à urbanização. Foi observado que a flexibilidade no comportamento é uma resposta importante para adaptação e ajuste ao processo de urbanização. Capítulo 3: Foi investigada a estrutura e distribuição das assembleias de peixes de riachos nas porções média e baixa da bacia do rio Tibagi. Foram observadas fortes ameaças influenciadas por atividades humanas como urbanização, indústria, agricultura e a construção de hidrelétricas. O processo acelerado de urbanização causa mudanças nas condições ambientais, tornando-se uma ameaça evidente à biodiversidade, afetando a estrutura trófica, a composição de espécies, e o funcionamento dos ecossistemas, devido à perda de traços funcionais.

Palavras-chave: Diversidade funcional. Dieta. Impactos antrópicos. Ictiofauna. Alto rio Paraná.

CLARO-GARCIA, Alexander. **Influence of urbanization on stream fish assemblages in southern Brazil**. 2016. 91 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2016.

ABSTRACT

The history of humanity reveals a strong relationship of its civilizations with aquatic environments, because these areas provide important resources for maintenance. However, the relationship has been disastrous, resulted of population growth, industrialization and disordered land occupation. In this study the effects of urbanization on stream's fish assemblages were evaluated, with regard to its composition, functional diversity and feeding. Three chapters were elaborated from the ichthyofauna sampling in preserved and influenced by urbanization streams in the Tibagi river basin, Paraná state, Brazil. Chapter 1: fish assemblages present in conserved streams were compared with those from streams influenced by urbanization, with the premise that human activities that affect water quality and the physical structure of aquatic environments can act as an environmental filter for the selection of species or functional traits. Evidence of changes in the taxonomic and functional structure of fish assemblages was found in streams influenced by urbanization. Chapter 2: the diet of *Astyanax paranae* and *Trichomycterus davisi* was investigated to understand the influence and species responses to urbanization. We observed that flexibility in behavior is an important response to adaptation and adjustment to the urbanization process. Chapter 3: the structure and distribution of fish assemblages of tributaries in the middle and lower sections of the Tibagi river basin were investigated. We observed strong threats influenced by human activity such as urbanization, industry, agriculture and the construction of hydroelectric plants. The accelerated urbanization process causes changes in the environmental conditions, becoming a threat to biodiversity affecting the trophic structure, species composition, and even the ecosystem functioning, through the loss of functional traits.

Key words: Functional diversity. Diet. Anthropic impacts. Ichthyofauna. Upper Paraná River.

LISTA DE TABELAS

CAPITULO 1

- Tabela 1.** Coordenadas geográficas e variáveis ambientais medidas nos pontos de coleta dos riachos preservados e urbanos na bacia do médio rio Tibagi. OD: oxigênio dissolvido (mg/l), Cond: condutividade ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), Temp: temperatura ($^{\circ}\text{C}$), Turb: turbidez (NTU), Nit: nitrato (mg/l), Are: areia, Casc: cascalho, Arg: argila, Sei: seixos, Roc: rochas, Vel: velocidade da água (m/s), Larg: largura (m), Prof: profundidade (m), Rip: mata ripária, Somb: sombreamento..... 25
- Tabela 2.** Categoria, descrição e código dos traços funcionais medidos para as espécies de peixes..... 27
- Tabela 3.** Lista de espécies coletadas em riachos preservados e urbanos na bacia do médio rio Tibagi. V1: cabeceira ribeirão Varanal; V1: médio ribeirão Varanal; V1: foz ribeirão Varanal; L1: cabeceira ribeirão Lambedor; L1: médio ribeirão Lambedor; L1: foz ribeirão Lambedor; U1: cabeceira ribeirão Uvaranal; U1: médio ribeirão Uvaranal; U1: foz ribeirão Uvaranal; M1: cabeceira ribeirão Mandaçaia; U1: médio ribeirão Mandaçaia; U1: foz ribeirão Mandaçaia..... 28
- Tabela 4.** Scores dos dois primeiros eixos da RQL das variáveis ambientais e traços funcionais dos riachos preservados e urbanos na bacia do rio Tibagi..... 29

CAPITULO 2

- Table 1.** Relative volume (%), frequency of occurrence (% FO) and alimentary index (AI_i%) of food items consumed by *T. davisi* and *A. paranae* in preserved (Lambedor, Varanal) and urban (Uvaranal and Mandaçaia) streams in the Tibagi river basin, Paraná State, Brazil. The symbol "*" represents values <0.01..... 49
- Table 2.** Indicator Value (IndVal) of food items consumed by *A. paranae* and *T. davisi* in preserved and urban streams. Food items with significant values $p < 0.05$ were included in this list..... 53

CAPITULO 3

- Table 1.** Geographic coordinates and elevation from the collecting sites in the Tibagi river basin, Paraná state, Brazil..... 86
- Table 2.** Fish species collected in streams from middle and low sections in the Tibagi river basin, Paraná States, Brazil. Varanal stream (V), Lambedor stream (L), Uvaranal stream (U), Mandaçaia stream (M), Saltinho stream (S), Água Branca stream (A), Tigre stream (T), Engenho de Ferro stream (E)..... 87

LISTA DE FIGURAS

CAPITULO 1

- Figura 1.** Mapa de area de estudo apresentando os locais de coleta em riachos preservados e urbanos na bacia do rio Tibagi, Estado de Paraná, Brasil. Ribeirão Varanal (V1, V2, V3), ribeirão Lambedor (L1, L2, L3), ribeirão Uvaranal (U1, U2, U3), ribeirão Mandaçaia (M1, M2, M3)..... 26
- Figura 2.** Ordenação dos locais de coleta (A), variáveis ambientais (B) e traços funcionais dos dois primeiros eixos da RLQ. Riachos preservados círculos preto e urbanos círculos cinza; V1: cabeceira ribeirão Varanal, V1: médio ribeirão Varanal, V1: foz ribeirão Varanal, L1: cabeceira ribeirão Lambedor, L1: médio ribeirão Lambedor, L1: foz ribeirão Lambedor, U1: cabeceira ribeirão Uvaranal, U1: médio ribeirão Uvaranal, U1: foz ribeirão Uvaranal, M1: cabeceira ribeirão Mandaçaia, U1: médio ribeirão Mandaçaia, U1: foz ribeirão Mandaçaia em A; OD: oxigênio dissolvido, Cond: condutividade, Temp: temperatura, Turb: turbidez, Nit: nitrato, Are: areia, Casc: cascalho, Arg: argila, Sei: seixos, Roc: rochas, Vel: velocidade, Larg: largura, Prof: profundidade, Rip: mata ripária, Somb: sombreamento em B; MCP: máximo comprimento, CI: coeficiente intestinal, DO: diâmetro dos ovócitos, L₅₀: comprimento médio da primeira maturação, FEC: fecundidade, IC: índice de compressão, ID: índice de depressão, PO: posição do olho, PB: posição da boca, ARB: abertura relativa da boca, RANP: relação aspecto da nadadeira peitoral em C..... 30

CAPITULO 2

- Figure 1.** Map of the study area showing the collecting sites in preserved and urban streams in the Tibagi river basin, Paraná State, Brazil. Varanal stream (V1, V2, V3), Lambedor stream (L1, L2, L3), Uvaranal stream (U1, U2, U3), Mandaçaia stream (M1, M2, M3)..... 54
- Figure 2.** Rarefaction curves represent the cumulative numbers of eaten food items for *A. paranae* in preserved and urban streams, Paraná State, Brazil. Confidence interval (CI) of 95% is represented by the dotted line..... 55
- Figure 3.** Rarefaction curves represent the cumulative numbers of eaten food items for *T. davisi* in preserved and urban streams, Paraná State, Brazil. Confidence interval (CI) of 95% is represented by the dotted line..... 55
- Figure 4.** Ordination resulting from Non-metric Multi-dimensional Scaling (NMDS) based on the volume of food items in *A. paranae*, in preserved (black circle) and urban (white circle) streams, Paraná State, Brazil..... 56

Figure 5. Ordination resulting from Non-metric Multi-dimensional Scaling (NMDS) based on the volume of food items in *T. davisi*, in preserved (black circle) and urban (white circle) streams, Paraná State, Brazil..... 56

CAPITULO 3

Figure 1. Map of the study area showing the collecting sites in the middle and low sections in the Tibagi river basin, Paraná State, Brazil. Varanal stream (V1, V2, V3), Lamedor stream (L1, L2, L3), Uvaranal stream (U1, U2, U3), Mandaçaia stream (M1, M2, M3), Saltinho stream (S1, S2, S3), Água Branca stream (A1, A2, A3), Tigre stream (T1, T2, T3), Engenho de Ferro stream (E1, E2, E3)..... 80

Figure 2. Fish species collected in streams from middle and low sections of the Tibagi river basin, Paraná state, Brazil. (A) *Apareiodon ibitiensis*, 78.2 mm SL, MZUEL 11012; (B) *Apareiodon piracicabae*, 88.1 mm SL, MZUEL 10869; (C) *Steindachnerina inculpta*, 58.8 mm SL, MZUEL 8569; (D) *Leporinus amblyrhynchus*, 148.9 mm SL, MZUEL10868; (E) *Aphyocharax dentatus*, 18.4 mm SL, MZUEL 8202; (F) *Astyanax bockmanni*, 64.1 mm SL, MZUEL 11058; (G) *Astyanax aff. fasciatus*, 71.2 mm SL, MZUEL 8175; (H) *Astyanax lacustris*, 72.5 mm SL, MZUEL 10044; (I) *Characidium aff. zebra*, 43.3 mm SL, MZUEL 10112; (J) *Astyanax aff. paranae*, 78.3 mm SL, MZUEL 9986; (K) *Astyanax paranae*, 63.1 mm SL, MZUEL 8191; (L) *Hoplias malabaricus*, 158.8 mm SL, MZUEL 8501; (M) *Bryconamericus aff. iheringii*, 34.5 mm SL, MZUEL 10905; (N) *Piabarchus stramineus*, 49.8 mm SL, MZUEL 8589; (O) *Oligosarcus paranensis*, 110.9 mm SL, MZUEL 8284; (P) *Piabina argentea*, 63.4 mm SL, MZUEL 8315; (Q) *Serrapinnus notomelas*, 30.1 mm SL, MZUEL 11013..... 81

Figure 3. Fish species collected in streams from middle and low sections of the Tibagi river basin, Paraná state, Brazil. (A) *Cetopsorhamdia iheringi*, 97.1 mm SL, MZUEL 8522; (B) *Imparfinis mirini*, 72.2 mm SL, MZUEL 8504; (C) *Phenacorhamdia tenebrosa*, 73.5 mm SL, MZUEL 8518; (D) *Pimelodella gracilis*, 105.9 mm SL, MZUEL 10017; (E) *Rhamdia quelen*, 117.6 mm SL, MZUEL 10058; (F) *Trichomycterus davisi*, 63.5 mm SL, MZUEL 11046; (G) *Corydoras aeneus*, 41.4 mm SL, MZUEL 10873; (H) *Corydoras ehrhardti*, 48.5 mm SL, MZUEL 10082; (I) *Corydoras paleatus*, 62.3 mm SL, MZUEL 8603..... 82

Figure 4. Fish species collected in streams from middle and low sections of the Tibagi river basin, Paraná state, Brazil. (A) *Hisonotus francirochai*, 33.3 mm SL, MZUEL 10120; (B) *Hypostomus ancistroides*, 57.1 mm SL, MZUEL 8252;

(C) *Hypostomus strigaticeps*, 50.3 mm SL, MZUEL 9972; (D) *Rineloricaria latirostris*, 74.5 mm SL, MZUEL 86.4; (E) *Isbrueckerichthys cf. calvus*, 59.43 mm SL, MZUEL 11049; (F) *Neoplecostomus paranensis*, 65.2 mm SL, MZUEL 8182; (G) *Otothyropsis biamnicus*, 33.2 mm SL, MZUEL 8187; (H) *Hypostomus nigromaculatus*, 58.8 mm SL, MZUEL 8309..... 83

Figure 5. Fish species collected in streams from middle and low sections of the Tibagi river basin, Paraná state, Brazil. (A) *Gymnotus omarorum*, 105.3 mm SL, MZUEL 8223; (B) *Gymnotus pantanal*, 191.2 mm SL, MZUEL 10021; (C) *Sternopygus macrurus*, 185.4 mm SL, MZUEL 8280; (D) *Phalloceros harpagos*, 36.75 mm SL, Female, MZUEL 8258; (E) *Phalloceros harpagos*, 20.8 mm SL, Male, MZUEL 8258; (F) *Poecilia reticulata*, 28.9 mm SL, Female, MZUEL 10889; (G) *Poecilia reticulata*, 17.1 mm SL, Male, MZUEL 10889; (H) *Xiphophorus hellerii*, 23.5 mm SL, MZUEL, Female, 8606; (I) *Cichlasoma paranaense*, 58.7 mm SL, MZUEL 8482; (J) *Crenicichla niederleinii*, 174.2 mm SL, MZUEL 10904; (K) *Geophagus brasiliensis*, 33.5 mm SL, MZUEL 9987; (L) *Oreochromis niloticus*, 60.8 mm SL, MZUEL 8591; (M) *Coptodon rendalli*, 54.6 mm SL, MZUEL 10086..... 84

Figure 6. Similarity of Bray-Curtis of fish assemblages from streams of middle and low sections in the Tibagi river basin, Paraná state, Brazil. Varanal stream (V), Lamedor stream (L), Uvaranal stream (U), Mandaçaia stream (M), Saltinho stream (S), Água Branca stream (A), Tigre stream (T), Engenho de Ferro stream (T)..... 85

SUMÁRIO

| | |
|---|----|
| Introdução Geral | 1 |
| Referências | 5 |
| CAPITULO 1 | |
| Influência da urbanização sobre as assembleias de peixes de riachos no sul de Brasil | 12 |
| Resumo | 13 |
| Introdução | 14 |
| Material e Métodos | 15 |
| Área de estudo | 15 |
| Coleção de dados | 15 |
| Variáveis ambientais | 16 |
| Traço funcionais | 16 |
| Análise de dados | 16 |
| Resultados | 17 |
| Discussão | 19 |
| Referências | 21 |
| Apêndice | 31 |
| CAPITULO 2 | |
| Feeding responses in stream fishes facing urbanization in southern Brazil | 32 |
| Abstract | 33 |
| Introduction | 34 |
| Material and methods | 35 |
| Study area | 35 |
| Fish sampling | 36 |
| Data Analysis | 36 |
| Results | 38 |
| Discussion | 39 |
| References | 41 |
| CAPITULO 3 | |
| Diversity and distribution of ichthyofauna in streams of middle and low Tibagi river basin, Paraná, Brazil | 57 |
| Abstract | 58 |
| Introduction | 59 |

| | |
|------------------------------------|----|
| Materials and Methods | 59 |
| Study site | 59 |
| Data collection | 59 |
| Results | 60 |
| Discussion | 69 |
| Literature cited | 70 |
| Apêndice | 89 |

Introdução Geral

A história da humanidade revela uma forte relação de suas civilizações com os ambientes aquáticos, uma vez que essas áreas oferecem recursos importantes para sua manutenção, como água, alimento e matéria-prima. Pressões econômicas e sociais têm influenciado o aumento em atividades como agricultura e urbanização, que por sua vez apresentam uma forte relação com o uso do solo e da água. No entanto, a relação com os recursos hídricos tem sido desastrosa, principalmente nas últimas décadas, decorrente da ocupação desordenada do solo devido ao crescimento demográfico e industrialização. Em países em desenvolvimento como o Brasil, as pressões sobre os recursos hídricos tem aumentado como resultado de uma economia globalizada. Dessa forma, pressões antrópicas decorrentes do desenvolvimento têm ocasionado fortes mudanças na paisagem (BARLETTA et al., 2010), principalmente em áreas próximas de rios e riachos, promovendo a redução da cobertura vegetal e gerando efeitos negativos sobre a biota aquática, uma vez que esta apresenta uma forte dependência com a paisagem circundante (ALLAN, 2004; WALSH et al., 2005). Como consequência, a urbanização se tornou, na atualidade, uma das principais causas de perda de habitat e ameaça para a biodiversidade (BARLETTA et al., 2010; MATSON et al., 1997; TSCHARNTKE et al., 2005).

A síndrome de riachos urbanos está associada com o incremento de superfícies impermeáveis, que pode causar um aumento na frequência e magnitude dos fluxos de águas pluviais, ocasionando mudanças na morfologia do canal e aumento dos processos erosivos (HATT et al., 2004; PAUL; MEYER, 2001; WALSH et al., 2005). Além disso, a descarga inadequada de resíduos não tratados de origem doméstica e industrial causa um aumento na concentração de nutrientes e substâncias tóxicas (KLEIN, 1979; HATT et al., 2004; PAUL; MEYER, 2001). A perda da vegetação ripária pode causar uma redução na entrada de matéria orgânica, aumento na incidência de luz, temperatura e produção primária (PAUL; MEYER, 2001; WALSH et al., 2005).

Alterações nos aspectos físicos, químicos e ecológicos podem comprometer a integridade e equilíbrio dos riachos urbanos, podendo causar alterações na composição, estrutura e distribuição de espécies, induzindo a dominância de espécies tolerantes e o estabelecimento de espécies não nativas causando a homogeneização das assembleias de peixes (MARCHETTI; LOCKWOOD; LIGHT, 2006; McKINNEY, 2006). Além disso, podem causar mudanças na disponibilidade de recursos, estrutura trófica e interferir em muitos de seus processos (produtividade primária, decomposição e ciclagem de nutrientes) (PAUL; MEYER, 2001; POFF; ALLAN, 1995; WALSH et al. 2005; WINEMILLER; AGOSTINHO; CARAMASCHI, 2008). Desta forma, ambientes degradados têm uma tendência de apresentar uma ictiofauna com baixos valores de riqueza e diversidade, além de dominância de poucas espécies e redução das mais sensíveis (CUNICO; ALLAN; AGOSTINHO, 2011; CUNICO et al., 2012; ONORATO; ANGUS; MARION, 2000).

Peixes são particularmente sensíveis a mudanças no ambiente, principalmente aos efeitos decorrentes da poluição. Desta forma, a ocorrência e distribuição de muitas espécies (sensíveis ou tolerantes) estão relacionadas com o estado de conservação dos ecossistemas (AUTHMAN et al., 2015; BOZZETTI; SCHULZ, 2004; CASATTI; FERREIRA; LANGEANI, 2009; KARR, 1981; SALEH; MARIE, 2015). Ambientes degradados podem favorecer a permanência e dispersão de espécies tolerantes ou a entrada de espécies não nativas, que geralmente apresentam resistência à má qualidade da água, hipóxia ou a diminuição da quantidade e qualidade do alimento (AGOSTINHO; GOMES; PELICICE, 2007; CUNICO et al., 2012; JACKSON; PERES-NETO; OLDEN, 2001; REASH; BERRA, 1987).

Segundo Alexandre et al. (2010), a sensibilidade das assembleias de peixes a alterações, seja por flutuações ambientais naturais ou perturbações antrópicas, é usada como ferramenta no monitoramento biológico em ambientes aquáticos e incorporada em muitos índices ecológicos de qualidade da água. Assim, peixes podem ser considerados bons bioindicadores, uma vez que alterações nos ecossistemas aquáticos podem afetar aspectos como reprodução, sobrevivência e crescimento (FAUSH et al., 1990).

O conhecimento de aspectos da história de vida, estrutura trófica, morfologia, uso do habitat e aspectos comportamentais das espécies de peixes, é fundamental para entender a dinâmica e funcionamento dos ecossistemas aquáticos. Dessa forma, uma abordagem que considera não só a riqueza de espécies, mas também o papel ecológico destas dentro do ecossistema, pode ser usada como uma ferramenta importante na detecção de muitos dos padrões das comunidades e seus processos funcionais no ecossistema; além disso, pode também ser utilizada para identificar a influência dos diferentes impactos antrópicos (BONATO; DELARIVA; DA SILVA, 2012; EROS et al., 2009; MAYFIELD et al. 2010; TILMAN; LEHMAN; THOMSON, 1997).

A diversidade funcional é um componente importante da biodiversidade, e é definida como o valor e a variação dos traços das espécies que influenciam seu desempenho e, portanto, o funcionamento do ecossistema (DIAZ; CABIDO, 2001). Desta forma, medir a diversidade funcional significa medir a diversidade de traços funcionais; que são as características mensuráveis dos organismos de caráter comportamental, fisiológico ou morfológico relacionados aos processos do ecossistema (effect trait) ou à estabilidade do ecossistema através da resistência e resiliência (response trait) (VIOLLE et al., 2007; VILLEGGER et al., 2010). Desta forma, este componente funcional da diversidade biológica pode ajudar na compreensão dos mecanismos de montagem das comunidades, assim como muitos dos processos e serviços ecossistêmicos (SALGADO-NEGRET, 2015).

A classificação das espécies em grupos funcionais não é nova, por outro lado, o desenvolvimento teórico do papel dos traços funcionais na resposta das espécies às mudanças

ambientais e seu impacto nos processos do ecossistema nem sempre fizeram parte dessa discussão (SALGADO-NEGRET, 2015). Segundo esse autor, um dos primeiros trabalhos que faz referência ao papel funcional das espécies foi realizado por Charles Elton em 1927 em seu conceito de nicho ecológico. Em 1934, Raunkiær propôs um sistema de classificação de formas de vida com base na posição e grau de proteção das gemas em plantas. Já na década de 1950, Hutchinson, reconheceu que as comunidades são formadas por grupos de organismos que compartilham semelhanças quanto ao uso de recursos. No entanto, a classificação de espécies em grupos com base em traços funcionais provavelmente começou com Sal (1953) e continuou com Root (1967), sugerindo o termo "guilda" para designar grupos de espécies de aves com base na similaridade de comportamentos de forrageios. Em 1974, trabalhando com invertebrados aquáticos, Cummins introduziu o termo "grupos funcionais".

Posteriormente, na década de 1990, a diversidade funcional passou a ser considerada um componente importante da biodiversidade (WALKER, 1992; CHAPIN, 1997), surgindo novas questões influenciadas pelas mudanças causadas pelas atividades humanas. Desta forma, a diversidade funcional, além de tentar explicar os padrões de distribuição das espécies, buscou entender o efeito das espécies no funcionamento e estrutura dos ecossistemas (LAURETO et al., 2015).

O interesse pela diversidade funcional se popularizou principalmente nos últimos anos. Assim, a partir da década de 2000 muitas das medidas de diversidade funcional utilizadas na atualidade surgiram como novas propostas, permitindo maior aplicabilidade frente a novas abordagens relacionadas com a conservação da biodiversidade (PETCHEY; GASTON, 2002), estratégias das espécies frente às condições abióticas severas (LAVERGNE et al., 2003; GOLODETS et al., 2009), resposta das espécies/populações aos mecanismos de mudança global (BUISSON et al., 2013; SALGADO-NEGRET, 2015) e regras de montagem (MASON et al., 2007; MOUILLOT; MASON; WILSON, 2007) entre outras.

Estudos que utilizam atributos funcionais como ferramenta com alto potencial de análise no levantamento e teste de hipóteses como as acima mencionadas, proporcionam grandes perspectivas no entendimento de muitos dos processos determinantes nas comunidades de peixes. A maioria desses estudos são de regiões temperadas, em países da América do Norte e Europa (LAMOUROUX et al., 2002; SANTOUL et al., 2005; HOEINGHAUS et al., 2007; HIGGINS, 2010; MIMS et al., 2010; HITT; CHAMBERS, 2014; SCHLEUTER et al., 2012; BUISSON et al., 2013; VILLÉGER et al., 2013). Por outro lado, na região Neotropical, o número de publicações voltado para peixes ainda é escasso. Entre esses estudos, Mérigoux et al. (2001) analisaram as variações nas condições do gradiente espaço-temporal e sua influência nas estratégias de história de vida e traços biológicos, não confirmando as previsões de uso do habitat de acordo com os grupos baseados nas estratégias de história de vida, mas encontraram que os traços das espécies podem ser influenciados pela variação ambiental. Outro trabalho interessante foi o de Pease et al. (2012), que testaram as teorias de "river

continuum" e "river habitat template" através da análise das relações traço-ambiente e diversidade funcional. Como resultado eles observaram a relação entre alguns traços funcionais com variáveis ambientais em nível local e da paisagem, confirmando as mudanças nos componentes taxonômico e funcional através do gradiente longitudinal. Teresa e Casatti (2012) investigaram a influência da cobertura florestal e mesohabitat sobre a diversidade taxonômica e funcional, e encontraram que o desmatamento causou mudanças na diversidade taxonômica e funcional, enquanto que os tipos de mesohabitat determinaram a composição funcional. Mais recentemente, Toussaint et al. (2016) utilizaram os padrões de diversidade funcional mundial para entender a influência das mudanças globais nos serviços ecossistêmicos, e encontraram que a região neotropical abriga mais de 75% da diversidade funcional global. No entanto, nas regiões do Neártico e Paleártico a perda de espécies ameaçadas irá causar maiores efeitos na diversidade funcional, devido a presença de espécies que diferem funcionalmente do resto da fauna de outras regiões, e assim, levando a uma alta vulnerabilidade da diversidade funcional.

Neste estudo está sendo proposto o uso de traços funcionais e análises da dieta como ferramenta de entendimento da influência dos processos de transformação dos habitat sobre as comunidade de peixes em riachos da bacia do rio Tibagi. Essa bacia está localizada na região Sul do Brasil e é um rio que ainda tem trechos com integridade ambiental (SHIBATTA; GEALH; BENNEMANN, 2007). Segundo Hoffmann et al. (2005), tem grande importância na manutenção da diversidade de peixes da região média da bacia do rio Paranapanema. Porém, tem sido observado um cenário intenso de degradação decorrente de impactos antropogênicos na bacia, influenciado pelo uso intensivo do solo para mineração, agropecuária (soja, milho, feijão, trigo, café, além de área de pastagens e reflorestamento), usinas hidrelétricas (potencial hidroenergético), indústria (celulose, óleos comestíveis, laticínios, frigoríficos, bebidas e têxteis) e urbanização (49 municípios com um total de aproximadamente 1,9 milhões de habitantes) (SEMA, 2013).

Desta forma a presente tese está formada por três capítulos. No primeiro capítulo foi realizada uma caracterização da estrutura das assembleias de peixes em nível taxonômico e funcional com o objetivo de verificar se as atividades humanas como urbanização, que afeta a qualidade da água e a estrutura física dos ambientes aquáticos, pode atuar como filtro ambiental e selecionar determinadas espécies ou traços funcionais. No segundo capítulo foi realizada a análise do conteúdo estomacal de *Astyanax paranae* e *Trichoycterus davisi*, duas espécies comuns nos riachos preservados e urbanos, com o objetivo de entender se impactos antropogênicos influenciados pela urbanização podem influenciar suas dietas. Finalmente, no capítulo três foi realizado um levantamento para conhecer a distribuição e estrutura das assembleias de peixes de afluentes das porções média e baixa da bacia do rio Tibagi.

Referências

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; PELICICE, F. M. Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil. **EDUEM**, p. 501, 2007.

ALEXANDRE, C. V.; ESTEVES, K. E.; DE MOURA E MELLO, M. A. M. Analysis of fish communities along a rural-urban gradient in a neotropical stream (Piracicaba River Basin, São Paulo, Brazil). **Hydrobiologia**, v. 641, n. 1, p. 97–114, 2010.

ALLAN, J. D. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 35, n. 1, p. 257–284, 2004.

AUTHMAN, M. M. Use of fish as Bio-indicator of the Effects of Heavy Metals Pollution. **Journal of Aquaculture Research & Development**, v. 6, n. 4, p. 1–13, 2015.

BARLETTA, M.; JAUREGUIZAR, A. J.; BAIGUN, C.N.; FONTOURA, F.; AGOSTINHO, A. A.; ALMEIDA-VAL, V. M. F.; VAL, A. L.; TORRES, R. A.; JIMENES-SEGURA, L. F.; GIARRIZZO, T.; FABRÉ, N. N.; BATISTA, V. S.; LASSO, C.; TAPHORN, D. C.; COSTA, M. F.; CHAVES, P. T.; VIEIRA, J. P.; CORRÊA, M. F. M. Fish and aquatic habitat conservation in South America: A continental overview with emphasis on neotropical systems. **Journal of Fish Biology**, v. 76, n. 9, p. 2118-2176, 2010.

BONATO, K. O.; DELARIVA, R. L.; SILVA, J. C. Diet and trophic guilds of fish assemblages in two streams with different anthropic impacts in the northwest of Paraná, Brazil. **Zoologia**, v. 29, n. 1, p. 27–38, 2012.

BOZZETTI, M.; SCHULZ, U. H. An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in southern Brazil. **Hydrobiologia**, v. 529, n. 1, p. 133-144, 2004.

BUISSON, L.; GRENOUILLET, G.; VILLÉGER, S.; CANAL, J.; LAFFAILLE, P. Toward a loss of functional diversity in stream fish assemblages under climate change. **Global Change Biology**. v. 19, p. 387-400, 2013.

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.

CASATTI, L.; TERESA, F. B.; ZENI, J. O.; RIBEIRO, M. D.; BREJAO, G.; CENEVIVA-BASTOS, M. More of the Same: High Functional Redundancy in Stream Fish Assemblages from Tropical Agroecosystems. **Environmental Management**. v. 55, n. 6, p 1300–1314, 2015.

CARVALHO, C. J. B.; ALMEIDA, E. A. B. Biogeografia da América do Sul: Análise de Tempo, Espaço e Forma. 2 ed. **Roca**, 2016. 324 p.

CHAPIN, F.S., et al., Biotic control over the functioning of ecosystems. **Science**. v. 277, p. 500–504, 1997.

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.

CORNELISSEN, J. H. C.; LAVOREL, S.; GARNIER, E.; DÍAZ, S.; BUCHMANN, N.; GURVICH, D. E.; REICH, P. B.; TERSTEEGE, H.; MORGAN, H. D.; HEIJDEN, M. G. A. VAN DER.; PAUSAS, J. G.; POORTER, H. A. A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. **Australian Journal of Botany**, v.51, n.4, p. 335-380, 2003.

CUNICO, A. M.; ALLAN, J. D.; AGOSTINHO, A. A. Functional convergence of fish assemblages in urban streams of Brazil and the United States. **Ecological Indicators**, v. 11, n. 5, p. 1354–1359, 2011.

CUNICO, A. M.; FERREIRA, E. A.; AGOSTINHO, A. A.; BEAUMORD, A. C.; FERNANDES, R. The effects of local and regional environmental factors on the structure of fish assemblages in the Pirapo Basin, Southern Brazil. **Landscape and Urban Planning**, v. 105, n. 3, p. 336–344, 2012.

DIAZ, S.; CABIDO, M. Vive la différence : plant functional diversity matters to ecosystem processes. **Trends in Ecology and Evolution**. v. 16, n.11, p. 646–655, 2001.

EROS, T.; HEINO, J.; SCHMERA, D.; RASK, M. Characterising functional trait diversity and trait-environment relationships in fish assemblages of boreal lakes. **Freshwater Biology**, v. 54, n. 8, p. 1788–1803, 2009.

FAUSCH, K. D.; LYONS, J. O. H. N.; KARR, J. R.; ANGERMEIER, P. L. Fish communities as indicators of environmental degradation. **American Fisheries Society Symposium**, v. 8, p. 123–144, 1990.

- GOLODETS, C.; STERNBERG, M.; KIGEL, J. A community-level test of the leaf-height-seed ecology strategy scheme in relation to grazing conditions. **Journal of Vegetation Science**. v. 20, p. 392–402, 2009.
- HATT, E. B.; FLETCHER, T. D.; WALSH, C. J.; TAYLOR, S. L. The Influence of Urban Density and Drainage Infrastructure on the Concentrations and Loads of Pollutants in Small Streams. **Environmental Management**, v. 34, n. 1, p. 112–124, 2004.
- HIGGINS, C. L. Patterns of functional and taxonomic organization of stream fishes: inferences based on α , β , and γ diversities. **Ecography**. v. 33, n. 4, p. 678-687, 2010.
- HITT, N. P.; CHAMBERS, D. B. Temporal changes in taxonomic and functional diversity of fish assemblages downstream from mountaintop mining. **Freshwater Science**. v. 33, n. 3, p. 915-926, 2014.
- HOEINGHAUS, D. J.; WINEMILLER, K. O.; BIRNBAUM, J. S. Local and regional determinants of stream fish assemblage structure: inferences based on taxonomic vs. functional groups. **Journal of Biogeography**. v. 34, n. 2, p. 324-338, 2007.
- JACKSON, D. A.; PERES-NETO, P. R.; OLDEN, J. D. What controls who is where in freshwater fish communities – the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 58, n. 1, p. 157–170, 2001.
- KARR, J. R. Assessment of biotic integrity using fish communities. **Fisheries**, v. 6, n. 6, p. 21–27, 1981.
- KLEIN, R. D. Urbanization and stream quality impairment. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 15, n. 4, p. 948–963, 1979.
- LAMOUREUX, N.; POFF, N. L.; ANGERMEIER, P. L. Intercontinental convergence of stream fish community traits along geomorphic and hydraulic gradients. **Ecology**. v. 83, p. 1792–1807, 2002.
- LAURETO, L. M. O.; CIANCIARUSO, M. V.; SAMIAC, D. S. M. Functional diversity: an overview of its history and applicability. **Natureza & Conservação**. v13, p. 112–116, 2015.
- LAVERGNE, S.; GARNIER, E.; DEBUSSCHE, M.; Do rock endemic and widespread plant species differ under the leaf-height-seed plant ecology strategy scheme? **Ecology Letter**. v. 6, p. 398–404, 2003.

- LAVOREL, S.; GARNIER, E. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: Revisiting the Holy Grail. **Functional Ecology**, v. 16, p. 545-556, 2002.
- MASON, N. W. H.; LANOISELÉE, C.; MOUILLOT, D.; IRZ, P.; ARGILLIER, C. Functional characters combined with null models reveal inconsistency in mechanism of species turnover in lacustrine fish communities. **Oecologia**. v. 153, p. 441-452, 2007.
- MARCHETTI, M. P.; LOCKWOOD, J. L.; LIGHT, T. Effects of urbanization on California's fish diversity: Differentiation, homogenization and the influence of spatial scale. **Biological Conservation**, v. 127, n. 3, p. 310–318, 2006.
- MATSON, P. A. Agricultural intensification and ecosystem properties. **Science**, v. 277, p. 504–509, 1997.
- MAYFIELD, M. M.; BONSER, S. P.; MORGAN, J. W.; AUBIN, I.; McNAMARA, S.; VESK, P. A.. What does species richness tell us about functional trait diversity? Predictions and evidence for responses of species and functional trait diversity to land-use change. **Global Ecology and Biogeography**, v. 19, n. 4, p. 423–431, 2010.
- MCKINNEY, M. L. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. **Biological Conservation**, v. 127, n. 3, p. 247–260, 2006.
- MÉRIGOUX, S.; DOLÉDEC S.; STATZNER, B. Species traits in relation to habitat variability and state: neotropical juvenile fish in floodplain creeks. **Freshwater Biology**. v. 46, p. 1251-1267, 2001.
- MIMS, M. C.; OLDEN, J. D.; SHATTUCK, Z. R.; POFF, N. L. Life history trait diversity of native freshwater fishes in North America. **Ecology of Freshwater Fish**. v. 19, n. 3, p. 390-400, 2010.
- MOUILLOT, D.; MASON, N. W. H.; WILSON, J. B. Is the abundance of species within local communities determined by their functional characters? **Oecologia**. v. 152, n. 729–737, 2007.
- MOUQUET, M. A.; VILLEGER, S.; MASON, N. W. H.; MOUILLOT, D. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. **Functional Ecology**. v. 24, p. 867-876, 2010.

MOULTON, T. P.; SOUZA, M. L. Conservação com base em bacias hidrográficas. In: BERGALLO, H. G. et al. (Eds). *Biologia da Conservação*. pp. 45-52. Rio de Janeiro: Editora Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 2006.

ONORATO, D.; ANGUS, R. A.; MARION, K. R. Historical Changes in the Ichthyofaunal Assemblages of the Upper Cahaba River in Alabama Associated with Extensive Urban Development in the Watershed. **Journal of Freshwater Ecology**, v. 15, n. 1, p. 47–63, 2000.

PAUL, M. J.; MEYER, J. L. Streams in the urban landscape. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 32, p. 333-365, 2001.

PEASE, A. A.; GONZÁLEZ-DÍAZ, A. A.; RODILES-HERNÁNDEZ, R.; WINEMILLER, K. O. Functional diversity and trait–environment relationships of stream fish assemblages in a large tropical catchment. **Freshwater Biology**, v. 57, p. 1060–1075, 2012.

PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Extinction and the loss of functional diversity. **Proceedings of the Royal Society of London**, v. 269, p. 1721–1727, 2002.

POFF, N. L.; ALLAN, J. D. Functional organization of stream fish assemblages in relation to hydrological variability. **Ecology**, v. 76, n. 2, p. 606–627, 1995.

REASH, R. J.; BERRA, T. M. Comparison of fish communities in a cleanwater stream and an adjacent polluted stream. **American Midland Naturalist**, v. 118, n. 2, p. 301-322, 1987.

SALEH, Y. S.; MARIE, M. A. S. Assessment of metal contamination in water, sediment, and tissues of *Arius thalassinus* fish from the Red Sea coast of Yemen and the potential human risk assessment. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 7, p. 5481–5490, 2015.

SALGADO-NEGRET, B. La ecología funcional como aproximación al estudio, manejo y conservación de la biodiversidad: protocolos y aplicaciones. **Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt**. 236, p. 2015.

SANTOUL, F.; CAYROU, J.; MASTRORILLO, S.; CÉRÉGHINO, R. Spatial patterns of the biological traits of freshwater fish communities in south-west France. **Journal of Fish Biology**. v. 66, p. 301-314, 2005.

SCHLEUTER, D.; DAUFRESNE, M.; VESLOT, J.; MASON, N. W.; LANOISELÉE, C.; BROSSE, S.; BEAUCHARD O.; ARGILLIER, C. Geographic isolation and climate govern the functional

diversity of native fish communities in European drainage basins. **Global Ecology and Biogeography**. v. 21, n. 11, p. 1083-1095, 2012.

SEMA. Bacias hidrográficas do Paraná: série histórica. 2.ed. Governo do Estado do Paraná, Curitiba, 2013.

SHIBATTA, O. A.; GEALH, A. M.; BENNEMANN, S. T. Ictiofauna dos trechos alto e médio da bacia do rio Tibagi, Paraná, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 2, 2007.

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.

TILMAN, D. et al. Plant diversity and ecosystem productivity: theoretical considerations. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 94, n. 5, p. 1857-61, 1997.

TOUSSAINT, A.; CHARPIN, N.; BROSSE, S. VILLÉGER, S. Global functional diversity of freshwater fish is concentrated in the Neotropics while functional vulnerability is widespread. **Scientific Reports**. v 6, 2016.

TSCHARNKTE, T., KLEIN, A. M.; STEFFAN-DEWENTER, I.; THIES, C. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - Ecosystem service management. **Ecology Letters**, v. 8, p. 857-874, 2005.

VILLÉGER, S.; MIRANDA, J. R.; HERNÁNDEZ, D. F.; MOUILLOT, D. 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.; GRENOUILLET, G.; BROSSE, S. Decomposing functional β -diversity reveals that low functional β -diversity is driven by low functional turnover in European fish assemblages. **Global Ecology and Biogeography**. v. 22, p. 671-681, 2013.

VIOLLE, C.; NAVAS, M. L.; VILE, D.; KAZAKOU, E.; FORTUNEL, C.; HUMMEL, I.; GARNIER, E. Let the concept of trait be functional!. **Oikos**. v. 116, n. 5, p. 882-892, 2007.

WALKER, B. H. Biodiversity and Ecological Redundancy. **Conservation Biology**. v. 6, p. 18-23, 1992.

WALSH, C. J.; ROY, A. H.; FEMINELLA, J. W.; COTTINGHAM, P. D.; GROFFMAN, P. M.; MORGAN II, R. P. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. **The North American Benthological Society**, v. 24, n. 3, p. 706–723, 2005.

WINEMILLER, K. O.; AGOSTINHO, A. A.; CARAMASCHI, É. P. Fish ecology in tropical streams. In: Dudgeon, D. (ed). **Tropical Stream Ecology**. San Diego: Academic,. 2008. p. 107–146.

- Capítulo 1 -

**Influência da urbanização sobre as assembleias de peixes de riachos no
sul do Brasil**

Resumo

O objetivo deste estudo foi caracterizar a estrutura taxonômica e funcional das assembleias de peixes, que ocorrem em riachos preservados e influenciados pela urbanização na bacia do rio Tibagi, para averiguar se a urbanização pode atuar como um filtro ambiental para a seleção de determinadas espécies ou traços funcionais. Foram utilizados traços funcionais relacionados com aspectos comportamentais e ecológicos (alimentação, uso do habitat, locomoção, estratégias e história de vida). A estrutura das assembleias de peixes, variáveis ambientais e traços funcionais foram avaliados por meio da análise de ordenação RLQ e os índices NRI e NTI. Foram encontradas diferenças significativas entre a estrutura e composição das assembleias peixes entre riachos preservados e urbanos ($R = 0.598$; $p = 0.02$), e nas variáveis ambientais condutividade ($p = 0,002$), pH ($p = 0,027$), turbidez ($p = 0,003$), temperatura ($p = 0,008$), nitrato ($p = 0,002$) argila ($p = 0,022$), seixos ($p = 0,046$), mata ripária ($p = 0,002$) e sombreamento ($p = 0,002$). A RLQ revelou, no primeiro eixo, uma separação entre os riachos preservados e urbanos e a correlação entre os traços funcionais: índice de compressão e fecundidade; locais com seixos e mata ripária; diâmetro do ovo, coeficiente intestinal, posição do olho, relação aspecto da nadadeira peitoral com a temperatura e a turbidez. O processo acelerado de urbanização que causa mudanças nas condições ambientais, torna-se, uma ameaça evidente à biodiversidade, afetando a estrutura, composição e inclusive o funcionamento dos ecossistemas, através da perda de traços funcionais.

Palavras chave: Diversidade funcional, RLQ, traços funcionais, rio Tibagi

Introdução

Os ambientes aquáticos, tanto no Brasil como no resto do mundo, vêm sofrendo um crescente processo de degradação decorrentes das atividades humanas (Barletta *et al.*, 2010). Atividades relacionadas ao uso do solo e da água, tais como, agricultura e urbanização, ocasionam fortes mudanças na paisagem, sendo consideradas na atualidade como as principais ameaças à biodiversidade, e um dos principais desafios à conservação (Matson *et al.*, 1997; Tschardtke *et al.*, 2005; Vitousek *et al.*, 2008).

Os impactos da urbanização sobre os ambientes aquáticos podem ser mais pronunciados quando comparados com a agricultura, mesmo que esta ocupe uma pequena porcentagem da paisagem ao longo dos córregos e rios (Karr *et al.*, 1985). Riachos são particularmente vulneráveis aos efeitos da urbanização, devido principalmente a alterações na cobertura do solo e da qualidade da água (Walsh *et al.*, 2005).

O incremento de áreas impermeabilizadas e perda da mata ripária pode influenciar o aumento da frequência e magnitude das enxurradas, processos erosivos e simplificação na estrutura do canal, além de redução na entrada de matéria orgânica, e aumento na incidência de luz, temperatura e produção primária (Walsh *et al.*, 2005; Paul & Meyer, 2001). Por outro lado, a descarga inadequada de resíduos não tratados de origem doméstica e industrial pode causar um aumento na concentração de nutrientes e substâncias contaminantes (Klein, 1979; Paul & Meyer, 2001; Hatt *et al.*, 2004). Desta forma, alterações influenciadas pela urbanização podem trazer sérias consequências à integridade dos ecossistemas, afetando a composição, estrutura e distribuição de espécies, além de interferir em muitos de seus processos, como produtividade primária, decomposição e ciclagem de nutrientes (Paul & Meyer, 2001; Walsh *et al.*, 2005).

A deterioração da qualidade da água e do habitat físico pode ser detectada com maior facilidade quando associada com alterações na integridade biótica, pois esta expressa aspectos tanto da história natural das espécies, como de sua ecologia (Casatti *et al.*, 2005). No entanto, os efeitos da deterioração ambiental sobre a biota só podem ser realmente medidos por meio de seus componentes biológicos. Uma abordagem que leva em consideração as características funcionais das espécies, e o papel ecológico que desempenham no ecossistema pode ser usada como uma ferramenta importante na detecção tanto dos padrões das comunidades, como muitos dos processos funcionais dos ecossistemas; além disso, pode também ser utilizado na identificação de alterações causadas pelas atividades humanas (Tilman *et al.* 1997; Eros *et al.*, 2009; Mayfield *et al.*, 2010).

Neste estudo, foi realizada uma comparação entre as assembleias de peixes presentes em riachos conservados e riachos que sofrem influência da urbanização. Partiu-se da premissa que atividades humanas que afetam a qualidade da água e a estrutura física dos ambientes aquáticos podem

iniciar uma complexa cascata de alterações e afetar as comunidades presentes nesses ecossistemas (Allan, 2004; Gido, 2006). Portanto, este estudo teve como objetivo caracterizar a estrutura das assembleias de peixes em nível taxonômico e funcional em riachos conservados e com influência da urbanização, através do uso de traços funcionais relacionados com aspectos tanto comportamentais como ecológicos (alimentação, uso do habitat, locomoção, estratégias e história de vida) e averiguar se a urbanização pode atuar como um filtro ambiental para a seleção de determinadas espécies ou traços funcionais.

Material e Métodos

Área de estudo

O rio Tibagi nasce na região de Ponta Grossa, no Estado do Paraná. Tem uma área de drenagem de aproximadamente 25.000 km² e corre 550 km até desembocar na bacia do rio Paranapanema. A distribuição anual de chuvas varia entre 1.400 - 1.700 mm, e a temperatura média anual entre 13 e 28° C (De França, 2002; Medri *et al.*, 2002; Pinese, 2002). A bacia do rio Tibagi flui através de 49 municípios com aproximadamente 1,9 milhões de habitantes, dos quais, 86% vivem na zona urbana (SEMA, 2013). O município de Telêmaco Borba está inserido na porção média da bacia do rio Tibagi, ocupa uma área de 1.382.860 km² e suporta uma população total de 69.872 habitantes, e uma população de 68.440 habitantes (IBGE, 2016).

A área de estudo inclui quatro ribeirões da bacia do rio Tibagi: Varanal, Lambedor, Uvaranal e Mandaçaia (Fig. 1). Os ribeirões Varanal e Lambedor estão localizados na reserva particular do patrimônio natural da empresa Klabin SA., no município de Telêmaco Borba, e foram definidos como referência pela sua integridade biótica (Bennemann *et al.*, 2008). Os ribeirões Uvaranal e Mandaçaia estão localizados na área urbana do município de Telêmaco Borba, apresentando perturbações influenciadas pelas atividades humanas. Foram selecionados três locais de amostragem (cabeceras, meio e foz) em cada ribeirão estudado (Tab. 1).

Coleta de dados

Os peixes foram coletados trimestralmente de dezembro de 2013 até dezembro de 2014. Os peixes foram coletados utilizando um esforço padronizado de três pessoas ao longo de um período de 40 min, utilizando dois peneiras e uma rede de arrasto. Os peixes foram eutanasiados por superexposição ao eugenol (3 g/L) (Vidal *et al.*, 2008; Lucena *et al.*, 2013), fixados em formol a 10%, e após 48 horas transferidos para etanol a 70%. O material coletado foi identificado e depositado na coleção de peixes do Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Londrina (MZUEL). As coletas foram autorizadas pelo IBAMA (licença de coleta número 12120-1). Este estudo foi aprovado pelo Comitê de Ética para o Uso de Animais da Universidade Estadual de Londrina (Autorização número 22201.2013.21).

Variáveis ambientais

Para cada ponto amostral foram medidas as seguintes variáveis ambientais (Tabela 1): (1) oxigênio dissolvido, (2) condutividade, (3) pH, (4) turbidez, (5) temperatura, (6) nitrato, (7) profundidade, (8) largura, (9) velocidade (m/s) (medida pelo tempo de deslocamento de um objeto flutuante), (10) substrato, (11) sombreamento e (12) mata ripária. Os parâmetros químicos foram mensuradas com uma sonda multiparâmetros portátil (YSI professional plus); já o substrato foi definido por inspeção visual, estabelecendo um percentual do tipo de cada substrato observado, seguindo a classificação de Gordon *et al.* (1992), como rocha (substrato contínuo), matacão (>80 mm de diâmetro), seixos (25 – 50 mm), cascalho (5 – 15 mm), areia (<15 mm) e argila. O sombreamento foi avaliado de acordo com Denicola *et al.* (1992), os quais recomendam quatro classes de sombreamento: (1): aberto, (2): parcialmente sombreado, (3): sombreado e (4): fortemente sombreado. A mata ripária foi avaliada como porcentagem em cada um dos pontos de amostragem (Tabela 1).

Traços funcionais

Para todas as espécies de peixes foram selecionados onze traços funcionais (Tabela 2). As medidas morfométricas lineares foram tomadas do lado esquerdo dos espécimes com o auxílio de um paquímetro digital (precisão de 0.01 mm). As informações para os traços diâmetro dos ovócitos (DO), comprimento médio da primeira maturação (L_{50}) e fecundidade (FEC), foram obtidos com base em literatura especializada (Barbieri, 1994; Vazzoler, 1996; Hartz *et al.*, 1997; Nakatani *et al.*, 2001; Vono *et al.*, 2002; Lampert *et al.*, 2004; Gomiero & Braga, 2007; Gomiero *et al.*, 2007; Meschiatti & Arcifa, 2009; Orsi, 2010). O comprimento corporal padrão foi obtido da base de dados online Fishbase (Froese & Pauly, 2015). Espécies sensíveis e tolerantes a alterações influenciadas por atividades humanas foram classificadas segundo Castro & Casatti (1997); Araújo (1998); Oliveira & Bennemann (2005); Jerep *et al.* (2006); Oyakawa *et al.* (2006, 2009); Casatti *et al.* (2009) e Alexandre *et al.* (2010).

Análises de dados

Para testar diferenças entre a estrutura e composição das assembleias de peixes nos riachos preservados e urbanos, foi realizada uma análise de similaridade (ANOSIM), que é uma variante não-paramétrica da análise de variância (Clarke, 1993). O Teste-U de MannWhitney, não paramétrico, foi usado para verificar diferenças entre as variáveis ambientais, dos riachos preservados e urbanos, com nível de significância de 5%. Para analisar a relação entre espécies, traços funcionais e variáveis ambientais foi realizada uma RLQ (Dolédec *et al.*, 1996). Para isso, foram utilizadas três matrizes independentes: uma matriz R (local x variáveis ambientais), uma L (local x espécie) e uma Q (espécies x traços funcionais). A matriz L foi transformada por raiz quadrada e submetida a uma análise de correspondência (CA). As matrizes R e Q foram padronizados (média de 0, desvio padrão 1), e submetidas a análises de componentes principais, ponderados pelos pesos dos locais e espécies derivados da análise de correspondência realizada na matriz L. O resultado da RLQ é uma combinação

linear de variáveis ambientais (matriz R) e traços (matriz Q) que maximiza a covariância entre esses grupos de variáveis, mediado pela abundância de espécies (matriz L) (Hausner *et al.*, 2003). Foram interpretadas as variáveis com correlações maiores do que 0.5 com o primeiro ou segundo eixo da RLQ. Todas as análises foram realizadas no software R versão 3.2.3 (R Development Core Team, 2015) utilizando o pacote “ade4” (Dray & Dufour, 2007).

Para verificar a estrutura funcional das assembleias de peixes em riachos preservados e urbanos foram calculados os índices “nearest relative index” (NRI) e “nearest taxon index” (NTI), usando um dendrograma funcional. Para obter o dendrograma funcional foi utilizada uma matriz de traços funcionais por espécies, e com base em uma matriz de distâncias euclidianas e o método de agrupamento UPGMA (Pavoine *et al.*, 2009). Para o cálculo dos índices, foram usadas as medidas de distância funcional MPD (mean pairwise distance), que é uma medida basal (i.e., sensível a taxa distantes), porque calcula a distância par-a-par entre cada uma das espécies de uma comunidade; e MNTD (mean nearest taxon distance), que é uma medida que quantifica a distância entre cada uma das espécies e seus vizinhos mais próximos em uma comunidade. Trata-se de uma medida terminal mais sensível a variações nas pontas do dendrograma (Webb, 2000). Para determinar se a estrutura funcional das assembleias de peixes difere do esperado ao acaso, foi comparado os valores observados de MPD e MNTD com valores gerados aleatoriamente baseados em 1000 comunidades, usando o algoritmo “independent swap”, e mantendo a riqueza de espécies e a frequência de ocorrência nas comunidades nulas (Gotelli & Entsminger, 2003). Os tamanhos dos efeitos padronizados de MPD e MNTD são conhecidos com NRI “nearest relative index” e NTI “nearest taxon index” respectivamente, e foram calculados como:

$$\text{Tamanho do Efeito Padronizado} = - (\text{valor.obs} - \text{valor.rand}) / \text{sd}$$

Onde ‘valor.obs’ é o valor correspondente de MPD ou MNTD das comunidades, ‘valor.rand’ é o valor médio de MPD ou MNTD encontrado para as comunidades aleatorizadas, e ‘sd’ é o respectivo desvio padrão do valor médio de MPD ou MNTD para os 1000 valores aleatorizados (Hidasi-Neto *et al.*, 2012).

Valores maiores que zero de NRI ou NTI indicam redundância funcional, e valores menores que zero complementaridade funcional. As análises foram realizadas usando as funções ‘ses.mpd’ e ‘ses.mntd’ do pacote ‘picante’ (Kembel *et al.*, 2010), no software R versão 3.2.3 (R Development Core Team, 2015).

Resultados

Um total de 2.575 indivíduos foram coletados, representando 21 espécies, oito famílias e três ordens (Tabela 3). Do número total de espécies registradas neste estudo, 14 espécies foram coletadas

nos riachos preservados, 15 nos urbanos e 8 espécies foram comuns. Foram encontradas diferenças significativas na composição das assembleias peixes entre riachos preservados e urbanos (ANOSIM; $R = 0.598$; $p = 0.02$). Além disso, também foram encontradas diferenças significativas em algumas das variáveis ambientais, segundo o teste-U de Mann-Whitney. A condutividade foi significativamente maior em riachos urbanos ($p = 0,002$), assim como o pH ($p = 0,027$), turbidez ($p = 0,003$), temperatura ($p = 0,008$), nitrato ($p = 0,002$) e argila ($p = 0,022$); e foi encontrada menor proporção de seixos ($p = 0,046$), mata ripária ($p = 0,002$) e sombreamento ($p = 0,002$).

Os resultados da análise da RLQ revelaram no primeiro eixo uma separação entre os riachos preservados (scores positivos) e não preservados (scores negativo). Já o segundo eixo mostrou a distribuição dos locais de coleta influenciados pelo gradiente longitudinal (Fig. 2A). Os dois primeiros eixos representaram 84,04% da variação total acumulada, com o primeiro eixo explicando 59,39% da variação. Foram encontradas algumas correlações entre as variáveis ambientais e traços funcionais. Com escores positivos, os traços funcionais índice de compressão (IC) e fecundidade (FEC) foram mais correlacionados com as variáveis estruturais seixos (Sei) e mata ripária (Rip). Espécies com corpo comprimido e com altas taxas de fecundidade como *Astyanax aff. fasciatus*, *Astyanax lacustris*, *Astyanax bockmanni*, *Oligosarcus paranensis* e *Rhamdia quelen* apresentaram maior correlação com maior proporção de seixos e mata ripária (Tabela 4, Apêndice 1).

Com scores negativos, diâmetro do ovo (DO), coeficiente intestinal (CI), posição do olho (PO) e relação aspecto da nadadeira peitoral (RANP) foram associados com temperatura (Temp) e turbidez (Turb) (Tabela 2). Espécies com diâmetro de ovócitos maior, maior comprimento do intestino, olho com posição superior e com maior razão-aspecto da nadadeira peitoral, como *Hypostomus ancistroides*, *Rineloricaria latirostris* e *Corydoras ehrhardti* estão mais associadas com maior turbidez da água e temperaturas mais altas (Figs. 2A e B, Apêndice 1). O segundo eixo da RLQ explicou 24,64% da variação, e não foram encontradas correlações entre variáveis ambientais e traços funcionais. A variável ambiental que definiu a ordenação dos riachos com relação ao gradiente longitudinal foi a largura. Assim, a cabeceira dos riachos apresentaram scores negativos e a foz scores positivos (Fig. 2A).

A diversidade funcional das assembleias de peixes apresentou valores de NRI significativamente positivos para riachos urbanos ($NRI = 1,75$ e $p < 0,05$) e negativos para riachos preservados ($NRI = 1,49$ e $p < 0,05$), indicando, respectivamente, redundância e complementaridade funcional. Os valores de NTI (preservados $0,41$ e $p > 0,05$; urbanos $-0,67$ e $p > 0,05$) não diferiram significativamente de zero.

Discussão

O crescimento contínuo da urbanização influencia de maneira fortemente negativa as comunidades biológicas, causando a perda de espécies sensíveis, a dominância de espécies tolerantes e a homogeneização dos ambientes (Cunico, et al., 2012; McKinney, 2006). Estas alterações podem ser ocasionadas pelas modificações das variáveis tanto físicas quanto químicas provocadas pela descarga inadequada de efluentes, o escoamento superficial de resíduos, o aumento de áreas de superfície impermeável em torno dos riachos e a perda da mata ripária, levando na maioria dos casos a um aumento na carga de nutrientes e simplificação na estrutura dos riachos (Paul & Meyer, 2001; Walsh *et al.*, 2005; Casatti & Ferreira, 2009; Alexandre *et al.*, 2010). Neste estudo, alterações na estrutura física e na qualidade da água nos riachos urbanos foram evidenciadas (condutividade, nitrato, pH, temperatura, turbidez, maior proporção de argila e mata ripária degradada). Além disso, foi observado um aumento na abundância de espécies tolerantes como *Phalloceros harpagos*, *Corydoras ehrhardti* e *Hypostomus ancistroides*, a diminuição na abundância de *Astyanax paranae* e *Trichomycterus davisi* e a falta de espécies sensíveis a alterações como *Astyanax bockmanni*, *Isbrueckerichthys cf. calvus* e *Neoplecostomus paranensis*. Alguns estudos têm reportado declínios na ocorrência de espécies de peixes sensíveis e o aumento na abundância de espécies tolerantes como influência da redução na complexidade do habitat e da qualidade da água (Meador *et al.*, 2005; Morgan; Cushman, 2005; Alexandre *et al.*, 2010; Utz *et al.*, 2010; Cunico *et al.*, 2011; Cunico et al 2012).

Riachos estruturalmente mais complexos com maior proporção de seixos e mata ripária preservada foram associados com espécies que exibiram corpos altos, comprimidos lateralmente e altas taxas de fecundidade como *Astyanax paranae*, *Astyanax bockmanni*, *Astyanax aff. fasciatus*, *Piabarchus stramineus* e *Bryconamericus iheringii*. Desta forma, o alto número de caracídeos nectônicos como os acima referidos pode ser influenciado pela alta capacidade de explorar o material alóctone aportado pela mata ripária, como insetos terrestres, folhas e frutos, uma vez que eles são nadadores ativos e bons forrageadores na coluna de água (Casatti & Castro 1998; Casatti & Castro 2006; Ferreira *et al.*, 2012). Estudos têm demonstrado a importância da mata ripária na alimentação de espécies como *Astyanax aff. fasciatus*, *Astyanax bockmanni*, *Piabarchus stramineus*, *Bryconamericus iheringii* e *Astyanax paranae* (Alvim & Peret. 2004; Bennemann *et al.*, 2005; Brandão-Gonçalves *et al.*, 2009; Ferreira *et al.*, 2012; Zatti *et al.*, 2012). Dessa forma, alterações na estrutura e composição dessa vegetação, influenciadas por atividades antrópicas como agricultura e urbanização, podem causar alterações na disponibilidade de alimento e, conseqüentemente, nos hábitos alimentares e estrutura das assembleias de peixes (Angermeier & Karr 1983; Dufech *et al.* 2003; Casatti, 2010; Peressin & Cetra, 2014).

Por outro lado, riachos urbanos que apresentaram maior temperatura e turbidez foram associados com espécies caracterizadas por ovócitos maiores, olho superior, intestino comprido e nadadeiras peitorais amplas. Esses traços funcionais são característicos de peixe com hábito bentônico

como *Hypostomus ancistroides*, *Rineloricaria latirostris* e *Corydoras ehrhardti*. Essa correlação provavelmente ocorre porque alterações na mata ripária podem gerar um incremento na incidência de luz e temperatura, que associado com o aumento na concentração de nutrientes provenientes da descarga de efluentes urbanos, incrementam a abundância de algas, bactérias e fungos, e conseqüentemente a produtividade primária perifítica (Pusey & Arthington 2003; Amaral *et al.*, 2008; Cunico *et al.*, 2012) e o aumento da turbidez.

Os riachos preservados, como era esperado, abrigaram as assembleias de peixes funcionalmente mais complementares, como detectado pelo índice NRI mais sensível a espécies funcionalmente distintas (Webb, 2000; Hidasi-Neto *et al.*, 2012). Ao contrário, os riachos com influência da urbanização foram representados por assembleias de peixes funcionalmente mais redundantes. A complementaridade funcional encontrada em riachos preservados pode estar relacionada à presença de espécies com traços funcionalmente diferentes (Petchey & Gaston, 2002), como *A. bockmanni*, *Isbrueckerichthys cf. calvus*, *Neoplecostomus paranensis*, que são associadas a ambientes mais íntegros (Casatti *et al.*, 2009; Jerep *et al.*, 2006). Por outro lado, alterações tanto na qualidade da água, como no ambiente físico, podem causar sua perda, como pode ser o caso dos riachos com influência da urbanização.

Mudanças no uso da terra influenciadas por atividade como urbanização, podem causar efeitos tanto na qualidade da água como em aspectos hidromorfológicos, podendo iniciar uma série de mudanças na composição, diversidade e abundância das assembleias de peixes, uma vez que estas respondem direta ou indiretamente a muitos destes fatores ambientais. Desta forma, alterações na profundidade, velocidade, composição do substrato, cobertura vegetal, temperatura, turbidez e outras variáveis físicas e químicas podem causar a reestruturação das assembleias de peixes, influenciado pela perda ou substituição de espécies (Wang *et al.*, 1998; Scott & Hall, 1997, Wang *et al.*, 2006; Gido *et al.*, 2006). No entanto, segundo Fitzgerald *et al.* (1998), mudanças nas assembleias de peixes não ocorrem imediatamente após impactos antropogênicos, e podem ocorrer de forma gradual através dos anos. Assim, alterações tanto na composição como na abundância de espécies observadas nos riachos urbanos podem ser o início de uma série de mudanças influenciadas pelas atividades humanas, o que pode dar lugar a riachos desestruturados com dominância de espécies tolerantes ou deixando vulnerável o ambiente à invasão de espécies não nativas.

Desta forma, podemos concluir que alterações (embora "moderadas") influenciadas por atividades humanas, como urbanização podem causar alterações tanto na qualidade da água (pH, condutividade, nitrato, turbidez, temperatura) como na estrutura física (mata ripária, diversidade de substratos), tornando-se uma ameaça evidente à biodiversidade, pois afetam a estrutura, composição e inclusive o funcionamento dos ecossistema, através da perda de traços funcionais.

Literatura citada

- Alexandre, V. A., K. E. Esteves & M. A. M. Moura e Mello. 2010. Analysis of fish communities along a rural-urban gradient in a neotropical stream (Piracicaba River Basin, São Paulo, Brazil). *Hydrobiologia*, 641, 97 - 114.
- Allan, J. D. 2004. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 257-284.
- Alvim, M. C. C. & A. C. Peret. 2004. Food resources sustaining the fish fauna in a section of the upper São Francisco River in Três Marias, MG, Brazil. *Braz. J. Biol.* 64: 195 - 202.
- Amaral, M. C. E., V. Britlich., A. D. Faria & L. Y. S. Aona-Pinheiro. 2008. Guia de campo para plantas aquáticas e palustres do Estado de São Paulo. Ribeirão Preto: Holos, 2008. 452 p.
- Angermeier, P. L. & J. R. Karr. 1983. Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. *Environmental Biology of Fishes*, 9: 117 - 135.
- Araújo, F. G. 1998. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. *Revista Brasileira de Biologia*, 58: 547 - 558.
- Armour, C. L., D. A. Duff & W. Elmore. 1991. The effect of livestock grazing on riparian and stream ecosystems. *Fisheries*, 16:7-11.
- Barbieri, G. 1994. Dinâmica da reprodução do cascudo, *Rineloricaria latirostris* Boulenger (Siluriformes, Loricariidae) do rio Passa Cinco, Ipeúna, São Paulo. *Revista Brasileira de Zoologia*, 11: 605 - 615.
- Barletta, M., A. J. Jauregizar., C. Baigun., N. F. Fontoura., A. A. Agostinho., V. M. F. Almeida-Val., A. L. Val., R. A. Torres., L. F. Jimenes-Segura, T. Giarrizzo., N. N. Fabrè., V. S. Batista., C. Lasso., D. C. Taphorn., M. F. Costa., P. T. Chaves., J. P. Vieira & M. F. M. Corrêa. 2010. Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. *Journal of Fish Biology* 76: 2118–2176.
- Bennemann, S. T., A. M. Gealh., M. L. Orsi & L. M. de Souza. 2005. Ocorrência e ecologia trófica de quatro espécies de *Astyanax* (Characidae) em diferentes rios da bacia do rio Tibagi, Paraná, Brasil. *Iheringia Série Zoológica*, 95: 247 - 254.
- Bennemann, S. T., O. A. Shibatta & A. O. S. Vieira. 2008. A flora e a fauna do Ribeirão Varanal: um estudo da biodiversidade no Paraná. Londrina, EdUEL.
- Bértin, L. 1958. Appareil digestif. Pp. 1249 - 1301. In: Grassé, P. P. (Ed.). *Traité de Zoologie*. Vol. 13. Paris: Masson.
- Bordignon, C. R., L. Casatti., M. A. Pérez-Mayorga., F. B. Teresa & G. L. Brejão. 2015. Fish complementarity is associated to forests in Amazonian streams. *Neotropical Ichthyology*, 13: 579 - 590.
- Brandão-Gonçalves, L., S. E. Lima-Junior, & Y. R. Suarez. 2009. Hábitos alimentares de *Bryconamericus stramineus* Eigenmann, 1908 (Characidae), em diferentes riachos da sub-bacia do rio Guiraí, Mato Grosso do Sul, Brasil. *Biota Neotropica*, 9: 135 - 143.
- Brito, E. F., T. P. Moulton., M. L. Souza & S. E. Bunn. 2006. Stable isotope analysis indicates microalgae as the predominant food source of fauna in a coastal forest stream, south-east Brazil. *Austral Ecology*, 31: 623 - 63.
- Casatti, L. 2010. Changes in the Brazilian Forest Code: potential impacts on the ichthyofauna. *Biota Neotropica*, 10: <http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/en/abstract?article+bn00310042010>.
- Casatti, L. & R. M. C. Castro. 1998. A fish community of the São Francisco river headwater riffles, southeastern Brazil. *Ichthyological Exploration of Freshwater*, 9:229; - 242.
- Casatti, L. & R. M. C. Castro. 2006. Testing the ecomorphological hypothesis in a headwater riffles fish assemblage of the rio São Francisco, southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 4: 203 - 214.
- Casatti, L. & C. Ferreira. 2009. A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. *Hydrobiologia*, 623: 173 - 189.
- Casatti, L., C. Ferreira. & F. Langeani. 2006. Effects of Physical Habitat Degradation on the Stream Fish Assemblage Structure in a Pasture Region. *Environmental Management*, 38: 974 - 982.
- Casatti, L., C. Ferreira. & F. Langeani. 2009. A fish-based biotic integrity for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. *Hydrobiologia*, 673: 173-189.
- Castro, R. M. C. & L. Casatti. 1997. The fish fauna from a small forest stream of the upper Paraná river basin, southeastern Brazil. *Ichthyological Explorations Freshwaters*, 7: 337 - 352.

- Cunico, A. M., E. A. Ferreira, A. A. Agostinho., A. C. Beaumord & R. Fernandes. 2012. The effects of local and regional environmental factors on the structure of fish assemblages in the Pirapó Basin, Southern Brazil. *Landscape and Urban Planning*, 105: 336 - 344.
- Clarke K. R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Austral Journal of Ecology*, 18: 117 - 43.
- De França, V. 2002. O rio Tibagi no contexto hidrogeográfico paranaense Pp. 45-61. In Medri, M. E., E. Bianchini., O. A. Shibatta & J. A. Pimenta (eds). *A bacia do rio Tibagi*. Londrina, M. E. Medri.
- Denicola, D. M., K. D. Hogland, & S. C. Roemer. 1992. Influence of canopy cover on spectral irradiance and periphyton assemblages in a prairie stream. *Journal of the North American Benthological Society*, 11: 391 - 404.
- Dolédec, S., D. Chessel., C. J. F. Ter Braak & S. Champely. 1996. Matching species traits to environmental variables: a new three-table ordination method. *Environmental and Ecological Statistics*, 3: 143 - 166.
- Dray, S. & A.-B. Dufour. 2007. The ade4 package: implementing the duality diagram for ecologists. *Journal of Statistical Software*, 22: 1 - 20.
- Dufech, A. P. S., M. A. Azevedo & C. B. Fialho. 2003. Comparative dietary analysis of two populations of *Mimagoniates rhocharis* (Characidae: Glandulocaudinae) from two streams of Southern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 1: 67 - 74.
- Eros, T., J. Heino., D. Schmera & M. Rask, 2009. Characterising functional trait diversity and trait–environment relationships in fish assemblages of boreal lakes. *Freshwater Biology*, 54: 1788 - 1803.
- Esteves, K. & J. Lobón-Cerviá. 2001. Composition and trophic structure of a fish community of a clear water Atlantic rainforest stream in southeastern Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, 62: 429 - 440.
- Ferreira, A., F. R. de Paula., S. F. B Ferraz., P. Gerhard., E. A. L. Kashiwaqui., J. E. P. Cyrino & L. A. Martinelli. 2012. Riparian coverage affects diets of characids in neotropical streams. *Ecology of Freshwater Fish*, 21: 12 - 22.
- Fitzgerald, D. G., E. Kott, R. P. Lanno & D. G. Dixon. 1998. A quarter century of change in the fish assemblages of three small streams modified by anthropogenic activities. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery*, 6: 111 - 127.
- Froese, R. & D. Pauly. 2015. FishBase. Available from: <http://www.fishbase.org> (10/08/2016).
- Gatz Jr, A. J. 1979. Ecological morphology of freshwater stream fishes. *Tulane Studies in Zoology and Botany*, 21: 91 - 124.
- Gido, K. B., J. A. Falke., R. M. Oakes & K. J. Hase. 2006. Fish-habitat relations across spatial scales in Prairei Streams. *American Fisheries Society Symposium*, 48: 265 - 285.
- Gomiero, L. M. & F. M. S. Braga. 2007. Reproduction of a fish assemblage in the state of São Paulo, southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 67: 283 - 292.
- Gomiero, L. M. & F. M. S. Braga. 2008. Feeding habits of the ichthyofauna in a protected area in the state of São Paulo, southeastern Brazil. *Biota Neotropica*, 8: 41 - 47.
- Gomiero, L. M., U. P. Souza & F. M. de S. Braga. 2007. Reprodução e alimentação de *Rhamdia quelen* (Quoy & Gaimard, 1824) em rios do Núcleo Santa Virgínia, Parque Estadual da Serra do Mar, São Paulo, SP. *Biota Neotropica*, 7: 127 - 133.
- Gordon, N. D., T. A. McMahon & B. L. Finlayson. 1992. *Stream Hydrology*. Na introduction for ecologists. Chichester, John Wiley & Sons. p 526.
- Gotelli, N. G. & L. Entsminger. 2003. Swap algorithms in null model analysis. *Ecology* 84:532 - 535.
- Hartz, S. M., F. S. Vilella & G. Barbieri, 1997. Reproduction dynamics of *Oligosarcus jenynsii* (Characiformes, Characidae) in lake Caconde, Rio Grande do Sul, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 57: 295 - 303.
- Hausner, V. H., N. G. Yoccoz & R. A. Ims. 2003. Selecting indicator traits for monitoring land use impacts: birds in northern coastal birch forests. *Ecological Applications*, 13: 999 - 1012.
- Hidasi-Neto, J., J. Barlow & M. V. Cianciaruso. 2012. Bird functional diversity and wildfies in the Amazon: the role of forest structure. *Animal Conservation*, 15: 407-415.
- IBGE. 2010. Censo Demográfico 2010. Available at: <http://cod.ibge.gov.br/4QFS> (accessed on 25 may 2016).

- Jerep, F. C., O. A. Shibatta., E. H. L. Pereira & O. T. Oyakawa. 2006. Two new species of *Isbrueckerichthys* Derijst, 1996 (Siluriformes: Loricariidae) from the rio Paranapanema basin, Brazil. *Zootaxa*, 1372: 53 - 68.
- Karr, L. R. & I. J. Schlosser. 1978. Water resources and the land-water interface. *Science*, 201: 229 - 234.
- Karr, J. R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6: 21 - 27.
- Kaushik, N. K. & H. B. N. Hynes. 1971. The fate of the dead leaves that fall into streams. *Archives of Hydrobiology*, 68: 465 - 515.
- Kembel, S. W., P. D. Cowan, M. R. Helmus, W. K. Cornwell, H. Morlon, D. D. Ackerly, S. P. Blomberg & C. O. Webb. 2010. Picante: R tools for integrating phylogenies and ecology. *Bioinformatics*, 26: 1463 - 1464.
- King, R. S., M. E. Baker., P. F. Kazzyak & D. E. Weller. 2011. How novel is too novel? Stream community threshold sat exceptionally low levels of catchment urbanization. *Ecology Applications*, 21:1659 - 1678.
- Lampert, V. R., M. A. Azevedo & B. Fialho. 2004. Reproductive biology of *Bryconamericus iheringii* (Ostariophysi: Characidae) from rio Vacacaí, RS, Brazil, *Neotropical Ichthyology*, 4: 209 - 215.
- Lampert, V. R., M. A. Azevedo., C. B. Fialho. 2007. Reproductive biology of *Bryconamericus stramineus* Eigenmann, 1908 (Ostariophysi: Characidae) from the Rio Ibicuí, RS, Brazil, *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 50: 995 - 1004.
- Lones, E. B. D., G. S. Helfman & J. O. Harper. 1999. Effects of riparian forest removal on fish assemblages in southern palachian streams. *Conservation Biology*, 13: 1454 - 1465.
- Lucena, C. A. S., B. B. Calegari., E. H. L. Pereira, & E. Dallegrave. 2013. O uso de óleo de cravo na eutanásia de peixes. *Boletim Sociedade Brasileira de Ictiologia*, 105: 20-24.
- Mayfield, M. M., S. P. Bonser., J. W. Morgan., I. Aubin., S. McNamara & P. A. Vesk. 2010. What does species richness tell us about functional trait diversity? Predictions and evidence for responses of species and functional trait diversity to land-use change. *Global Ecology and Biogeography*, 19: 423 - 431.
- Matson P. A., W. J. Parton & A. G. Power. 1997. Swift. Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science*, 277: 504 - 509.
- McKinney, M. L. 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, 127: 247 - 260.
- Meador, M. R., J. F. Coles & H. Zappia. 2005). Fish assemblage responses to urban intensity gradients in contrasting metropolitan areas: Birmingham, Alabama and Boston, Massachusetts. *In: American fisheries society symposium*, Vol. 47, p. 409-423.
- Medri, M. E., E. Bianchini., O. A. Shibatta, & J. A. Pimenta. 2002 A bacia do rio Tibagi. Londrina, M. E. Medri.
- Meschiatti, A. J. & M. S. A. Arcifa. 2009. Review on the fish fauna of Mogi-Guaçu River basin: a century of studies. *Acta Limnologica Brassileira*, 21: 135 - 159.
- Morgan, R. P. & S. F. Cushman. 2005. Urbanization effects on stream fish assemblages in Maryland, USA. *Journal of the North American Benthological Society*, 24, 643 - 655.
- Nakatani, K., A. A. Agostinho., G. Baumgartner., A. Bialetzki., P. V. Sanches., M. C. Makrakis & C. S. Pavanelli, 2001. Ovos e larvas de peixes de água doce: desenvolvimento e manual de identificação. Maringá, PR, EDUEM. 378p.
- Oliveira, D. C. & S. T. Bennemann. 2005. Ictiofauna, recursos alimentares e relações com as interferências antrópicas em um riacho urbano no sul do Brasil. *Biota Neotropica*, 5(1): <http://www.biotaneotropica.org.br/v5n1/pt/download?article+BN02905012005>.
- Orsi, M. L. 2010. Estratégias reprodutivas de peixes da região média-baixa do rio Paranapanema, reservatório de Capivara. São Paulo, Blucher Academico. 115p.
- Oyakawa, O. T., Akama, A., Mautari, K. C. & Nolasco, J. C. 2006. Peixes de riachos da Mata Atlântica. Ed. Neotrópica, São Paulo.
- Oyakawa, O. T., Menezes, N. A., Shibatta, O. A., Lima, F. C. T., Langeani, F., Pavanelli, C., Nielsen, D. T. B. & Hilsdorf, A. W. S. 2009. Peixes de água doce. Pp. 349 - 424. In Bressan, P. M., M. C. M. Kierulff & A. M. Sugieda(Ed.). *Fauna Ameaçada de Extinção no Estado de São Paulo*. São Paulo, Secretaria de Meio Ambiente.
- Paul, M. J. & J. L. Meyer. 2001. Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32:333 - 365.

- Peressin, A. & M. Cetra. 2014. Responses of the ichthyofauna to urbanization in two urban areas in Southeast Brazil. *Urban Ecosystem*, 17: 675 - 690.
- Pinese, J. P. P. 2002. Síntese geológica da bacia do rio Tibagi. Pp. 45-61. In Medri, M. E., E. Bianchini., O. A. Shibatta & J. A. Pimenta (eds). *A bacia do rio Tibagi*. Londrina, M.E Medri.
- Pusey, B J. & A.H. Arthington. 2003. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. *Marine and Freshwater Research*, 54:1 –16.
- R Core Team, 2015. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- Scott, M. C. & L. W. Hall Jr. 1997. Fish assemblages as indicators of environmental degradation in Maryland coastal plain streams. *Transactions of the American Fisheries Society*, 129: 1118 - 1133.
- Tilman, D., C. L. Lehman & K. T. Thomson. 1997. Plant diversity and ecosystem productivity: theoretical considerations. *Proceedings of Natural Academy of Sciences of the United States of America*, 94: 1857 - 1861.
- Tscharntke, T., A. M. Klein., A. Kruess., I. Steffan-Dewenter & C. Thies. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity: ecosystem service management. *Ecology Letter*, 8: 857 - 874.
- SEMA. 2013. *Bacias hidrográficas do Paraná: série histórica*. 2.ed. Governo do Estado do Paraná, Curitiba.
- Souza, C. E.; Barrella, W. 2009. Ecomorphology Attributes on Fish from the Southern area in the State of São Paulo. *Revista Eletrônica de Biologia*, 2: 1 - 34.
- Utz, R. M., R. H. Hilderbrand & R. L. Raesly. 2010. Regional differences in patterns of fish species loss with changing land use. *Biological Conservation*, 143, 688 - 699.
- Vannote, R. L., G. W. Minshall., K. W. Cummins., J. R. Sedell & C. E. Cushing 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries And Aquatic Sciences*, Ottawa, 37: 130-137.
- Vazzoler, A. E. A. M. 1996. *Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática*. Maringá, PR, EDUEM. 400p.
- Vidal, L. V. O., R. C. B. Albinati., A. C. L. Albinati., A. D. de, A. Lira., R. de. Tainá & G. B. Santos. 2008. Eugenol como anestésico para a tilápia-do-nilo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 43: 1069-1074.
- Vitousek, P. M., H. A. Mooney., J. Lubchenco & J. M. Melillo. 2008. Human domination of Earth's ecosystems Pp. 207 - 231. In Marzluff, J. M., E. Shulenberger., W. Endlicher., M. Alberti., G. Bradley., C. Ryan., U. Simon & C. Zumbrunnen (Eds.). *Urban ecology: An international perspectives on the interaction between humans and nature*. New York: Springer.
- Vono, V., L. G. M. Silva., B. P. Maia & H. P. Godinho. 2002. Biologia reprodutiva de três espécies simpátricas de peixes neotropicais: *Pimelodus maculatus* Lacépede (Siluriformes, Pimelodidae), *Leporinus amblyrhynchus* Garavello & Britski e *Schizodon nasutus* Kner (Characiformes, Anostomidae) do recém-formado reservatório de Miranda, Alto Paraná, *Revista brasileira de Zoologia*, 19: 819 - 826.
- Walsh, C. J., A. H. Roy., J. W. Feminella, P. D. Cottingham, P. M. Groffman & R. P. Morgan II. 2005. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society*, 24: 706 - 723.
- Wang, L., J. Lyons & P. Kanehl. 1998. Development and evaluation of a habitat rating system for low-gradient Wisconsin streams. *North American Journal of Fisheries Management*, 18: 775 - 785.
- Wang, L., P. W. Seelbach & J. Lyons. 2006. Effects of levels of human disturbance on the influence of catchment, riparian, and reach-scale factors on fish assemblages. *American Fisheries Society Symposium*, 48: 199 - 219.
- Watson, D. J. & E. Balon. 1984. Ecomorphological analysis of taxocenes in rainforest streams of northern Borneo. *Journal of Fish Biology*, 25: 371 - 384.
- Webb, C. O. 2000. Exploring the phylogenetic structure of ecological communities: an example for rain forest trees. *American Naturalist*, 156:145 - 155.
- Zatti, S. A., S. C. Sticca., M. J. dos Santos-Wisniewski & P. S. Pompeu. 2012. Alteração na alimentação de três espécies de peixes (Teleostei) relacionada ao aporte de esgoto e a retirada de mata ciliar nos córregos dos Aflitos e Ferradura, Alfenas, MG. *Revista Brasileira de Zoociências* 14: 175 - 183.

Tabela 1. Coordenadas geograficas e variáveis ambientais (média e desvio padrão) medidas nos pontos de coleta dos riachos preservados e urbanos na bacia do médio rio Tibagi. OD: oxigênio dissolvido (mg/l), Cond: condutividade ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), Temp: temperatura ($^{\circ}\text{C}$), Turb: turbidez (NTU), Nit: nitrato (mg/l), Are: areia, Casc: cascalho, Arg: argila, Sei: seixos, Roc: rochas, Vel: velocidade da água (m/s), Larg: largura (m), Prof: profundidade (m), Rip: mata ripária (%), Somb: sombreamento (1: aberto, 2: parcialmente sombreado, 3: sombreado e 4: fortemente sombreado).

| | Riachos | Latitude | Longitude | OD | Cond | pH | Turb | Temp | Nitr | Larg | Prof | Vel | Arg | Are | Casc | Sei | Roc | Rip | Somb |
|-------------|-------------|-------------|-------------|------------|--------------|-------------|-------------|-------------|-------|------------|-------------|------------|------|------|------|------|------|-----|------|
| Preservados | Varanal 1 | 24°19'56,6" | 50°32'05,8" | 7,47(1,48) | 37,75(27,8) | 6,66(0,38) | 5,1(2,36) | 17,53(1,51) | 0,26 | 1,8(0,53) | 0,16(0,11) | 0,35(0,08) | 0,00 | 0,50 | 0,35 | 0,05 | 0,00 | 90 | 4 |
| | Varanal 2 | 24°20'13,9" | 50°34'41,9" | 7,33(1,27) | 34,5(24,8) | 6,65(0,73) | 3,28(0,34) | 18,7(1,27) | 0,10 | 3,99(0,85) | 0,41(0,13) | 0,61(0,23) | 0,00 | 0,30 | 0,10 | 0,05 | 0,50 | 100 | 4 |
| | Varanal 3 | 24°20'18,8" | 50°35'49,8" | 5,89(1,23) | 29,75(12,2) | 6,64(0,81) | 4,05(2,52) | 17,85(1,46) | 0,16 | 4,17(0,55) | 0,42(0,007) | 0,48(0,27) | 0,15 | 0,20 | 0,10 | 0,25 | 0,00 | 100 | 4 |
| | Lambedor 1 | 24°21'44,7" | 50°33'53,9" | 7,45(2,36) | 29,5(28,21) | 6,92(0,007) | 2,85(0,34) | 17,31(2,46) | 0,17 | 2,65(0,37) | 0,21(0,09) | 0,42(0,17) | 0,00 | 0,70 | 0,20 | 0,00 | 0,00 | 70 | 4 |
| | Lambedor 2 | 24°21'44,2" | 50°34'7,6" | 7,4(2,58) | 34,5(25,98) | 6,35(0,74) | 2,88(0,59) | 17,61(1,76) | 0,08 | 2,71(0,33) | 0,31(0,10) | 0,37(0,09) | 0,00 | 0,60 | 0,15 | 0,05 | 0,05 | 80 | 4 |
| | Lambedor 3 | 24°21'07,8" | 50°34'35,8" | 5,94(1,62) | 44,25(45,98) | 6,61(1,25) | 3,15(0,4) | 17,98(2,07) | 0,20 | 3,49(1,11) | 0,36(0,11) | 0,41(0,15) | 0,00 | 0,50 | 0,10 | 0,10 | 0,10 | 100 | 4 |
| Urbanos | Uvaranal 1 | 24°21'52" | 50°38'30,1" | 7,3(1,03) | 20,4(8,46) | 6,49(0,71) | 6,9(2,02) | 21,43(4,38) | 0,93 | 1,83(0,73) | 0,39(0,17) | 0,26(0,04) | 0,60 | 0,20 | 0,10 | 0,00 | 0,00 | 15 | 2 |
| | Uvaranal 2 | 24°20'40,1" | 50°37'20,1" | 6,11(1,35) | 82,1(19,21) | 6,75(0,5) | 12,83(7,64) | 20,58(3,2) | 3,20 | 3,12(0,74) | 0,19(0,06) | 0,41(0,11) | 0,20 | 0,60 | 0,10 | 0,00 | 0,00 | 10 | 2 |
| | Uvaranal 3 | 24°20'34,9" | 50°36'34,8" | 6,87(1,02) | 58,73(17,87) | 7,76(1,01) | 11,05(4,89) | 21,3(2,71) | 1,00 | 3,92(0,56) | 0,33(0,11) | 0,52(0,15) | 0,10 | 0,45 | 0,30 | 0,00 | 0,00 | 9 | 2 |
| | Mandaçaia 1 | 24°19'29,2" | 50°39'46" | 7,4(0,87) | 54,83(4,26) | 7,23(0,61) | 6,53(3,23) | 17,76(1,01) | 12,47 | 2,61(0,85) | 0,24(0,11) | 0,36(0,06) | 0,00 | 0,40 | 0,20 | 0,15 | 0,05 | 20 | 2 |
| | Mandaçaia 2 | 24°18'32,9" | 50°39'57,7" | 7,56(2,32) | 66,65(5,4) | 7,15(0,67) | 4,3(1,06) | 18,9(1,99) | 10,87 | 3,07(0,69) | 0,26(0,12) | 0,39(0,09) | 0,05 | 0,70 | 0,10 | 0,00 | 0,00 | 10 | 2 |
| | Mandaçaia 3 | 24°17'20,1" | 50°39'54,1" | 7,18(0,17) | 56,13(11,59) | 7,49(0,57) | 5,9(2,48) | 18,85(2,21) | 9,94 | 4,94(1,47) | 0,31(0,15) | 0,43(0,06) | 0,30 | 0,60 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 13 | 1 |

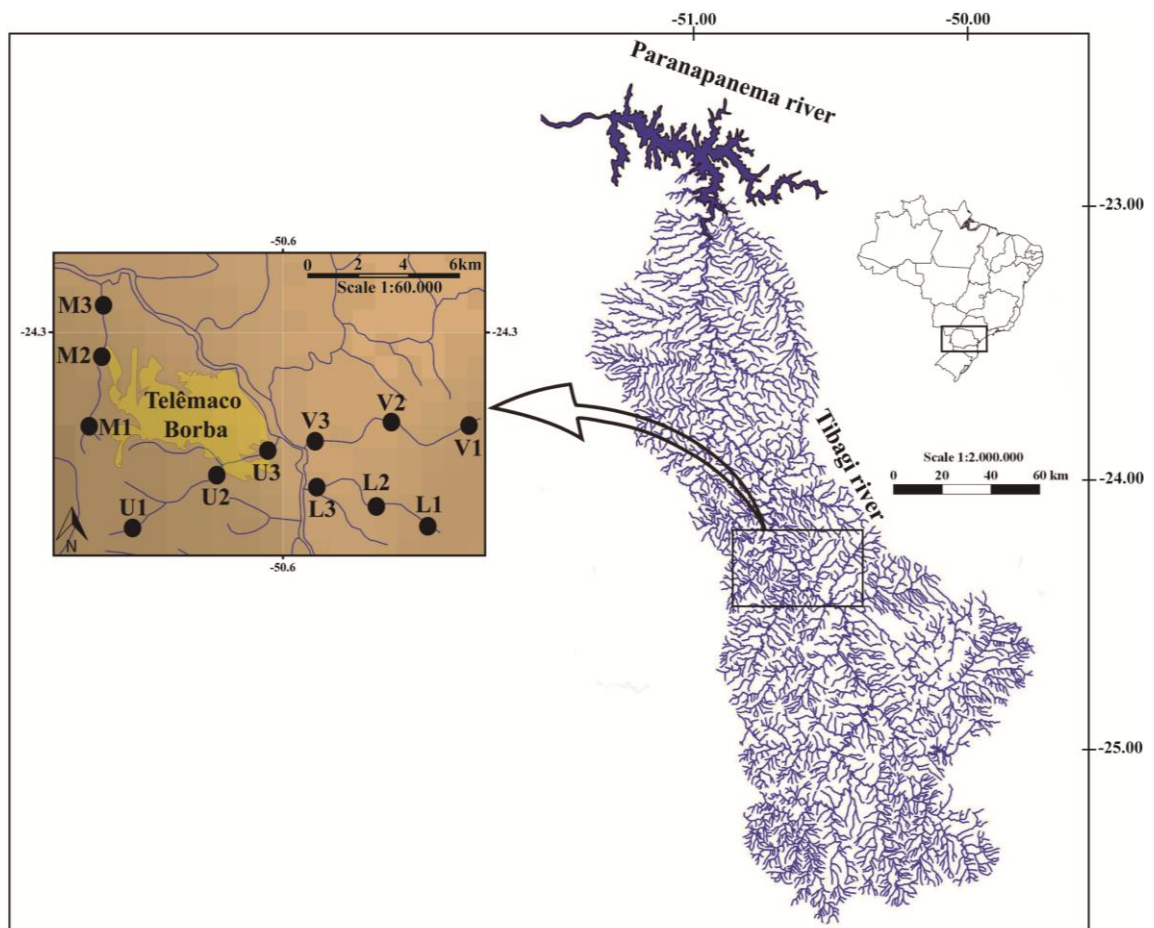


Figura 1. Mapa de área de estudo apresentando os locais de coleta em riachos preservados e urbanos na bacia do rio Tibagi, Estado de Paraná, Brasil. Ribeirão Varanal (V1, V2, V3), ribeirão Lambedor (L1, L2, L3), ribeirão Uvaranal (U1, U2, U3), ribeirão Mandaçaia (M1, M2, M3).

Tabela 2. Categoria, descrição e código dos traços funcionais medidos para as espécies de peixes.

| Categoria | Traços funcionais | Descrição/Interpretação | Código |
|---|---------------------------------------|--|-----------------|
| Uso do habitat, alimentação, história de vida | Máximo comprimento padrão | Máximo comprimento padrão (mm) | MCP |
| Uso do habitat, locomoção | Índice de compressão | Razão entre a altura máxima do corpo e a largura máxima do corpo (Gatz. 1979) | IC |
| Uso do habitat, locomoção | Índice de depressão | Razão entre a altura média do corpo e a altura máxima do corpo (Watson & Balon. 1984) | ID |
| Uso do habitat, locomoção | Relação-aspecto da nadadeira peitoral | Razão entre o comprimento máximo e a largura máxima da nadadeira peitoral (Gatz. 1979) | RANP |
| Uso do habitat | Posição relativa do olho | Razão entre a altura do médio do olho e a altura da cabeça (Watson & Balon. 1984) | PO |
| Alimentação, uso do habitat | Posição da boca | Tangente do ângulo formado pelos lábios da boca com a superfície dorsal do corpo (por exemplo, 90° representando uma boca terminal) (Gatz. 1979) | PB |
| Alimentação | Abertura relativa da boca | Razão entre a altura da boca totalmente aberta e o comprimento padrão (Watson & Balon. 1984) | ARB |
| Alimentação | Coefficiente intestinal | Razão entre comprimento do intestino e o comprimento padrão (Bértin. 1958) | CI |
| História de vida e estratégia | Diâmetro dos Ovositos | Diâmetro médio dos ovocitos maduros (mm) | DO |
| História de vida e estratégia | L ₅₀ | Comprimento médio da primeira maturação (mm) | L ₅₀ |
| História de vida e estratégia | Fecundidade | Número médio de Ovócitos | FEC |

Tabela 3. Lista de espécies coletadas em riachos preservados e urbanos na bacia do médio rio Tibagi. V1: cabeceira ribeirão Varanal; V1: médio ribeirão Varanal; V1: foz ribeirão Varanal; L1: cabeceira ribeirão Lambedor; L1: médio ribeirão Lambedor; L1: foz ribeirão Lambedor; U1: cabeceira ribeirão Uvaranal; U1: médio ribeirão Uvaranal; U1: foz ribeirão Uvaranal; M1: cabeceira ribeirão Mandaçaia; U1: médio ribeirão Mandaçaia; U1: foz ribeirão Mandaçaia.

| Taxa | Preservados | | | | | | Urbanos | | | | | |
|---|-------------|-----|-----|----|----|-----|---------|-----|-----|----|-----|----|
| | V1 | V2 | V3 | L1 | L2 | L3 | U1 | U2 | U3 | M1 | M2 | M3 |
| Characiformes | | | | | | | | | | | | |
| Parodontidae | | | | | | | | | | | | |
| <i>Apareiodon ibitiensis</i> Amaral Campos, 1944 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Apareiodon piracicabae</i> (Eigenmann, 1907) | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Anostomidae | | | | | | | | | | | | |
| <i>Leporinus amblyrhynchus</i> Garavello & Britski, 1987 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Characidae | | | | | | | | | | | | |
| <i>Astyanax bockmanni</i> Vari & Castro, 2007 | 0 | 0 | 20 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Astyanax</i> aff. <i>fasciatus</i> (Cuvier, 1819) | 0 | 0 | 15 | 0 | 3 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 8 |
| <i>Astyanax lacustris</i> (Lütken, 1875) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 4 |
| <i>Astyanax paranae</i> Eigenmann, 1914 | 0 | 260 | 248 | 79 | 84 | 151 | 0 | 17 | 25 | 20 | 4 | 2 |
| <i>Bryconamericus</i> aff. <i>iheringii</i> (Boulenger, 1887) | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 17 |
| <i>Piabarchus stramineus</i> (Eigenmann, 1908) | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Oligosarcus paranensis</i> Menezes & Géry, 1983 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 |
| <i>Piabina argentea</i> Reinhardt, 1867 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Serrapinnus notomelas</i> (Eigenmann, 1915) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Siluriformes | | | | | | | | | | | | |
| Heptapteridae | | | | | | | | | | | | |
| <i>Rhamdia quelen</i> (Quoy and Gaimard, 1824) | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Trichomycteridae | | | | | | | | | | | | |
| <i>Trichomycterus davisii</i> (Haseman, 1911) | 40 | 39 | 18 | 76 | 75 | 77 | 13 | 14 | 10 | 76 | 34 | 12 |
| Callichthyidae | | | | | | | | | | | | |
| <i>Corydoras ehrhardti</i> Steindachner, 1910 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 159 | 0 | 0 | 0 |
| Loricariidae | | | | | | | | | | | | |
| <i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering, 1911) | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 27 | 109 | 0 | 1 | 1 |
| <i>Isbrueckerichthys</i> cf. <i>calvus</i> Jerep, Shibatta, Pereira & Oyakawa. 2006 | 0 | 0 | 0 | 0 | 9 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Neoplecostomus paranensis</i> Langeani, 1990 | 0 | 6 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Otothyropsis biannicus</i> Calegari, Lehmann & Reis, 2013 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Rineloricaria latirostris</i> (Boulenger, 1900) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | 0 | 0 | 1 |
| Ciprinodontiformes | | | | | | | | | | | | |
| Poeciliidae | | | | | | | | | | | | |
| <i>Phalloceros harpagos</i> Lucinda, 2008 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 286 | 246 | 86 | 50 | 111 | 3 |

Tabela 4. Scores dos dois primeiros eixos da RQL das variáveis ambientais e traços funcionais dos riachos preservados e urbanos na bacia do rio Tibagi.

| | Eixo 1 | Eixo 2 | | Eixo 1 | Eixo 2 |
|--------------------------------|---------------|---------------|--------------------------|---------------|---------------|
| Variáveis ambientais | | | Traços funcionais | | |
| OD | -0.105 | -0.380 | MCP | 0.220 | 0.457 |
| Cond | -0.489 | 0.072 | CI | -0.654 | 0.249 |
| pH | -0.432 | 0.266 | DO | -0.601 | 0.138 |
| Turb | -0.692 | 0.174 | IC | 0.643 | 0.322 |
| Temp | -0.730 | 0.108 | ID | -0.002 | -0.058 |
| Nitr | -0.006 | -0.118 | ARB | 0.280 | -0.371 |
| Larg | 0.187 | 0.608 | PO | -0.625 | -0.139 |
| Prof | 0.264 | 0.292 | RANP | -0.658 | 0.420 |
| vel | 0.013 | 0.422 | PB | -0.025 | -0.093 |
| Arg | -0.146 | 0.056 | FEC | 0.660 | 0.394 |
| Are | -0.179 | -0.191 | L ₅₀ | -0.073 | 0.426 |
| Case | -0.471 | -0.050 | | | |
| Sei | 0.537 | 0.235 | | | |
| Roc | 0.187 | -0.107 | | | |
| Rip | 0.621 | 0.025 | | | |
| Somb | 0.240 | -0.241 | | | |
| Variância explicada (%) | | | | 59.39 | 24.64 |
| Variância Acumulada (%) | | | | 59.39 | 84.04 |

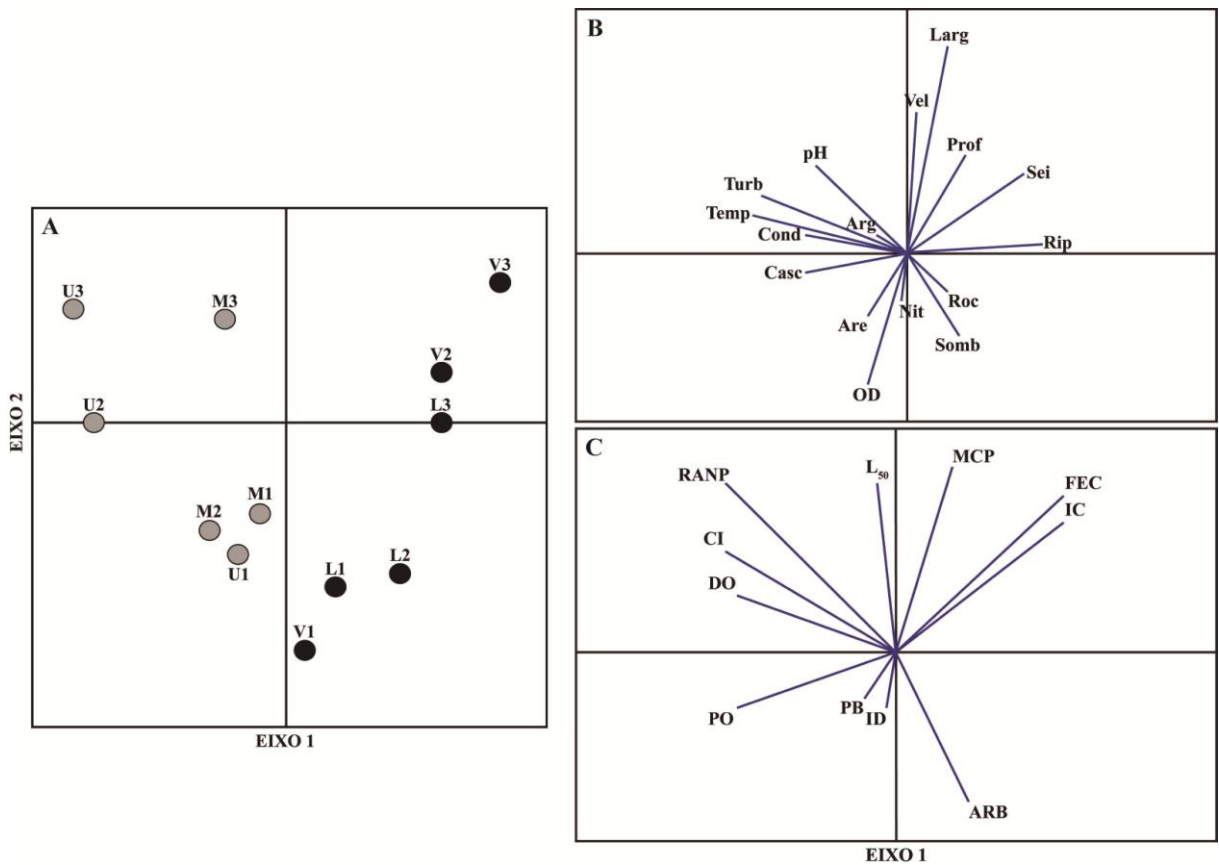


Figura 2. Ordenação dos locais de coleta (A), variáveis ambientais (B) e traços funcionais (C) nos dois primeiros eixos da RLQ. Círculos pretos: riachos preservados; círculos cinza: riachos urbanos; V1: cabeceira do ribeirão Varanal, V1: médio ribeirão Varanal, V1: foz do ribeirão Varanal, L1: cabeceira do ribeirão Lambedor, L1: médio ribeirão Lambedor, L1: foz do ribeirão Lambedor, U1: cabeceira do ribeirão Uvaranal, U1: médio ribeirão Uvaranal, U1: foz do ribeirão Uvaranal, M1: cabeceira do ribeirão Mandaçaia, U1: médio ribeirão Mandaçaia, U1: foz do ribeirão Mandaçaia em A; OD: oxigênio dissolvido, Cond: condutividade, Temp: temperatura, Turb: turbidez, Nit: nitrato, Are: areia, Casc: cascalho, Arg: argila, Sei: seixos, Roc: rochas, Vel: velocidade, Larg: largura, Prof: profundidade, Rip: mata ripária, Somb: sombreamento em B; MCP: máximo comprimento, CI: coeficiente intestinal, DO: diâmetro dos ovócitos, L₅₀: comprimento médio da primeira maturação, FEC: fecundidade, IC: índice de compressão, ID: índice de depressão, PO: posição do olho, PB: posição da boca, ARB: abertura relativa da boca, RANP: relação aspecto da nadadeira peitoral em C.

Apêndice 1. Traços funionais das espécies coletadas em riachos preservados e urbanos na bacia do médio rio Tibagi. MCP: máximo comprimento, CI: coeficiente intestinal, DO: diâmetro dos ovócitos, L₅₀: comprimento médio da primeira maturação, FEC: fecundidade, IC: índice de compressão, ID: índice de depressão, PO: posição do olho, PB: posição da boca, ARB: abertura relativa da boca, RANP: relação aspecto da nadadeira peitoral.

| Espécies | MCP | CI | DO | L50 | FEC | IC | ID | PO | PB | ARB | RANP |
|--------------------------------------|------------|-----------|-----------|------------|------------|-----------|-----------|-----------|-----------|------------|-------------|
| <i>Apareiodon ibitiensis</i> | 113 | 0,87 | 0,70 | 5,40 | 2021 | 1,20 | 0,45 | 0,64 | 10,0 | 0,10 | 1,850 |
| <i>Apareiodon piracicabae</i> | 120 | 0,84 | 0,78 | 5,90 | 2817 | 1,34 | 0,46 | 0,57 | 10,0 | 0,08 | 1,740 |
| <i>Astyanax aff. fasciatus</i> | 168 | 0,86 | 0,58 | 11,90 | 5140 | 2,49 | 0,50 | 0,60 | 90,0 | 0,28 | 1,900 |
| <i>Astyanax lacustris</i> | 126 | 0,64 | 0,77 | 6,30 | 7443 | 2,78 | 0,48 | 0,56 | 90,0 | 0,16 | 1,640 |
| <i>Astyanax bockmanni</i> | 70 | 0,67 | 0,77 | 3,60 | 7681 | 2,65 | 0,56 | 0,48 | 90,0 | 0,21 | 1,670 |
| <i>Astyanax paranae</i> | 107 | 0,71 | 1,12 | 3,70 | 2884 | 1,82 | 0,54 | 0,62 | 90,0 | 0,19 | 1,540 |
| <i>Bryconamericus aff. iheringii</i> | 114 | 0,70 | 0,40 | 3,20 | 1016 | 2,18 | 0,57 | 0,70 | 40,0 | 0,18 | 1,550 |
| <i>Piabarchus stramineus</i> | 114 | 0,39 | 0,44 | 3,30 | 313 | 2,17 | 0,55 | 0,64 | 90,0 | 0,33 | 2,080 |
| <i>Corydoras ehrhardti</i> | 53 | 0,83 | 1,64 | 3,30 | 137 | 1,22 | 0,44 | 0,64 | 10,0 | 0,15 | 2,110 |
| <i>Hypostomus ancistroides</i> | 210 | 19,07 | 5,00 | 14,90 | 420 | 0,87 | 0,26 | 0,93 | 0,0 | 0,27 | 1,520 |
| <i>Isbrueckerichthys cf. calvus</i> | 90 | 4,78 | 2,10 | 6,40 | 49 | 0,60 | 0,25 | 0,91 | 0,0 | 0,53 | 1,770 |
| <i>Leporinus amblyrhynchus</i> | 196 | 0,90 | 0,94 | 9,50 | 20012 | 1,75 | 0,23 | 0,68 | 40,0 | 0,30 | 1,270 |
| <i>Neoplecostomus paranensis</i> | 93 | 2,12 | 2,30 | 6,90 | 49 | 0,61 | 0,31 | 1,00 | 0,0 | 0,43 | 1,710 |
| <i>Oligosarcus paranensis</i> | 205 | 0,34 | 1,30 | 16,40 | 20727 | 2,03 | 0,46 | 0,66 | 90,0 | 0,56 | 1,670 |
| <i>Otothyropsis biamnicus</i> | 40 | 3,80 | 1,30 | 3,10 | 34 | 0,67 | 0,52 | 0,68 | 0,0 | 0,39 | 1,980 |
| <i>Phalloceros harpagos</i> | 35 | 1,62 | 1,06 | 1,90 | 9,4 | 1,32 | 0,60 | 0,73 | 120,0 | 0,23 | 1,820 |
| <i>Piabina argentea</i> | 68 | 0,71 | 0,34 | 3,70 | 1077 | 2,15 | 0,47 | 0,58 | 10,0 | 0,18 | 1,500 |
| <i>Rhamdia quelen</i> | 474 | 0,92 | 1,06 | 16,50 | 27759 | 0,98 | 0,36 | 0,75 | 10,0 | 0,55 | 1,400 |
| <i>Rineloricaria latirostris</i> | 360 | 0,92 | 4,00 | 8,47 | 113 | 0,57 | 0,25 | 0,98 | 0,0 | 0,49 | 1,970 |
| <i>Serrapinnus notomelas</i> | 32 | 0,85 | 0,59 | 1,60 | 144 | 2,68 | 0,51 | 0,52 | 90,0 | 0,25 | 1,000 |
| <i>Trichomycterus davisi</i> | 85 | 0,47 | 1,75 | 4,2 | 73 | 1,07 | 0,37 | 0,75 | 10,0 | 0,48 | 1,140 |

-Capítulo 2 -

Feeding responses in stream fishes facing urbanization in southern Brazil

Abstract

Human activities associated with urbanization can be responsible for the changes in the diet of species. Diet in two species of fishes (*Astyanax paranae* and *Trichomycterus davisi*) was investigated with the aim of understanding the influence and species responses to urbanization. Fish were collected quarterly from December 2013 to December 2014 in four streams in southern Brazil. Stomach contents of 111 specimens of *A. paranae* and 203 of *T. davisi* was analyzed. The food items were quantified according to the volumetric method, and rarefaction curves and Non-metric Multi-dimensional Scaling (NMDS) were used to assess the richness of food items and diet composition. A total of 82 food items was found in both studied species. The diversity of food items consumed by the two species was significantly greater in preserved than in urban streams (null model tests: $p < 0.05$), and significant differences in diet composition were registered (pseudo-F = 2.62, $p < 0.05$ for *A. paranae*, and pseudo-F = 6.32, $p < 0.05$ for *T. davisi*). Thus, the accelerated urbanization process causes changes in the environmental conditions, requiring rapid species responses, and behavioral flexibility (e.g. feeding) is important for adaptation and adjustment to urbanized environments.

Key words: *Astyanax paranae*, *Trichomycterus davisi*, diet, tropical stream, anthropic impacts.

Introduction

The accelerated transformation of high complexity natural landscapes, into simplified ecosystems, due to the influence of agriculture and urban development, is recognized as the major threat to biodiversity loss worldwide (Allan et al., 1997; Matson et al., 1997; Tschardt et al., 2005). Alterations influenced by human activities are threatening mainly streams, because the impacts on terrestrial ecosystems are strongly reflected in aquatic environments (Lee, 2000).

The interaction between humans and aquatic environments is causing strong changes in the landscape at areas close to streams, promoting the reduction of forest cover and affecting fish assemblages, because these areas influence the food chain, through the regulation of primary production and input of allochthonous resource (Vannote et al., 1980; Allan, 2004). "Urban streams syndrome" is associated with increase of impervious surface, changing channel morphology, nutrient concentrations, temperature, soil water penetration, the frequency and magnitude of storm flows and primary productivity (Klein, 1979; Walsh et al., 2005; Zhou & Wang, 2007; Hatt et al., 2004). These disturbances can alter microhabitats used for feeding, shelter or reproduction areas, change the resources availability and trophic structure (Poff & Allan 1995; Quinn et al., 2001; Casatti et al., 2006; Winemiller et al., 2008).

Fishes are particularly vulnerable, because they are organisms restricted to aquatic environments (Adams & Ryon, 1994; Saleh & Marie, 2014; Authman et al., 2015). Thus, alterations affecting the food chain can cause negatively effects in the diet of freshwater fish species. The analysis of fish diets and feeding habits can reveal important information about life history, habitat requirements, trophic dynamics, resource partition, and can be used to understand the dynamics and functioning of aquatic ecosystems (Ross, 1986; Vander Zanden et al., 2000). This information can also be used as tools to assess biotic integrity in streams under the influence of different anthropogenic impacts (Bonato et al., 2012).

Astyanax paranae Eigenmann, 1914 is a small tetra (maximum length 11.3 cm SL) with preference to headwater streams, and it is a nektonic species with preference for allochthonous food sources (Shibatta et al., 2002; Ferreira, 2007; Ferreira et al., 2012). Basically, it feeds on terrestrial insects, but, it consumes others items as aquatic insects, oligochaete, algae, leaves, fruits and seeds in a lower proportion (Abelha et al., 2006; Ferreira et al., 2012). *Trichomycterus davisii* (Haseman, 1911) is a small catfish (maximum length 6.3 cm SL), that belongs to Trichomycteridae family (Reis et al., 2003; Froese & Pauly, 2016). The species has preference for small streams with clear waters, strong current and substrate mostly composed of sand and small rocks, where it feeds mainly on benthic aquatic insect larvae by substrate exploration (Casatti & Castro, 2006; Chara et al., 2006; Abilhoa et al., 2008). In this study, *A. paranae* and *T. davisii* were used as models for understanding influence and species responses to changes promoted by urbanization. These two species were selected for

presenting different biological characteristics, ecological preferences and requirements, and because they were collected in most sampled sites.

This study aimed to evaluate the diet, through analysis of stomach contents of *A. paranae* and *T. davisii*, in preserved and urban streams. Based on this data we seek to understand: (i) what was the feeding response of *A. paranae* and *T. davisii* to anthropogenic impacts influenced by urbanization?; (ii) is it possible to identify these alterations on diet?; (iii) do the diversity, composition and abundance of food items in the diet of *A. paranae* and *T. davisii* differs between preserved and urban streams?

Material and methods

Study area

The Tibagi river basin flows through 49 municipalities with approximately 1,900,000 inhabitants, of which, 86% live in the urban region (Sema, 2013). Telêmaco Borba municipality is inserted in the middle section of the Tibagi River basin, it occupies an area of 1,382,860 km² and supports a population of 69,872 inhabitants. The urban portion of Telêmaco Borba has a population of 68,440 inhabitants (IBGE, 2016).

The study area includes four streams tributaries of the Tibagi river basin, with registered occurrence of the species *A. paranae* and *T. davisii* (Fig. 1). We selected three sample sites (headwaters, middle, and mouth) for each studied stream. The Varanal and Lambedor streams are located in the private reserve of natural heritage of Klabin S.A. company, in Telêmaco Borba municipality, and were defined as reference because of its biotic integrity (Bennemann et al., 2008). The first sampled segment (V1 - 24°19'56.6"S; 50°32'05.8"W) in Varanal stream is first order, with preserved forest and strongly shaded. This stretch is narrow and shallow bed; present rapids and pools with full transparency, and the substrate composed of sand, gravel, pebbles and deposition of litter. The second sampled segment (V2 - 24°20'13.9"S; 50°34'41.9"W) is of second order and has preserved forest, with deep pools, rapids and backwaters. The substrate is composed of sand, rocks, gravel and pebbles. The last sampled segment (V3 - 24°20'18.8"S; 50°35'49.8"W) is also of second order, with preserved forest and strongly shaded; it presents rapids and deep pools; the substrate is composed of clay, sand, gravel and pebbles.

The Lambedor is a stream with clear waters, inserted in a secondary forest area, producing strong shading in the stream. The first sampled segment (L1 - 24°21'44.7"S; 50°33'53.9"W) is first order and has narrow bed; with rapids and backwaters, and the substrate is composed mainly of sand, gravel and litter. The second sampled segment (L2 - 24°21'44.2"S; 50°34'7.6"W) is of second order, has narrow bed; present rapids and backwaters. The substrate is composed mainly of sand and reduced proportion of gravel, pebbles and rocks. The last sampled segment (L3 - 24°21'7.8"S; 50°34'35.8"W) is of second order, presents rapids and backwaters with submerged marginal vegetation. The substrate is composed mainly of sand and a small proportion of gravel, pebbles and rocks.

The Uvaranal and Mandaçaia streams are located in the urban area of the Telemaco Borba municipality, presenting disturbances influenced by human activities. The first sampled segment in Uvaranal stream (U1 - 24°21'52"S; 50°38'30.1"W") is first order; it is embedded in a matrix of *Pinus* sp., and part of this stretch was channeled due to a rural road, causing a small damming, and strong siltation. The second sampled segment (U2 - 24°20'40.1"S; 50°37'20.1"W") is of second order, and with evident deforestation of riparian vegetation, causing exposure of the soil on the margins and instability of banks. Presents pools and backwaters, the substrate is composed mainly of sand, and the water presents bad odor. The last sampled segment (U3 - 24°20'34.9"S; 50°36'34.8"W") is of third order, with degraded riparian vegetation, influenced by the construction of houses near the stream. Presents rapids, pools and backwaters, and the substrate is composed mainly of sand, gravel and clay. The margins present exposed soil and unstable banks.

The first sampled segment in Mandaçaia stream (M1 - 24°19'29.2"S; 50°39'46"W) is of first order and presents the riparian forest on both margins. It is embedded in a matrix of *Pinus* sp., and presents rapids and pools, with bad odor waters. The substrate is composed mainly of sand, gravel and pebbles. The margins have exposed soil. The second sampled segment (M2 - 24°18'32.9"S; 50°39'57.7"W) is second order; the riparian vegetation is composed mainly of *Pinus* sp. and grass. Presents pools and backwaters, the substrate is composed of sand, gravel and clay; the margins present exposed soil and unstable banks. The last sampled segment (M3 - 24°17'20.1"S; 50°39'54.1"W) is second order and the riparian forest was deforested and transformed into pasture. Present backwaters and pools; the substrate is composed mainly of sand and clay.

Fish sampling

Fish were collected quarterly from December 2013 through December 2014 utilizing two sieves and one seine nets, and a standardized effort of three people over 40 min period. The fish were anesthetized with eugenol (3 g/L) (Vidal et al., 2008; Lucena et al., 2013), fixed in 10% formalin solution and after 48 hours transferred to 70% ethanol. Voucher specimens were deposited in the fish collection of the Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Londrina, Londrina, (MZUEL), Paraná State, Brazil. Collects were authorized by ICMBio (collecting permit number 12120-1). This study was approved by Ethics Committee on Animal Use of the Universidade Estadual de Londrina, Londrina (Permit Number: 22201.2013.21). In the laboratory, specimens were measured (SL mm), weighted (g) and sexed; and stomachs of *A. paranae*, stomachs and intestine of *T. davisi* were removed for analysis. Food items were identified to the lowest taxonomic level possible.

Data Analysis

Stomach repletion index (RI) was calculated to verify feeding activity levels. This index was estimated following Santos (1978), as: $RI = W_s \times 100 / W_t$, where W_s corresponds to stomach weight

and Wt to total specimen weight. We used a Kruskal-Wallis nonparametric analysis of variance (H), with 5% significance level, to assess differences in food ingestion rates (RI%) between species and streams. The food items were quantified according to the volumetric method; *i.e.*, the total volume of a food item taken by the fish population is given as a percentage of the total volume of all stomach content (Hyslop, 1980), using a glass counting plate (Hellawell & Abel, 1971). The relative contribution of food items was assessed based on the frequency of occurrence (FO_i%) and volume (V_i%) (Hyslop, 1980). The frequency of occurrence and the volume values were combined to estimate the Alimentary Index (AI_i%) (Kawakami & Vazzoler, 1980). This index is calculated as:

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

where: AI_i: alimentary index; *i*: 1, 2,...:n: food item; F_i%: frequency of occurrence (%) and V_i%: volume (%).

To compare food items richness among preserved and urban streams, we generated rarefaction curves using the software EstimateS 9.1.0 (Colwell, 2013). We perform comparisons of the food items richness between preserved and urban streams with total and standardized number of observations using Monte Carlo randomization tests, with the Rich package (function c2m) in R software (Rossi, 2011).

The diet of *A. paranae* and *T. davisi* among different streams (preserved and urban), was assessed using the Nonmetric Multidimensional Scaling (NMDS). The NMDS is an ordination technique, based on the dissimilarity matrix (Bray-Curtis) (Clarke & Warwick, 2001; Legendre & Legendre, 1998). The Permutational Multivariate Analysis of Variance (PerMANOVA) was applied on a dissimilarity Bray-Curtis matrix to determine whether there was a significant difference between species' diets by stream. The significance level was tested by randomization procedure with 10,000 permutations. The input matrix for this analysis contained the value for the volume of each food item. The analyzes were performed using R software (R Development Core Team 2016) with the Vegan package (Oksanen et al., 2007).

The Indicator Value Index (IndVal) was applied to get the food item indicators for each species and within each stream. This index is a product of the degree of specificity (the relative abundance of each food resource in each group) and fidelity (relative frequency of each food resource in each group) of species in groups defined *a priori* (Cardoso et al., 2013). A high indicator value is obtained by a combination of greater specificity and fidelity of an item to a particular group (Dufrêne & Legendre, 1997; Legendre & Legendre, 1998; Borcard et al., 2011). We considered values with IndVal ≥ 0.25 and *p* < 0.01 to avoid the interpretation of food items with a weak indicating capacity (Dufrêne &

Legendre, 1997). The significance of the indicator value of each species is assessed by a randomization procedure (Dufrene & Legendre, 1997). The analyzes were performed using R software (R Development Core Team 2016) with the Labdsv package (Roberts, 2010).

Results

A total of 1.375 specimens were collected, 890 of *A. paranae* (822 and 68 specimens in preserved and urban streams, respectively) and 485 of *T. davisii* (325 and 159 specimens in preserved and urban streams, respectively). Stomach contents of 111 specimens of *A. paranae* (60 and 51 stomach in preserved and urban streams, respectively) and 203 of *T. davisii* (115 and 88 stomachs and intestines in preserved and urban streams, respectively) were analyzed. A total of 82 food items were identified in both studied species.

The diet composition of *A. paranae* included 56 food items; 48 (85.7%) were found in preserved streams, 42 (75%) in urban streams and 34 (60.7%) were common. Foraging intensity according to the Repletion Index (RI), was significantly higher in preserved than in urban streams ($H = 27.254$, $df = 3$, $p < 0.05$). The diet of *A. paranae* in preserved streams was represented mainly by terrestrial insects (46.9% of ALi, of which 16.7% Hymenoptera, 5.5% Homoptera and 4.7% Orthoptera were the most representatives), followed by terrestrial plant fragments with 27.7% of ALi, and aquatic insects (17.4% of ALi, with higher values to 7.9% Diptera and 6.7% Ephemeroptera). In urban streams, terrestrial plants fragments represented approximately 50% of ALi in the species diet. Terrestrial insects with 36.5% of ALi (14.2% Hymenoptera and 5.6% Lepidoptera), and aquatic insects (7.2% of ALi, with 6.2% Diptera as the most representative) were also important food item (Tab. 1).

In the stomachs and intestines of *T. davisii* were found a total of 68 food items; 57 (83.8 %) in preserved streams, 37 (54.4%) in urban streams and 26 (38.2%) were common. Foraging intensity between preserved and urban streams was not significantly different ($H = 0.58$, $df = 3$, $p > 0.05$). In general, aquatic insects with approximately 80% of ALi (with higher value to 29.7% Diptera and 26.5% Ephemeroptera) were the most important items consumed in preserved streams, followed by terrestrial insects with 9.0% (4.8% Lepidoptera). In urban streams only aquatic insects was the dominant food item with more than 80% of ALi, standing out the representativity of Diptera by the high percentage of contribution (approximately 70%). Diptera and Ephemeroptera were important food items in the diet of *T. davisii* in preserved and urban streams; however, dipterans (48.4% Chironomidae) and 18.2% Simuliidae) were dominant in the urban stream, and 29.7% dipterans and 26.5% ephemeropterans in preserved streams. The other prey categories contributed only small percentages of the diet. (Tab. 1).

The richness of food items consumed by the two species was significantly greater in preserved than in urban streams (null model tests: $p < 0.05$ for *A. paranae* and *T. davisii*). In addition, the food items

richness for standardized sample size ($n = 51$ for *A. paranae* and $n = 88$ for *T. davisi*), was significantly higher (null model tests: $p < 0.05$) in preserved than in urban streams for both species. The rarefaction curves of food items richness in the diet of *A. paranae* for urban and preserved streams has a tendency to stabilize; however, the richness of alimentary items for *T. davisi*, mainly in preserved streams, shows a tendency to continue increasing (Fig. 2 and 3).

The NMDS analysis (Fig. 4 and 5) also showed the existence of a differentiation pattern in the composition of food items among the two conditions, preserved and urban streams, for both species. The PerMANOVA test confirms the existence of significant differences between the diet composition for *A. paranae* (pseudo-F = 2.62, $p < 0.05$) and *T. davisi* (pseudo-F = 6.32, $p < 0.05$) in preserved and urban streams. Some of the indicated food items by IndVal analysis corroborated the existence of differences in the diet composition in urban streams, as terrestrial plant fragments, Chironomidae and Diptera pupae for *A. paranae* and Chironomidae for *T. davisi* (Table 2).

Discussion

Environmental alterations by land use for agriculture and urbanization are recognized as major threats to aquatic environments, altering water quality, hydrological regimes and biota (Paul & Meyer, 2001; Pompeu et al., 2005; Tschardtke et al., 2005). Thus, alterations can be expected in different resources, such as the availability of food, and consequently, in the diversity and composition of resources consumed (Francis & Schindler, 2009; Eitzmann & Paukert, 2010). In this study, the decrease in the richness and increased dominance of specific food items in the diet of *A. paranae* and *T. davisi* in urban streams was evidenced, in contrast with preserved streams, corroborating the observed by other authors in others species (Oliveira & Bennemann, 2005; Tófoli et al. 2013; Cunico et al., 2012; Wang et al., 2012).

Astyanax paranae consumed predominantly allochthonous items corroborating what was observed by other authors (Ferreira, 2007; Esteves et al., 2008; Ferreira et al., 2012). In preserved environments, terrestrial insects was the main food resources consumed, whereas in urban streams was terrestrial plant fragments. However, autochthonous items were more important food resources in preserved streams than in urban streams.

According to some authors, *A. paranae* is omnivorous (Castro & Casatti, 1997; Oliveira & Bennemann, 2005). The flexibility in diet of *A. paranae* can demonstrate the adaptability and trophic opportunism, allowing it to obtain food from alternative sources or more available items in the environment; this can increase the probability of survival, against natural disturbances or influence of urbanization (Ferreira et al., 2012); however, a decrease in the abundance of this species was observed in urban streams.

In urban streams, *A. paranae* mainly consumed plant material, a resource difficult to digest and with low energy value (Horn, 1989; Wolcott & O'Connor, 1992; Behrens & Lafferty, 2007), possibly due to low diversity of other food items. The flexibility in feeding strategy is influenced by alterations in the environment, and can affect the foraging efficiency by increased energy use in search for food or for their energy content (Wanless et al., 2005; Chimienti et al., 2014).

The high percentage of terrestrial plant fragments in the diet can be considered as a result of environmental alterations, because in pristine streams with preserved riparian forest, this food resource was not the most abundant in the diet. The observed changes in the diet of *A. paranae* between preserved and urban streams is a response to effects caused by urbanization, resulting in alterations in the availability of resources in these environments. Alterations in the diet of *A. paranae* as a result of changes in the environment by human activities, were also reported by Ferreira et al. (2012), Oliveira & Bennemann (2005) and Abelha et al. (2006); and in other nektonic characids such as *Bryconamericus iheringii* and *Astyanax altiparanae* (Oricelli & Bennemann, 2006; Ferreira et al., 2012; Viana et al., 2013).

Trichomycterus davisi consumed mostly autochthonous resources, mainly larvae of aquatic insects, thus, its feeding habit can be characterized as insectivorous, as also observed by Abilhoa et al. (2008). In addition, the high number of benthic invertebrates in the diet suggests a selective capture behavior as found in other species of Trichomycteridae (Casatti & Castro, 1998; Casatti, 2002; Abilhoa et al., 2008). Therefore, its strict diet on autochthonous items makes the species highly susceptible to environmental changes. These characteristics can be important in identifying alterations in aquatic environments, because the diet can reflect decline in the supply of resources and dominance of food items considered as bioindicators of bad environmental quality.

In urban environments the diet of *T. davisi* was dominated by aquatic insects, mainly from the order Diptera. This dominance in impacted environments was also observed in a fish assemblage by Bonato et al. (2012), and in *Imparfinis mirini* by Tófoli et al. (2013). The high abundance and frequency of occurrence of Diptera larvae in the diet of *T. davisi* may be due to wastewater discharges, mainly of domestic origin, providing a large quantity of organic matter in the environment that may allow the growth of bacteria and fungi which are the main food source for many species of dipterans (Rueda et al., 2002). These conditions can generate a trend of decreasing diversity of many species of invertebrates and the dominance of tolerant groups like Chironomidae (Paul & Meyer, 2001; Solimini et al., 2003). Many species of Chironomidae are opportunistic omnivorous, characterized by high tolerance and ability to adapt to highly disturbed environments (Kleine & Trivinho-Strixino, 2005; Walsh et al., 2005). In this way, they can reach high densities, and become the main prey for a variety of predatory species like *T. davisi*. Thus, the importance of chironomids as indicator of water quality

can be highlighted, although many species are also indicators of preserved environments (Tang et al., 2010; Lencioni et al., 2012).

Overall, the results showed that human activities associated with urbanization may be largely responsible for the changes in the diet of species, as well as their abundances. As, the diet of fish species can be resulted from the availability of resources in the environment (Tófoli et. al., 2013), It is possible to relate the consumed food items with the degree of environmental integrity. Thus, the low diversity and high dominance of food items in the diet composition of species in urban environments can be a good indicator of the effects caused by urbanization. *A. paranae* and *T. davisii* were collected in both preserved and impacted streams, demonstrating feeding opportunistic behavior; however, the abundance of these species was lower in urbanized than in preserved streams. On the other hand, in preserved environments it was observed a higher spectrum of items in the diet of species, which may evidence a higher availability of food resources.

We conclude that anthropogenic disturbances affect the behavior and foraging efficiency of *A. paranae* and *T. davisii*. Changes in behavior are an important response of species to environmental alterations, either of natural origin or influenced by human activities, and can determine the survival of the species in certain environments (Wong & Candolin, 2014). The accelerated urbanization process cause rapid changes in environmental conditions, requiring rapid responses of species. Thus, behavioral flexibility (e. g. feeding) can be important for the adaptation or adjustment of stream fishes to urban environments.

Acknowledgements

We are grateful to Aparecido de Souza, Edson Santana, João Fernando Marques, Lucas Ribeiro Jarduli, Raul Henrique Cardoso, Fernando Camargo Jerep, Alexandro Derly Augusto Costa and Marcelo Hideki Shigaki Yabu (UEL) for the assistance on field work; to Klabin S.A. for the logistic support and for permitting collections in the ecological park, to Universidade Estadual de Londrina for providing the logistic support; student fellowship to ACG is granted by Programa de Estudantes-Convênio de Pós-Graduação (PEC-PG) - CAPES/CNPq – Brasil.

References

- Abelha, M. C. F., E. Goulart., E. A. L. Kashiwaqui & M. R. Silva, 2006. *Astyanax paranae* Eigenmann, 1914 (Characiformes: Characidae) in the Alagados Reservoir, Paraná, Brazil: diet composition and variation. *Neotropical Ichthyology* 4: 349-356.
- Abilhoa, V., L. F. Duboc & D. P. de Azevedo Filho, 2008. A comunidade de peixes de um riacho de Floresta com Araucária, alto rio Iguaçu, sul do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 25: 238-246.

- Adams, S. M. & M. G. A. Ryon, 1994. A comparison of health assessment approaches for evaluating the effects of contaminant-related stress on fish populations. *Journal of Aquatic Ecosystem Health* 3: 15-25.
- Abilhoa, V. D., F. Luiz & D. P. de. Azevedo Filho, 2008. A comunidade de peixes de um riacho de Floresta com Araucária, alto rio Iguaçu, sul do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 25: 238-246.
- Alexandre, C. V., K. E. Esteves & M. A. M. de Moura e Mello, 2010. Analysis of fish communities along a rural–urban gradient in a neotropical stream (Piracicaba River Basin, São Paulo, Brazil). *Hydrobiologia* 641: 97-114.
- Allan, J. D. 2004. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology Evolution, and Systematics* 35: 257-284.
- Allan, J. D., D. L. Erickson & J. Fay, 1997. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshwater Biology* 37: 149-161.
- Authman, M. M. N., M. S. Zaki,, E. A. Khallaf & H. H. Abbas, 2015. Use of Fish as Bio-indicator of the Effects of Heavy Metals Pollution. *Journal of Aquaculture Research Development* 6:328.
- AVMA, 2001. Panel on euthanasia. Report of the AVMA panel on euthanasia. *Journal of the American Veterinary Medical Association* 218: 669-696.
- Bennemann, S. T., O. A. Shibatta & A. O. S. Vieira (orgs). 2008. A flora e a fauna do ribeirão Varanal: um estudo da biodiversidade no Paraná. EdUEL, Londrina.
- Bonato, K. O., R. L. Delariva & J. C. da. Silva, 2012. Diet and trophic guilds of fish assemblages in two streams with different anthropic impacts in the northwest of Paraná, Brazil. *Zoologia* 29: 27-38.
- Borcard, D., F. Gillet., P. Legendre., R. Gentleman., K. Hornik & G. G. Parmigiani, 2011. Numerical ecology with R. Springer, New York.
- Cardoso, P., F. Rigal., S. Fattorini., S. Terzopoulou., P. V. A. Borges, 2013. Integrating landscape disturbance and indicator species in conservation studies. *Plos One* 8: 1-10.
- Casatti, L., F. Langeani & C. P. Ferreira 2006. Effects of physical habitat degradation on the stream fish assemblage structure in a pasture region. *Environmental Management* 8: 974-82.

- Casatti, L., & R. M. C. Castro, 2006. Testing the ecomorphological hypothesis in a headwater riffles fish assemblage of the rio São Francisco, southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology* 4: 203-214.
- Castro, R. M. C. & L. Casatti, 1997. The fish fauna small forest stream of the upper Paraná river basin, southeastern Brazil. *Ichthyological Exploration Freshwaters* 7: 337-352.
- Chará, J. D., D. J. Bairds., T. C. Telfer & E. A. Rubio, 2006. Feeding ecology and habitat preferences of the catfish genus *Trichomycterus* in low-order streams of the colombian Andes. *Journal of Fish Biology* 68: 1026-1040.
- Chimienti, M., K. A. Bartoñ., B. E. Scott & J. M. J. Travis, 2014. Modelling foraging movements of diving predators: a theoretical study exploring the effect of heterogeneous landscapes on foraging efficiency. *PeerJ* 2. e544. <http://doi.org/10.7717/peerj.544>.
- Clarke, K. R. & R. M. Warwick, 2001. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, 2nd edition. PRIMER-E, Plymouth.
- Colwell, R. K. 2013. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9. Available at: <http://purl.oclc.org/estimates>.
- Cunico, A. M., E. A. Ferreira., A. A. Agostinho., A. C. Beaumord & R. Fernandes, 2012. The effects of local and regional environmental factors on the structure of fish assemblages in the Pirapo Basin, Southern Brazil. *Landscape and Urban Planning* 105: 336-344.
- Dufrêne, M. & P. Legendre, 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67: 345-366.
- Eitzmann, J. L. & C. P. Paukert, 2010. Urbanization in a great plains river: Effects on fishes and food webs. *River Research and Applications* 26: 948-959.
- Esteves, K. E., A. V. P. lobo & M. D. R. Faria, 2008. Trophic structure of a fish community along environmental gradients of a subtropical river (Paraitinga River, Upper Tietê River Basin, Brazil). *Hydrobiologia* 598: 373-387.
- Fausch, K., J. Lyon., J. Karr & P. Angermeier, 1990. Fish communities as indicators of environmental degradation. *American fisheries society symposium* 8: 123-144.

- Ferreira, K. M. 2007. Biology and ecomorphology of stream fishes from the rio Mogi-Guaçu basin, Southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology* 5: 311-326.
- Ferreira, A., F. R. de Paula., S. F. B Ferraz., P. Gerhard., E. A. L. Kashiwaqui., J. E. P. Cyrino & L. A. Martinelli, 2012. Riparian coverage affects diets of characids in neotropical streams. *Ecology of Freshwater Fish* 21: 12-22.
- Francis T. B. & D. E. Schindler, 2009. Shoreline urbanization reduces terrestrial insect subsidies to fishes in North American lakes. *Oikos* 118: 1872-1882.
- Froese, R., & D. Pauly (Eds), 2016. FishBase. World Wide Web electronic publication. Available at: <http://www.fishbase.org> (accessed on 25 may 2016).
- Hatt, B. E., T. D. Fletcher., C. J. Walsh & S. L. Taylor, 2004. The influence of urban density and drainage infrastructure on the concentrations and loads of pollutants in small streams. *Journal of Environmental Management* 34: 112-124.
- Hellawell, J. & R. Abel, 1971. A rapid volumetric method for the analysis of the food of fishes. *Journal of Fish Biology* 18: 29-37.
- Horn, M. H. 1989. Biology of marine herbivorous fishes. *Oceanography and Marine Biology* 27: 167-272.
- Hyslop, E. J. 1980. Stomach contents analysis, a review of methods and their application. *Journal of Fish Biology* 17: 411-429.
- IBGE, 2010. Censo Demográfico 2010. Available at: <http://cod.ibge.gov.br/4QFS> (accessed on 25 may 2016).
- Kawakami, E. & G.Vazzoler, 1980. Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado ao estudo de alimentação de peixes. *Boletim do Instituto Oceanográfico* 29: 205-207.
- Klein, R. D. 1979. Urbanization and stream quality impairment. *Water Resource Bulletin* 15: 948-963.
- Lee, T. R. 2000. Urban water management for better urban life in Latin America. *Urban Water* 2: 71-78.
- Legendre, P. & L. Legendre, 1998. Numerical ecology. 2nd English edition. Elsevier, Amsterdam.

- Lencioni, V., L. Marziali, & B. Rossaro, 2012. Chironomids as bioindicators of environmental quality in mountain springs. *Freshwater Science* 31: 525-541.
- Lucena, C. A. S., B. B. Calegari., E. H. L. Pereira, & E. Dallegrave, 2013. O uso de óleo de cravo na eutanásia de peixes. *Boletim Sociedade Brasileira de Ictiologia* 105: 20-24.
- Matson, P. A., W. J. Parton., A. G. Power & M. J. Swift, 1997. Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science* 277: 504-509.
- Michael, D. B. & D. L. Kevin, 2007. Temperature and diet effects on omnivorous fish performance: Implications for the latitudinal diversity gradient in herbivorous fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 64: 867-873.
- Oksanen, J., F. G. Blanchet., R. Kindt, P. Legendre., P. R. Minchin., R. B. O'Hara., G. L. Simpson., P. Solymos., M. H. H. Stevens & H. Wagner, 2016. *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.3-5. R Core Team, 2016. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- Oliveira, D. C. & S. T. Bennemann, 2005. Ictiofauna, recursos alimentares e relações com as interferências antrópicas em um riacho urbano no sul do Brasil. *Biota Neotropica* 5: 1-13.
- Oriccolli, M. C. G. & S. T. Bennemann, 2006. Dieta de *Bryconamericus iheringii* (Ostariophysi: Characidae) em riachos da bacia do rio Tibagi, Estado do Paraná. *Acta Scientiarum Biological Sciences* 28: 59-63.
- Paul, M. J. & J. L. Meyer, 2001. Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32: 333-365.
- Poff, N. L. & J. D. Allan, 1995. Stream fish assemblages in relation to hydrological variability. *Ecology* 76: 606-627.
- Pompeu, P. S., M. Callisto & C. B. M. Alves, 2005. The effects of urbanization on biodiversity and water quality in the rio das Velhas basin, Brazil. *American Fisheries Society Symposium* 47: 11-22.
- Quinn, J. M., P. M. Brown., W. Boyce., S. Mackay., A. Taylor & T. Fenton, 2001. Riparian zone classification for management of stream water quality and ecosystem health. *Journal of the American Water Resources Association* 37: 1509-1515.

R Core Team, 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.

Reis, R. E., S. O. Kullander & C. J. Ferraris, 2003. Check list of the freshwater fishes of South and Central America. Edipucrs.

Roberts, D. W. 2016. labdsv: Ordination and multivariate analysis for ecology. R package version 1.8-0. R Core Team, 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.

Ross, S. T. 1986. Resource partitioning in fish assemblages: a review of field studies. *Copeia* 1986: 352-388.

Rossi, J. P. 2011. rich: an R package to analyse species richness. *Diversity* 3: 112-120.

Rueda, J., A. Camacho., F. Mezquita., R. Hernandez & J. R. Roca, 2002. Effect of episodic and regular sewage discharges in the water chemistry and macroinvertebrate fauna of a Mediterranean stream. *Water Air Soil Pollut* 140: 425-444.

Saleh, Y. S. & M. A. S. Marie, 2015. Assessment of metal contamination in water, sediment, and tissues of *Arius thalassinus* fish from the Red Sea coast of Yemen and the potential human risk assessment. *Environmental Science and Pollution Research* 22: 5481-5490.

Santos, E. P. 1978. Dinâmica de populações aplicada à pesca e piscicultura. Edusp, São Paulo.

Shibatta, O. A., M. L. Orsi., S. T. Bennemann & A. T. Silva-Souza, 2002. Diversidade e distribuição de peixes na bacia do rio Tibagi. In Medri, M. E., E. Bianchini., O. A. Shibatta & J. A. Pimenta (eds), *A bacia do rio Tibagi*. M. E. Medri, Londrina: 403-423.

SEMA, 2013. Bacias hidrográficas do Paraná: série histórica. 2.ed. Governo do Estado do Paraná, Curitiba.

Tang, H., M. Y. Song., W. S. Cho., Y. S. Park., & T. S. Chon, 2010. Species abundance distribution of benthic chironomids and other macroinvertebrates across different levels of pollution in streams. *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology* 46: 53-66.

- Tófoli, R. M., G. H. Z. Alves., J. Higuti, A. M. Cunico & N. S. Hahn, 2013 Diet and feeding selectivity of a benthivorous fish in streams: responses to the effects of urbanization. *Journal of Fish Biology* 83: 39-51.
- Tscharntke, T., A. M. Klein., A. Kruess., I. Steffan-Dewenter & C. Thies, 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity: ecosystem service management. *Ecology Letter* 8: 857-874.
- Vannote, R. L., G. W. Minshall., K. W. Cummins., J. R. Sedell & C. E. Cushing, 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 130-37.
- Vander Zanden, M. J., B. J. Shuter., N. P. Lester and J. B. Rasmussen, 2000. Within- and among-population variation in the trophic position of a pelagic predator, lake trout (*Salvelinus namaycush*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57:725-731.
- Veregue, A. M. L. & M. L. Orsi, 2003. Biologia reprodutiva de *Astyanax scabripinnis paranae* (Eigenmann) (Osteichthyes, Characidae), do ribeirão das Marrecas, bacia do rio Tibagi, Paraná. *Revista Brasileira de Zoologia* 20: 97-105.
- Viana, L. F., Y. R. Suárez & S. E. Lima-Junior, 2013. Influence of environmental integrity on the feeding biology of *Astyanax altiparanae* Garutti & Britski, 2000 in the Ivinhema river basin. *Acta Scientiarum Biological Sciences* 35: 541-548.
- Vidal, L. V. O., R. C. B. Albinati., A. C. L. Albinati., A. D. de, A. Lira., R. de. Tainá & G. B. Santos, 2008. Eugenol como anestésico para a tilápia-do-nilo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 43: 1069-1074.
- Wang, B., D. Liu., S. Liu, Y. Zhang, D. Lu & L. Walg, 2012. Impacts of urbanization on stream habitats and macroinvertebrate communities in the tributaries of Qiangtang River, China. *Hydrobiologia* 680: 39-51.
- Wanless, S., M. P. Harris., P. Redman & J. R. Speakman, 2005. Low energy values of fish as a probable cause of a major seabird breeding failure in the North Sea. *Marine Ecology Progress Series* 294: 1-8.
- Walsh, C. J., A. H. Roy., J. W. Feminella, P. D. Cottingham, P. M. Groffman & R. P. Morgan II, 2005. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society* 24: 706-723.

Winemiller, K. O., A. A. Agostinho & E. P. Caramaschi 2008. Fish ecology in tropical streams. In: Dudgeon, D. (ed). Tropical stream ecology. Academic, San Diego.

Wolcott, D. L. & N. J. O'Connor, 1992. Herbivory in crabs: adaptations and ecological considerations. *American Zoologist* 32: 370-381.

Wong, B. B.M. & U. Candolin, (2014). Behavioral responses to changing environments. *Behavioral Ecology* 00: 1-9.

Zhou, Y. & Wang, Y. Q. 2007. An assessment of impervious surface areas in Rhode Island. *Northeastern Naturalist* 14, 643-650.

Table 1. Relative volume (%), frequency of occurrence (% FO) and alimentary index (AIi%) of food items consumed by *T. davisi* and *A. paranae* in preserved (Lambedor, Varanal) and urban (Uvaranal and Mandaçaia) streams in the Tibagi river basin, Paraná State, Brazil. The symbol "*" represents values <0.01.

| Origin | Food Items | <i>Trichomycterus davisi</i> | | | | | | <i>Astyanax paranae</i> | | | | | |
|------------------|---------------|------------------------------|------|------|-------|------|------|-------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | | Preserved | | | Urban | | | Preserved | | | Urban | | |
| | | V% | FO% | AIi | V% | FO% | AIi | V% | FO% | AIi | V% | FO% | AIi |
| Alloctochthonous | Diptera | 0.74 | 3.43 | 0.19 | 1.28 | 5.96 | 0.34 | 2.50 | 20.00 | 2.87 | 1.45 | 3.92 | 0.25 |
| | Sciaridae | - | - | - | - | - | - | 0.20 | 8.33 | 0.10 | - | - | - |
| | Coleoptera | 0.04 | 0.49 | * | - | - | - | 2.04 | 10.00 | 1.17 | 0.63 | 5.88 | 0.16 |
| | Curculionidae | - | - | - | - | - | - | 0.62 | 10.00 | 0.36 | 0.65 | 7.84 | 0.22 |
| | Hydrophilidae | - | - | - | - | - | - | 0.07 | 3.33 | 0.01 | 3.24 | 3.92 | 0.55 |
| | Elateridae | - | - | - | - | - | - | 0.62 | 3.33 | 0.12 | - | - | - |
| | Dryopidae | - | - | - | - | - | - | 0.55 | 1.67 | 0.05 | 0.15 | 1.96 | 0.01 |
| | Lepidoptera | 8.70 | 7.35 | 4.79 | 6.69 | 1.99 | 0.59 | 3.69 | 13.33 | 2.82 | 7.40 | 17.65 | 5.62 |
| | Hymenoptera | 1.83 | 0.98 | 0.13 | - | - | - | 2.72 | 11.67 | 1.82 | 4.46 | 15.69 | 3.01 |
| | Formicidae | 0.58 | 4.90 | 0.21 | 0.11 | 0.66 | * | 6.50 | 40.00 | 14.91 | 5.76 | 45.10 | 11.18 |
| | Odonata | 0.31 | 0.49 | 0.01 | - | - | - | 2.81 | 11.67 | 1.88 | - | - | - |
| | Homoptera | 0.19 | 1.47 | 0.02 | 0.11 | 0.66 | * | 5.55 | 15.00 | 4.78 | 0.73 | 1.96 | 0.06 |
| | Cicadelidae | - | - | - | - | - | - | 0.89 | 13.33 | 0.68 | 1.09 | 1.96 | 0.09 |
| | Neuroptera | 0.23 | 0.98 | 0.02 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| | Phasmatodea | 1.17 | 0.49 | 0.04 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| | Orthoptera | - | - | - | - | - | - | 5.51 | 15.00 | 4.74 | 3.68 | 3.92 | 0.62 |
| | Dermaptera | - | - | - | - | - | - | 0.71 | 16.67 | 0.68 | 0.12 | 1.96 | 0.01 |
| Thysanoptera | - | - | - | - | - | - | 0.42 | 16.67 | 0.40 | - | - | - | |

| | | | | | | | | | | | | | |
|---------------|-----------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | Terrestrial Insects Remains | 5.77 | 8.33 | 3.60 | 0.54 | 1.32 | 0.03 | 6.20 | 26.67 | 0.54 | 9.19 | 37.25 | - |
| | Isopoda | - | - | - | - | - | - | 1.13 | 8.33 | 9.50 | - | - | 14.73 |
| | Araneae | | | | 0.11 | 0.66 | * | 1.06 | 10.00 | 0.61 | 1.57 | 3.92 | 0.27 |
| | Acari | 0.02 | 0.49 | * | - | - | - | 0.26 | 11.67 | 0.17 | 0.05 | 3.92 | 0.01 |
| | Fruits and seeds | 1.40 | 0.98 | 0.10 | - | - | - | 6.24 | 10.00 | 3.58 | 4.41 | 19.61 | 3.72 |
| | Terrestrial Plant Fragments | 2.43 | 2.94 | 0.53 | - | - | - | 15.22 | 31.67 | 27.66 | 22.25 | 49.02 | 46.94 |
| Autochthonous | Diptera | 0.08 | 0.98 | 0.01 | 0.11 | 1.32 | 0.01 | 0.04 | 1.67 | * | 0.15 | 1.96 | 0.01 |
| | Chironomidae | 5.25 | 45.10 | 17.71 | 16.96 | 64.24 | 48.39 | 2.17 | 53.33 | 6.65 | 1.76 | 45.10 | 3.41 |
| | Tipulidae | 0.78 | 1.96 | 0.11 | 0.05 | 0.66 | * | 1.17 | 5.00 | 0.34 | 3.75 | 3.92 | 0.63 |
| | Simuliidae | 7.13 | 21.57 | 11.50 | 14.07 | 29.14 | 18.21 | 0.69 | 11.67 | 0.46 | 0.12 | 3.92 | 0.02 |
| | Tabanidae | 0.04 | 0.49 | 0.00 | 0.32 | 2.65 | 0.04 | 0.29 | 6.67 | 0.11 | 0.10 | 1.96 | 0.01 |
| | Ceratopogonidae | 0.35 | 4.41 | 0.12 | 0.11 | 1.32 | 0.01 | 0.51 | 10.00 | 0.29 | - | - | - |
| | Stratiomyidae | 0.89 | 0.98 | 0.07 | 0.21 | 1.32 | 0.01 | - | - | - | - | - | - |
| | Phoridae | 0.19 | 0.98 | 0.01 | 0.27 | 1.99 | 0.02 | 0.07 | 3.33 | 0.01 | 0.51 | 1.96 | 0.04 |
| | Diptera Pupae | 0.08 | 0.98 | 0.01 | 1.34 | 4.64 | 0.28 | 0.07 | 3.33 | 0.01 | 2.22 | 21.57 | 2.06 |
| | Empididae | 0.04 | 0.49 | * | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| | Psychodidae | - | - | - | 0.64 | 1.99 | 0.06 | - | - | - | - | - | - |
| | Sciomyzidae | 1.79 | 0.98 | 0.13 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| | Dolichopodidae | 0.04 | 0.49 | 0.00 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| | Ephemeroptera | 12.41 | 26.47 | 24.58 | 7.44 | 20.53 | 6.78 | 5.77 | 20.00 | 6.62 | 0.63 | 9.80 | 0.27 |
| | Leptophlebiidae | 0.93 | 2.94 | 0.21 | - | - | - | 0.44 | 1.67 | 0.04 | 0.39 | 3.92 | 0.07 |
| | Baetidae | 4.39 | 4.41 | 1.45 | 1.50 | 1.32 | 0.09 | - | - | - | 0.19 | 1.96 | 0.02 |
| | Melanemerellidae | 2.33 | 1.47 | 0.26 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Caenidae | - | - | - | 0.96 | 1.32 | 0.06 | - | - | - | - | - | - | |

| | | | | | | | | | | | | |
|-------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| Trichoptera | 0.80 | 4.41 | 0.26 | 1.61 | 3.97 | 0.28 | 1.09 | 8.33 | 0.52 | 0.65 | 7.84 | 0.22 |
| Hydroptilidae | * | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.10 | 1.96 | 0.01 |
| Hydropsychidae | 1.32 | 2.94 | 0.29 | 1.82 | 1.32 | 0.11 | 1.06 | 8.33 | 0.51 | - | - | - |
| Polycentropodidae | | | | 0.75 | 1.32 | 0.04 | 0.29 | 1.67 | 0.03 | - | - | - |
| Plecoptera | - | - | - | - | - | - | 0.47 | 3.33 | 0.09 | - | - | - |
| Perlidae | 1.48 | 2.45 | 0.27 | - | - | - | 1.09 | 1.67 | 0.10 | - | - | - |
| Gripopterygidae | 0.08 | 0.98 | 0.01 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Coleoptera | 0.50 | 1.47 | 0.06 | 0.43 | 2.65 | 0.05 | 0.80 | 3.33 | 0.15 | - | - | - |
| Ptilodactylidae | 0.19 | 0.49 | 0.01 | | | | 0.78 | 5.00 | 0.23 | - | - | - |
| Dryopidae | 1.01 | 1.96 | 0.15 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Hydrophilidae | 0.43 | 1.96 | 0.06 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Gyrinidae | 0.08 | 0.49 | * | - | - | - | - | - | - | 0.19 | 3.92 | 0.03 |
| Lutrochidae | 0.31 | 0.98 | 0.02 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Elmidae | 0.19 | 0.98 | 0.01 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Staphylinidae | 0.27 | 0.49 | 0.01 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Dytiscidae | 0.33 | 1.47 | 0.04 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Megaloptera | 1.90 | 1.47 | 0.21 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Odonata | 2.72 | 3.43 | 0.70 | 3.32 | 1.99 | 0.29 | 1.31 | 3.33 | 0.25 | 0.87 | 1.96 | 0.07 |
| Aeshnidae | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.97 | 1.96 | 0.08 |
| Calopterygidae | 0.97 | 0.49 | 0.04 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Corduliidae | 2.14 | 0.49 | 0.08 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Gerridae | - | - | - | 2.14 | 0.66 | 0.06 | - | - | - | 0.12 | 1.96 | 0.01 |
| Collembola | - | - | - | - | - | - | 0.11 | 5.00 | 0.03 | 0.10 | 3.92 | 0.02 |
| Insects eggs | - | - | - | 0.05 | 0.66 | * | - | - | - | - | - | - |

| | | | | | | | | | | | | |
|-------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Aquatic Insects Remains | 10.52 | 24.02 | 18.92 | 10.81 | 17.22 | 8.26 | 1.68 | 10.00 | 0.96 | 0.85 | 5.88 | 0.21 |
| Dogielinotidae | 0.04 | 0.49 | * | - | - | - | - | - | - | 0.29 | 1.96 | 0.02 |
| <i>Aegla castro</i> | - | - | - | 0.64 | 1.32 | 0.04 | - | - | - | 4.60 | 1.96 | 0.39 |
| <i>Macrobrachium iheringi</i> | 0.04 | 0.49 | * | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Mollusca-Bivalvia | - | - | - | 0.05 | 0.66 | * | - | - | - | - | - | - |
| Hirudinea | - | - | - | 3.10 | 1.32 | 0.18 | - | - | - | - | - | - |
| Oligochaeta | 0.66 | 0.98 | 0.05 | - | - | - | 7.23 | 1.67 | 0.69 | 3.46 | 3.92 | 0.58 |
| Scale | - | - | - | 0.05 | 0.66 | * | 0.04 | 1.67 | * | 0.97 | 15.69 | 0.66 |
| Fish eggs | 0.58 | 0.49 | 0.02 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Trichomycteridae | 2.91 | 0.49 | 0.11 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Phalloceros harpagos</i> | - | - | - | 8.45 | 1.32 | 0.50 | - | - | - | 0.73 | 1.96 | 0.06 |
| Fishes remains | 0.31 | 0.49 | 0.01 | 0.96 | 0.66 | 0.03 | 0.18 | 1.67 | 0.02 | - | - | - |
| Algae | 0.58 | 1.96 | 0.09 | 0.05 | 0.66 | * | 3.47 | 8.33 | 1.66 | 5.86 | 5.88 | 1.48 |
| Aquatic Plant Fragments | 0.12 | 0.98 | 0.01 | 0.05 | 0.66 | * | 15.22 | 31.67 | 27.66 | 22.25 | 49.02 | 46.94 |
| Detritus | 4.31 | 12.25 | 3.95 | 7.38 | 29.14 | 9.55 | 0.91 | 5.00 | 0.26 | 3.69 | 13.73 | 2.18 |
| Sand | 5.11 | 23.04 | 8.81 | 5.51 | 23.18 | 5.67 | - | - | - | - | - | - |

Table 2. Indicator Value (IndVal) of food items consumed by *A. paranae* and *T. davisi* in preserved and urban streams. Food items with significant values $p < 0.05$ were included in this list.

| Stream | Indicator Item | Specie | IndVal | <i>p</i> | Frequency |
|-----------|-----------------------------|-------------------|--------|----------|-----------|
| Preserved | Homoptera | <i>A. paranae</i> | 0.184 | 0.029 | 10 |
| | Simuliidae | <i>A. paranae</i> | 0.175 | 0.01 | 9 |
| | Thysanoptera | <i>A. paranae</i> | 0.172 | 0.005 | 10 |
| | Hydrophilidae | <i>A. paranae</i> | 0.166 | 0.007 | 5 |
| | Odonata | <i>A. paranae</i> | 0.116 | 0.003 | 7 |
| | Ceratopogonidae | <i>A. paranae</i> | 0.107 | 0.038 | 6 |
| | Ephemeroptera | <i>T. davisi</i> | 0.16 | 0.011 | 85 |
| | Terrestrial Insects Remains | <i>T. davisi</i> | 0.098 | 0.002 | 19 |
| | Formicidae | <i>T. davisi</i> | 0.096 | 0.001 | 11 |
| | Lepidoptera | <i>T. davisi</i> | 0.04 | 0.035 | 6 |
| | Perlidae | <i>T. davisi</i> | 0.037 | 0.042 | 5 |
| Urban | Terrestrial Plant Fragments | <i>A. paranae</i> | 0.454 | 0.001 | 44 |
| | Chironomidae | <i>A. paranae</i> | 0.379 | 0.001 | 13 |
| | Diptera Pupae | <i>A. paranae</i> | 0.271 | 0.001 | 9 |
| | Gripopterygidae | <i>A. paranae</i> | 0.083 | 0.049 | 2 |
| | Chironomidae | <i>T. davisi</i> | 0.467 | 0.001 | 189 |
| | Detritus | <i>T. davisi</i> | 0.197 | 0.002 | 69 |
| | Simuliidae | <i>T. davisi</i> | 0.154 | 0.023 | 88 |
| | Alloctochthonous Diptera | <i>T. davisi</i> | 0.059 | 0.022 | 16 |
| | Diptera Pupae | <i>T. davisi</i> | 0.057 | 0.012 | 9 |

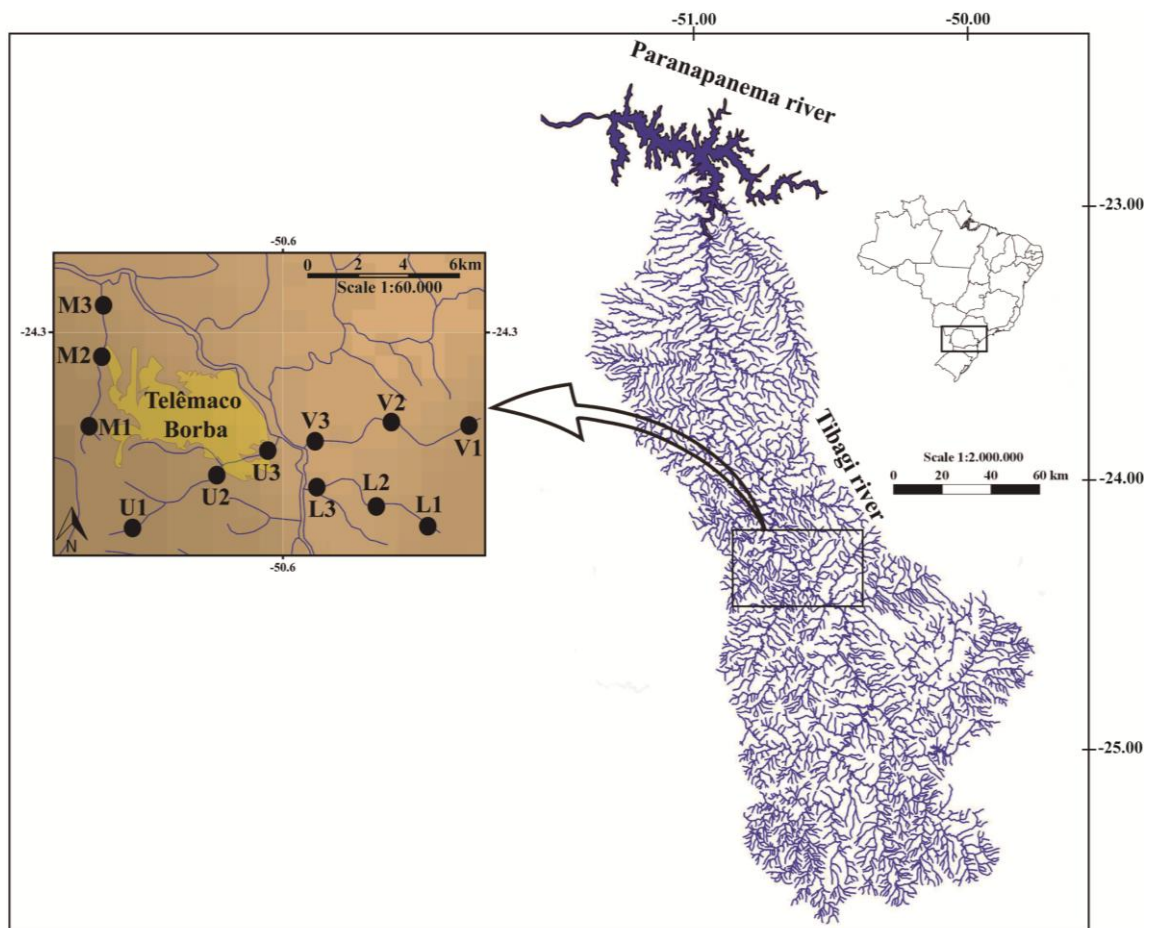


Fig. 1. Map of the study area showing the collecting sites in preserved and urban streams in the Tibagi river basin, Paraná State, Brazil. Varanal stream (V1, V2, V3), Lamedor stream (L1, L2, L3), Uvaranal stream (U1, U2, U3), Mandaçaia stream (M1, M2, M3).

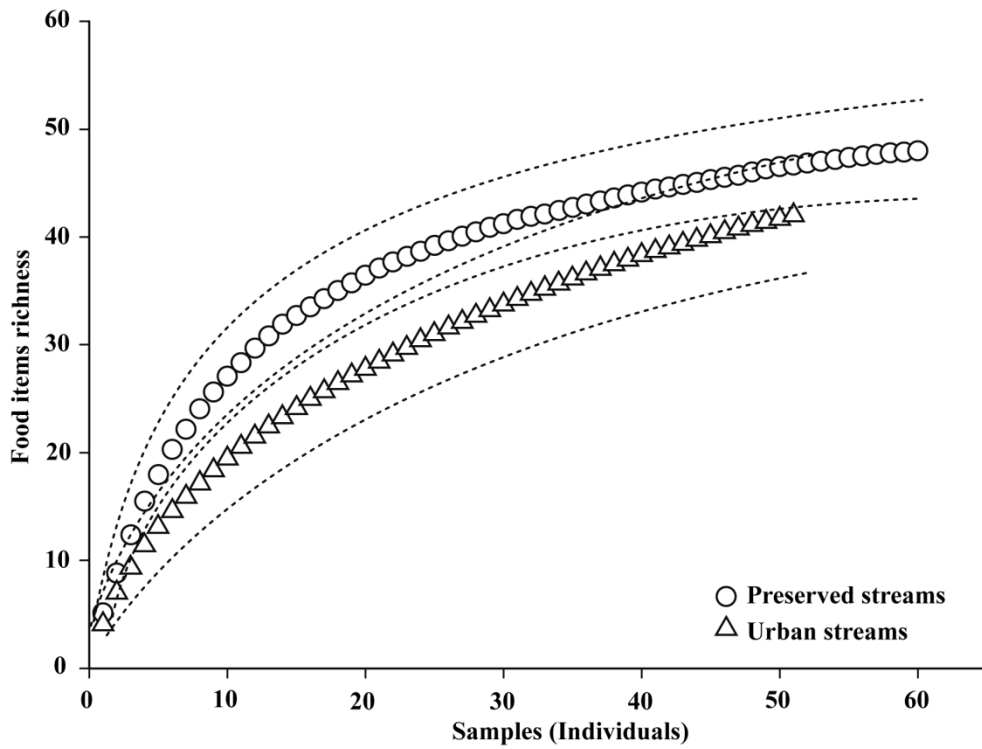


Fig. 2. Rarefaction curves represent the cumulative numbers of eaten food items for *A. paranae* in preserved and urban streams, Paraná State, Brazil. Confidence interval (CI) of 95% is represented by the dotted line.

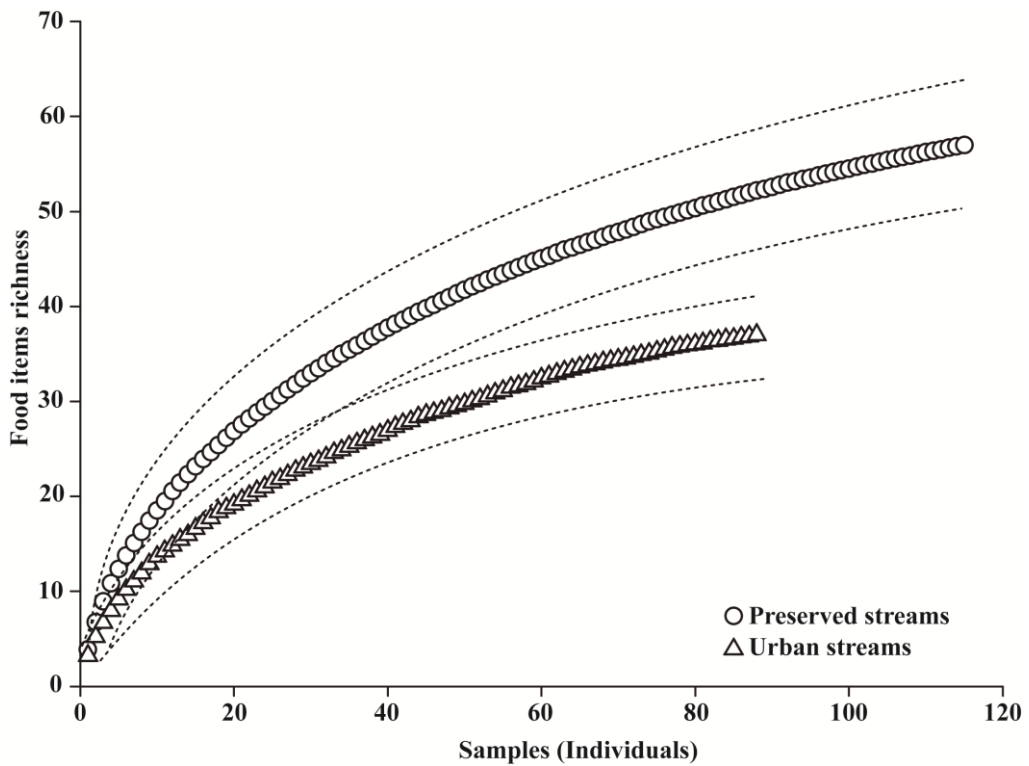


Fig. 3. Rarefaction curves represent the cumulative numbers of eaten food items for *T. davisi* in preserved and urban streams, Paraná State, Brazil. Confidence interval (CI) of 95% is represented by the dotted line.

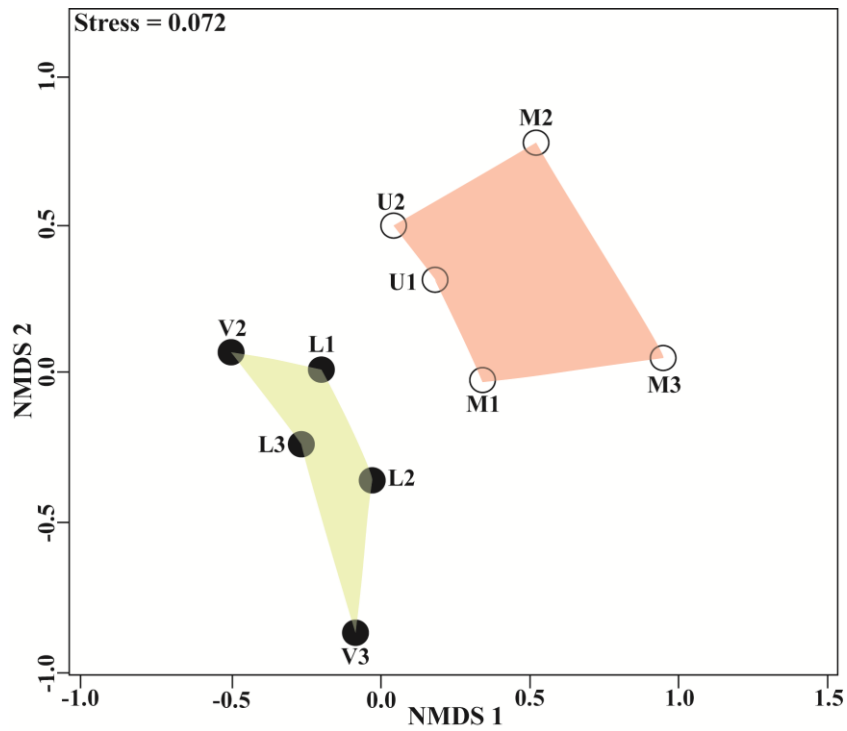


Fig. 4. Ordination resulting from Non-metric Multi-dimensional Scaling (NMDS) based on the volume of food items in *A. paranae*, in preserved (black circle) and urban (white circle) streams, Paraná State, Brazil.

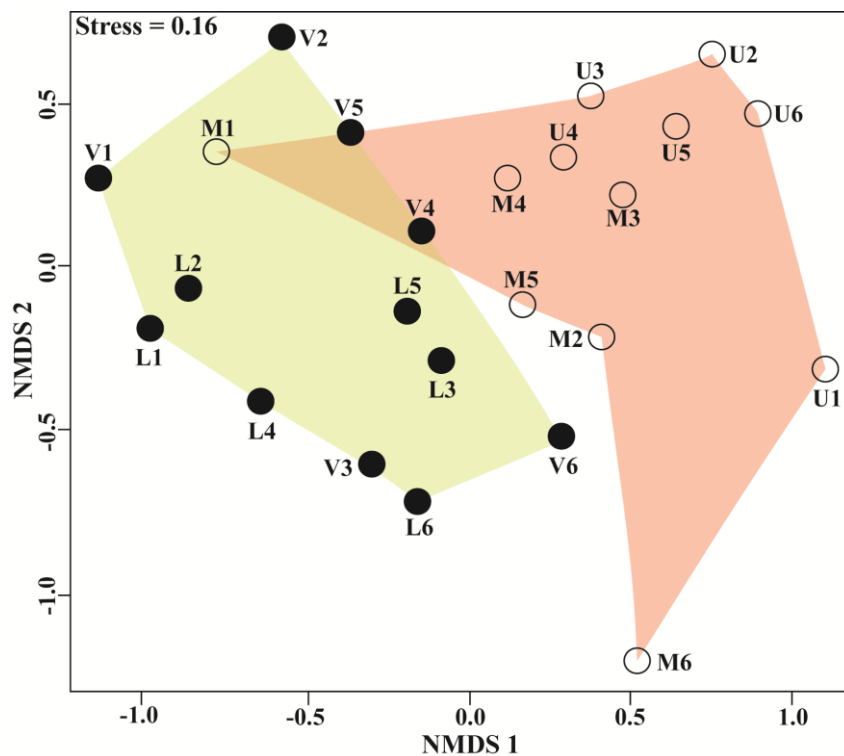


Fig. 5. Ordination resulting from Non-metric Multi-dimensional Scaling (NMDS) based on the volume of food items in *T. davisi*, in preserved (black circle) and urban (white circle) streams, Paraná State, Brazil.

- Capítulo 3 -

**Diversity and distribution of ichthyofauna in streams of middle and low Tibagi river basin,
Paraná, Brazil**

Abstract

This study aims to investigate the distribution and structure of the assemblages of fishes in tributaries of middle and low sections of Tibagi river basin. The samples were conducted quarterly from December 2013 through December 2014, in 24 sampling sites of eight tributaries. A total of 5,643 individuals belonging to 45 species distributed in 13 families and five orders are reported. The families Characidae, Loricariidae and Heptapteridae were predominant; and *Astyanax paranae*, *Phalloceros harpagos*, *Piabina argentea*, *Astyanax bockmanni* and *Trichomycterus davisii* were the most abundant species. Six non native species were collected: *Aphyocharax dentatus*, *Coptodon rendalli*, *Gymnotus pantanal*, *Poecilia reticulata*, *Xiphophorus hellerii* and *Oreochromis niloticus*. The fish fauna of the middle and low sections of Tibagi river basin has been threatened by human activities as urbanization, industry, agriculture, and currently with the construction of the dam-building.

Key words: Freshwater fishes, Neotropical region, species' inventory, high Paraná river basin

Introduction

Freshwater fishes in the Neotropical region is remarkably diverse, representing an estimated 7000 species (Reis et al. 2003; Albert and Reis 2011), possibly by the presence of the largest river basins in the world (Reis et al. 2016). Brazil presents a great diversity of species of freshwater fish, and this biodiversity is related to the great river system, with ecosystems of different characteristics. Many of these basins are isolated and mainly composed by small tributaries, with a large percentage of ichthyofauna little studied (Stevaux et al. 1997).

Despite this great diversity, Brazilian water systems are under strong human pressure (e.g. agriculture, dam-building, urbanization), causing strong alterations in the landscape (Allan et al., 1997). These alterations can influence loss of diversity, and cause simplification of ecosystems (Matson et al. 1997; Tschardt et al. 2005), mainly in small streams, because the impacts on terrestrial ecosystems are strongly reflected in aquatic environments (Lee, 2000).

This study was conducted as a survey of ichthyofauna in streams of middle and lower Tibagi river, influenced by human activities such as urbanization (Mandaçaia, Uvaranal and Engenho de Ferro streams) and agriculture (Saltinho, Tigre and Água Branca streams), besides preserved areas (Lambedor and Varanal streams). Due to the limited knowledge of the diversity of fish fauna in small tributaries, and their vulnerability by the accelerated process of transformation, this study aims to investigate the distribution and structure of the assemblages of fishes in tributaries of middle and low sections of Tibagi river basin.

Material and Methods

Study Site

The Tibagi River is born in the Ponta Grossa region in Paraná state, and runs 550 km until ending into the Paranapanema river basin. The Tibagi river basin has an annual rainfall varying from 1,400-1,700 mm, and a temperature varying between 13 and 28 °C (Medri et al. 2002; Pinese 2002; De França 2002). Fish were collected in streams from middle and low Tibagi river basin, in the municipalities of Telemaco Borba (Mandaçaia, Uvaranal, Lambedor and Varanal streams), Assaí (Saltinho, Tigre and Água Branca) and Ibiporã (Engenho de Ferro streams) (Figure 1), in the Paraná State, Brazil. We selected three sites (headwaters, middle, and mouth) for each studied stream (Table 1).

Data Collection

Fish were collected quarterly from December 2013 through December 2014. For the sampling we used standard ichthyological gear based on active capture with sieves, seine nets and throw nets. The fish were anesthetized with eugenol (3 g/L) (Vidal et al. 2008; Lucena et al. 2013), fixed in 10% formalin solution and after 48 hours transferred to 70% ethanol. Species were identified up to the

lowest possible taxonomic level, using available literature (Shibata et al. 2002; Fernandes et al. 2005; Jerep et al. 2006; Graça and Pavanelli 2007; Bennenmann et al. 2008; Lucinda 2008; Richer-de-Forges et al. 2009; Calegari et al. 2013; Lucena Soares 2016). The taxonomic classification follows Eschmeyer (2016). To evaluate the relationships between fish assemblages in streams, we calculated the Bray-Curtis similarity index (Bray and Curtis 1957). Voucher specimens were deposited in the fish collection of the Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Londrina (MZUEL), Londrina, Paraná State, Brazil (Appendix 1). Collects were authorized by IBAMA (collecting permit number 12120-1); and approved by Ethics Committee on Animal Use of the Universidade Estadual de Londrina, Londrina (Permit Number: 22201.2013.21).

Results

In the Tibagi river basin, a total of 5,643 specimens were collected, distributed into 45 species belonging to 13 families and five orders (Figures 2-5, Table 2). Siluriformes and Characiformes, with 37.8% (17 species), were the most diverse orders, followed by Perciformes with 11.1% (5 species), and Gymnotiformes and Cyprinodontiformes with 6.7% (three species). The most representative families were Characidae with 11 species (24.4%), followed by Loricariidae with eight species (17.8%), Heptapteridae with five (11.1%) and Cichlidae with five (11.1%).

Astyanax paranae (15.8%), *Phalloceros harpagos* (14.5%), *Piabina argentea* (13.4%), *Astyanax bockmanni* (9.9%), *Trichomycterus davisi* (8.6%) and *Piabarchus stramineus* (7.9%), were the most abundant species and represented more than 60% of the specimens captured. Seven species were broadly distributed among collection sites, mainly *Astyanax* aff. *fasciatus* (100% of sites), followed by *Hypostomus ancistroides* (87.5% of sites), *Piabina argentea* (75 % of sites), *Astyanax bockmanni*, *Bryconamericus* aff. *iheringii*, *Piabarchus stramineus*, *Rhamdia quelen*, and *Trichomycterus davisi* (60.5% of sites) (Table 2). Six non native species were collected: *Aphyocharax dentatus* and *Coptodon rendalli*, collected in the streams of the middle section; and *Gymnotus pantanal*, *Poecilia reticulata*, *Xiphophorus hellerii* and *Oreochromis niloticus* in the streams of the low section.

In the middle streams of the Tibagi, a total of 2,581 individuals were collected, belonging to 22 species. In the lower section was registered a higher abundance and species richness, with 3,062 individuals of 37 species. From the 45 species collected in this study, 14 were common to both sections. The streams Saltinho, Tigre, Engenho de Ferro reported the highest species richness with 22, 25 and 30 species, respectively. The highest abundance was registered in the Uvaranal stream, with 1,008 individuals; followed by Saltinho with 857 individuals, Engenho de Ferro with 809 individuals and Água Branca stream with 728 individuals, all from the low Tibagi. The Bray-Curtis similarity analysis showed differences among the fish assemblage from the streams of the middle and lower Tibagi (Figure 6).

Phylum Chordata
Class Actinopterygii
Order Characiformes
Family Parodontidae

Apareiodon ibitiensis Amaral Campos, 1944: Figure 2A

Apareiodon mogiguacuensis Travassos, 1952: 313.

Apareiodon ibitiensis Amaral Campos, 1944. — 173; Shibatta et al. (2002): 417; Bennemann et al. (2008): 85.

Material examined: Appendix 1.

Apareiodon piracicabae (Eigenmann, 1907): Figure 2B

Parodon piracicabae (Eigenmann, 1907): 6.

Apareiodon piracicabae (Eigenmann, 1907). — Shibatta et al. (2002): 417; Graça and Pavanelli (2007): 28.

Material examined: Appendix 1.

Family Curimatidae

Steindachnerina insculpta (Fernández-Yépez, 1948): Figure 2C

Cruxentina insculpta Fernández-Yépez, 1948: 53.

Steindachnerina insculpta (Fernández-Yépez, 1948). — Shibatta et al. (2002): 417; Graça and Pavanelli (2007): 33.

Material examined: Appendix 1.

Family Anostomidae

Leporinus amblyrhynchus Garavello & Britski, 1987: Figure 2D

Leporinus amblyrhynchus Garavello & Britski, 1987: 154. — Shibatta et al. (2002): 416; Graça and Pavanelli (2007): 39.

Material examined: Appendix 1.

Family Erythrinidae

Hoplias malabaricus (Bloch, 1794): Figure 2L

Esox malabaricus Bloch (1794): 149.

Hoplias malabaricus (Bloch, 1794). — Shibatta et al. (2002): 414; Malabarba et al. (2013): 57.

Material examined: Appendix 1.

Family Characidae

Aphyocharax dentatus Eigenmann & Kennedy, 1903: Figure 2E

Aphyocharax pappenheimi Ahl, 1923: 33.

Otropocharax difficilis Marini, Nichols & La Monte, 1933: 6

Aphyocharax dentatus Eigenmann & Kennedy, 1903: 516. — Graça and Pavanelli (2007): 88.

Material examined: Appendix 1.

Astyanax bockmanni Vari & Castro, 2007: Figure 2F

Astyanax bockmanni Vari & Castro, 2007: 151. — Graça and Pavanelli (2007): 56; Vari and Castro (2007): 151.

Material examined: Appendix 1.

Astyanax bockmanni was identified in the upper Paraná river basin as *A. eigenmanniorum* (Cope, 1984), and it is distinguishable from its congeners by the presence of teeth on the maxilla and the possession of a distinctly vertically-elongate humeral mark, without forming a second humeral bar; red to rosy life coloration of portions of the dorsal, anal and caudal fins; body depth (42.2-50.8% SL); 32-37 scales along the lateral line and 19-25 branched anal-fin rays.

Astyanax aff. *fasciatus* (Cuvier, 1819): Figure 2G

Chalceus fasciatus Cuvier, 1819: 352.

Tetragonopterus cuvieri Lütken, 1875: 131.

Astyanax aff. *fasciatus* (Cuvier, 1819): — Shibatta et al. (2002): 414; Graça and Pavanelli (2007): 57.

Material examined: Appendix 1.

This species belongs to a species complex, and is widely distributed in river drainages from Mexico to Argentina. Body elongated; depth 2.9-3.4 in SL; 34-36 scales in the lateral line; 24-28 anal-fin rays; midlateral silver stripe; vertically-elongate dark humeral spot.

Astyanax lacustris (Lütken, 1875): Figure 3B

Tetragonopterus lacustris Lütken (1875): 131.

Astyanax lacustris (Lütken, 1875). — Lucena and Soares (2016): 103.

Astyanax jacuhiensis (Cope, 1894): 88. — Lucena and Soares (2016): 103.

Material examined: Appendix 1.

Astyanax lacustris was recently redescribed by Lucena and Soares (2016); this species belongs to the *A. bimaculatus* species group and can be distinguished from other species of this group by the absence of a conspicuous midlateral black stripe that extends above the lateral line until the median rays of the caudal fin; presence of caudal peduncle spot and absence of maxillary teeth.

Astyanax paranae Eigenmann, 1914: Figure 2K

Astyanax scabripinnis paranae Eigenmann, 1914.

Astyanax paranae Eigenmann, 1914: 47. — Bennemann et al. (2008): 82.

Material examined: Appendix 1.

Astyanax paranae is characterized by having the fusiform and elongated body; vertically-elongate humeral spot above the pectoral fin; midlateral stripe along the caudal peduncle; 15-17 branched anal-fin rays; brown body; anal and caudal fins slightly reddish. This species is restricted to tributaries of the middle section of Tibagi river basin.

Astyanax aff. *paranae* Eigenmann, 1914: Figure 2J

Astyanax scabripinnis paranae Eigenmann, 1914: 47.

Astyanax paranae Eigenmann, 1914: 47. — Graça and Pavanelli (2007): 58.

This species is characterized by having reddish life coloration of portions of anal and caudal fins; midlateral black stripe; it is collected in the tributaries of the lower section of Tibagi river basin.

Material examined: Appendix 1.

Bryconamericus aff. *iheringii* (Boulenger, 1887): Figure 2M

Tetragonopterus iheringii Boulenger, 1887: 172.

Tetragonopterus pliodus Cope, 1894: 90.

Bryconamericus aff. *iheringii* (Boulenger, 1887). — Shibatta et al. (2002): 415; Graça and Pavanelli (2007): 60.

Material examined: Appendix 1.

Piabarchus stramineus (Eigenmann, 1908): Figure 2N

Bryconamericus stramineus Eigenmann, 1908. — Graça and Pavanelli (2007): 62.

Material examined: Appendix 1.

Oligosarcus paranensis Menezes & Géry, 1983: Figure 2O

Oligosarcus paranensis Menezes & Géry, 1983. — Shibatta et al. (2002): 415; Graça and Pavanelli (2007): 69.

Material examined: Appendix 1.

Piabina argentea Reinhardt, 1867: Figure 2P

Piabina piquira Eigenmann, 1910. — Shibatta et al. (2002): 415; Graça and Pavanelli (2007): 71.

Material examined: Appendix 1.

Serrapinnus notomelas (Eigenmann, 1915): Figure 2Q

Cheirodon notomelas (Eigenmann, 1915).

Odontostilbe notomelas (Eigenmann, 1915).

Serrapinnus notomelas (Eigenmann, 1915). — Shibatta et al. (2002): 415; Graça and Pavanelli (2007): 93.

Material examined: Appendix 1.

Family Crenuchidae

Characidium aff. *zebra* Eigenmann, 1909: Figure 2I

Characidium fasciadorsale Fowler, 1914

Characidium aff. *zebra* Eigenmann, 1909. — Shibatta et al. (2002): 416; Graça and Pavanelli (2007): 51.

Material examined: Appendix 1.

Order Siluriformes

Family Heptapteridae

Cetopsorhamdia iheringi Schubart & Gomes, 1959: Figure 3A

Cetopsorhamdia iheringi Schubart & Gomes, 1959. — Shibatta et al. (2002): 418; Graça and Pavanelli (2007): 141.

Material examined: Appendix 1.

Imparfinis mirini Haseman, 1911: Figure 3B

Cetopsorhamdia mirini (Haseman, 1911).

Imparfinis mirini Haseman, 1911. — Shibatta et al. (2002): 418; Graça and Pavanelli (2007): 143.

Material examined: Appendix 1.

Phenacorhamdia tenebrosa (Schubart, 1964): Figure 3C

Imparfinis tenebrosus Schubart, 1964.

Heptapterus tenebrosus (Schubart, 1964).

Phenacorhamdia tenebrosa (Schubart, 1964). — Shibatta et al. (2002): 418; Graça and Pavanelli (2007): 145.

Material examined: Appendix 1.

Pimelodella gracilis (Valenciennes, 1835): Figure 3D

Pimelodus gracilis Valenciennes, 1835.

Pimelodella gracilis (Valenciennes, 1835). — Graça and Pavanelli (2007): 147.

Material examined: Appendix 1.

Rhamdia quelen (Quoy & Gaimard, 1824): Figure 3E

Pimelodus hilarii Valenciennes, 1840.

Rhamdia branneri Haseman, 1911.

Rhamdia quelen (Quoy & Gaimard, 1824). — Shibatta et al. (2002): 418; Graça and Pavanelli (2007): 149.

Material examined: Appendix 1.

Family Trichomycteridae

Trichomycterus davisi (Haseman, 1911): Figure 3F

Pygidium davisi Haseman, 1911.

Trichomycterus davisi (Haseman, 1911). — Baumgartner et al. (2002): 105; Oyakawa et al. (2006): 110.

Material examined: Appendix 1.

Trichomycterus davisi is diagnosed by the elongate and roughly cylindrical body; yellowish body mottled with brown or dark gray spots of irregular size and shape; head 4.2-7.6 and body depth 5.2-8.2 in SL.

Family Callichthyidae

Corydoras aeneus (Gill, 1858): Figure 3G

Hoplosoma aeneum Gill, 1858.

Corydoras aeneus (Gill, 1858). — Shibatta et al. (2002): 420; Graça and Pavanelli (2007): 113.

Material examined: Appendix 1.

Corydoras ehrhardti Steindachner, 1910: Figure 3H

Corydoras meridionalis Ihering, 1911.

Corydoras ehrhardti Steindachner, 1910. — Shibatta et al. (2002): 420.

Material examined: Appendix 1.

Corydoras paleatus (Jenyns, 1842): Figure 3I

Callichthys paleatus Jenyns, 1842.

Corydoras maculatus Steindachner, 1879.

Corydoras paleatus (Jenyns, 1842). — Shibatta et al. (2002): 420.

Material examined: Appendix 1.

Loricariidae

Hisonotus francirochai (Ihering, 1928): Figure 4A

Otocinclus francirochai Ihering, 1928

Microlepidogaster francirochai (Ihering, 1928)

Hisonotus francirochai (Ihering, 1928). — Bennenmann et al. (2008): 88.

Material examined: Appendix 1.

Hypostomus ancistroides (Ihering, 1911): Figure 4B.

Plecostomus ancistroides Ihering, 1911.

Hypostomus ancistroides (Ihering, 1911). — Shibatta et al. (2002): 420; Graça and Pavanelli (2007): 128.

Material examined: Appendix 1.

Hypostomus nigromaculatus (Schubart, 1964): Figure 4H.

Plecostomus nigromaculatus Schubart, 1964.

Hypostomus nigromaculatus (Schubart, 1964). — Martins et al. (2014): 734.

Material examined: Appendix 1.

It can be diagnosed from other species of the basin by having: deeper head; naked abdomen in the middle region; conspicuous dark spots on the head and large circular spots on the caudal peduncle; and short, curved pectoral-fin spine usually enlarged on distal region, having a club-shaped aspect.

Hypostomus strigaticeps (Regan, 1908): Figure 4C.

Plecostomus strigaticeps Regan, 1908.

Hypostomus strigaticeps (Regan, 1908). — Graça and Pavanelli (2007): 134.

Material examined: Appendix 1.

Isbrueckerichthys cf. *calvus* Jerep, Shibatta, Pereira & Oyakawa, 2006: Figure 4E.

Isbrueckerichthys cf. *calvus* Jerep, Shibatta, Pereira & Oyakawa, 2006. — Jerep et al. (2006): 55.

Material examined: Appendix 1.

It is diagnosed by the presence of teeth of dentary and premaxilla with small lateral cusp; hypertrophied odontodes along the lateral margin of head in mature males; pectoral-fin spine (21.5-27.4 % SL); caudal peduncle length (26.4-30.0 % SL); cleithrum not exposed, or when exposed, bordering just the superior portion of posterior margin of the opercular opening.

Neoplecostomus paranensis Langeani, 1990: Figure 4F.

Neoplecostomus paranensis Langeani, 1990. — Shibatta et al. (2002): 421.

Material examined: Appendix 1.

Otothyropsis biamnicus Calegari, Lehmann A. & Reis, 2013: Figure 4G.

Otothyropsis biannicus Calegari, Lehmann A. & Reis, 2013. — Calegari et al. (2013): 142.

Material examined: Appendix 1.

Otothyropsis biannicus differs from congeners by shorter pectoral-fin spine (18.6-21.3 vs. 21.4-30.4% SL in remaining species); caudal peduncle (7.6-9.0 vs. 9.3-11.0 in *O. marapoama* and 9.7-11.5% SL in *O. piribebuy*), deeper caudal peduncle (7.6-9.0 vs. 6.2-7.6% SL in *O. polyodon*) and dorsal-fin spinelet with triangular shape.

Rineloricaria latirostris (Boulenger, 1900): Figure 4D.

Loricaria latirostris Boulenger, 1900.

Loricaria paulina Boulenger, 1900.

Rineloricaria latirostris (Boulenger, 1900). — Shibatta et al. (2002): 420.

Material examined: Appendix 1.

Order Gymnotiformes

Family Gymnotidae

Gymnotus omarorum Richer-de-Forges, Crampton & Albert, 2009: Figure 5A.

Gymnotus omarorum Richer-de-Forges, Crampton & Albert, 2009. — Richer-de-Forges et al. (2009): 539.

Material examined: Appendix 1.

Gymnotus omarorum differs from members of the *Gymnotus carapo* species group by a short distance from the tip of the snout to the position of the first ventral lateral-line ramus (39–45% TL vs. 47–58%), many pored lateral-line scales to the first ventral lateral-line ramus (27–35 vs. 40–78), and ovoid (vs. elongate) scales on the posterior portion of body.

Gymnotus pantanal Fernandes, Albert, Daniel-Silva, Lopes, Crampton & Almeida-Toledo, 2005: Figure 5B.

Gymnotus pantanal Fernandes, Albert, Daniel-Silva, Lopes, Crampton & Almeida-Toledo, 2005. — Fernandes et al. (2005): 4.

Material examined: Appendix 1.

Sternopygus macrurus (Bloch & Schneider, 1801): Figure 5C.

Gymnotus macrurus Bloch & Schneider, 1801.

Sternopygus marcgravii Reinhardt, 1852.

Sternopygus macrurus (Bloch & Schneider, 1801). — Graça and Pavanelli (2007): 185.

Material examined: Appendix 1.

Order Ciprinodontiformes

Family Poeciliidae

Phalloceros harpagos Lucinda, 2008: Figure 5D, E.

Phalloceros caudimaculatus (non Hensel, 1868).

Phalloceros harpagos Lucinda, 2008. — Lucinda (2008): 134.

Material examined: Appendix 1.

Poecilia reticulata Peters, 1859: Figure 5F, G.

Acanthophaelus reticulatus (Peters, 1859).

Lebistes reticulatus (Peters, 1859).

Poecilia reticulata Peters, 1859. — Shibatta et al. (2002): 422; Graça and Pavanelli (2007): 197.

Material examined: Appendix 1.

Xiphophorus hellerii Heckel, 1848: Figure 5H.

Poecilia helleri (Heckel, 1848).

Xiphophorus jalapae Meek, 1902

Xiphophorus hellerii Heckel, 1848. — Froese and Pauly (2016).

Material examined: Appendix 1.

Order Perciformes

Family Cichlidae

Cichlasoma paranaense Kullander, 1983: Figure 5D.

Cichlasoma paranaense Kullander, 1983. — Shibatta et al. (2002): 422; Graça and Pavanelli (2007): 203.

Material examined: Appendix 1.

Crenicichla niederleinii (Holmberg, 1891): Figure 5J.

Acharnes niederleinii Holmberg, 1891.

Crenicichla niederleinii (Holmberg, 1891). — Shibatta et al. (2002): 422; Graça and Pavanelli (2007): 208.

Material examined: Appendix 1.

Geophagus brasiliensis (Quoy & Gaimard, 1824): Figure 5K.

Chromis brasiliensis Quoy & Gaimard (1824): 266.

Geophagus brasiliensis (Quoy & Gaimard, 1824). — Shibatta et al. (2002): 422; Graça and Pavanelli (2007): 209.

Material examined: Appendix 1.

Oreochromis niloticus (Linnaeus, 1758): Figure 5L.

Perca nilotica Linnaeus, 1758.

Oreochromis niloticus (Linnaeus, 1758). — Shibatta et al. (2002): 422; Graça and Pavanelli (2007): 213.

Material examined: Appendix 1.

Coptodon rendalli (Boulenger, 1897): Figure 5M.

Chromis rendalli (Boulenger, 1897).

Coptodon rendalli (Boulenger, 1897). — Shibatta et al. (2002): 422; Graça and Pavanelli (2007): 215.

Material examined: Appendix 1.

Discussion

In the present study, the composition of fish assemblage was dominated mainly by Characiformes and Siluriformes, with more than 70% of total collected fish species; and in particular, the predominance of families Characidae, Loricariidae and Heptapteridae, representing more than 50% of the species. This dominance can be influenced by the high number of species contained in these orders (Characiformes and Siluriformes with approximately 2.100 and 3.700 species respectively (Eschmeyer and Fong 2016). Moreover, the presence of a large variety of specializations and adaptations, ecological, morphological and physiological, allows them to survive in a wide variety of ambients (Bruton 1996; Ortí 1997; Reis 2013).

We registered six non native species, collected in the Uvaranal, Mandaçaia and Engenho de Ferro streams; characterized for filing a degree of enviromental degradation influenced by urbanization (municipalities of Telêmaco Borba and Ibiporã). The degradation of aquatic environments influenced by urbanization can be associated with the invasion of non-native species and with increased pollution tolerant species (Vieira and Shibatta 2007; Cunico et al. 2009; Leidy et al. 2011). *Aphyocharax dentatus* and *G. pantanal*, according to Graça and Pavanelli (2007), were established in the upper Paraná river basin after the construction of the Itaipu dam; other hypothesis for *G. pantanal* is the introduction by fishermen that use it as live bait (Graça and Pavanelli 2007). *Coptodon rendalli* and *O. niloticus*, are African species and possibly were introduced by escapes from pisculture (Delariva and Agostinho 1999; Orsi and Agostinho 1999). *Poecilia reticulata* and *X. hellerii* maybe were introduced to combat the mosquito's larvae or deliberate releases by aquarists (Shibatta et al. 2002; Rojas et al. 2004).

The *Astyanax* genus was important in relation to species richness (five species), distribution and abundance. The success of this genus can be influenced by high phenotypic plasticity and ability to adapt to diverse environments, result of a series of ecological and morphological specializations,

that allow to explore the most environments, mainly small streams (Ornelas-García et al. 2008; Matoso et al. 2013).

Bray-Curtis analysis showed the existence of similarity patterns in fish assemblages in streams sampled in each section (middle and lower), presenting higher affinity to the shorter distance. This similarity can be related to the increased connectivity between the streams, lower physical and chemical variation in water conditions, and structural conditions as substrate type, water velocity, water flow and the presence or absence of physical barriers such as waterfalls or rapids (Vannote et al. 1980; Araújo et al. 2009).

In general, the fish fauna of the middle section of Tibagi river basin, has been threatened by human activities as urbanization, industry, agriculture, and currently with the construction of the Hydroelectric Plant of Mauá, and Hydroelectric Plant of Telemaco Borba, planned to be constructed in the Telêmaco Borba city. The Varanal, Uvaranal, Lambedor and Mandaçaia streams, will be influenced directly by the dams, by isolation or flooding. Thus, the Lambedor stream and part of private reserve of natural heritage in the Klabin S.A will be severely affected.

Literature Cited

Ahl, E. 1923. Einige neue Characiniden der Gattung *Aphyocharax*. In: Ichthyologische Mitteilungen, II. Mitteilungen aus dem Zoologischen Museum in Berlin 11 (1): 32-35.

Albert, J.S. and R.E. Reis. 2011. Historical Biogeography of Neotropical Freshwater Fishes. London. England. University of California Press. 406 pp.

Allan, J.D., D.L. Erickson and J. Fay. 1997. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshwater Biology* 37: 149-161. doi: 10.1046/j.1365-2427.1997.d01-546.x

Araújo, F.G., B.C.T. Pinto, and T.P. Teixeira. 2009. Longitudinal patterns of fish assemblages in a large tropical river in southeastern Brazil: evaluating environmental influences and some concepts in river ecology. *Hydrobiologia* 618 (1): 89-107. doi: 10.1007/s10750-008-9551-5

Baumgartner, G., C.S. Pavanelli, D. Baumgartner, A.G. Bifi, T. Debona and V.A. Frana. 2012. Peixes do baixo rio Iguaçu. Maringá: EDUEM. 203 pp.

Bennemann, S.T., O.S. Shibatta and A.O.S. Vieira. 2008. A flora e a fauna do ribeirão Varanal: um estudo da biodiversidade no Paraná. Londrina: EDUEL. 158 pp.

Bloch, M.E. 1794. Naturgeschichte der ausländischen Fische. Berlin: auf Kosten des Verfassers und in Commission bei dem Buchhändler Hr. Hesse, v. 8. 174 pp.

Bloch, M.E. and J.G. Schneider. 1801. Blochii, Systema Ichthyologiae Iconibus ex Illustratum. Post obitum auctoris opus inchoatum absolvit, correxit, interpolavit Jo. Gottlob Schneider, Saxo. Berolini. Berlin: Sumtibus Auctoris Impressum et Bibliopolio Sanderiano Commissum. 584 pp.

Boulenger, G.A. 1887. Descriptions of new South-American characinoid fishes. Annals and Magazine of Natural History (Series 5) 19 (111): 172-174. doi: 10.1080/00222938709460224

Boulenger, G.A. 1897. Descriptions of new fishes from the Upper Shiré River, British Central Africa, collected by Dr. Percy Rendall, and presented to the British Museum by Sir Harry H. Johnston, K.C.B. Proceedings of the Zoological Society of London 1896 (4): 915-920, Pl 47.

Boulenger, G. A. 1900. Descriptions of three new species of siluroid fishes from southern Brazil. Annals and Magazine of Natural History 5 (26): 165-166. <http://dx.doi.org/10.1080/00222930008678263>

Bray, J.R., and J.T. Curtis. 1957. An Ordination of the Upland Forest Communities of Southern Wisconsin. Ecological Monographs 27: 325-349. doi: 10.2307/1942268

Bruton, M.N. 1996. Alternative life-history strategies of catfishes. Aquatic Living Resources 9: 35-41. doi:<http://dx.doi.org/10.1051/alr:1996040>

Calegari, B.B., P. Lehmann A. and R.E. Reis. 2013. Two new species of cascudinhos of the genus *Otothyropsis* (Siluriformes: Hypoptopomatinae) from the rio Paraná basin, Brazil. Zootaxa 3619 (2): 130-144. doi: 10.11646/zootaxa.3619.2.2

Campos, A.A. 1944. Primeira contribuição ao conhecimento da fauna ictiológica de Monte Alegre (Estado de São Paulo). Papeis Avulsos do Departamento de Zoologia 4 (11): 169-176. https://archive.org/stream/biostor-160532/biostor-160532_djvu.txt

Cope, E.D. 1894. On the fishes obtained by the Naturalist Expedition in Rio Grande do Sul. Proceedings of the American Philosophical Society 33 (144): 84-108. <http://www.jstor.org/stable/983363>

Cunico, A.M., W.J. da Graça, A.A. Agostinho, W.M. Domingues, and J.D. Latini. 2009. Fish, Maringá Urban Streams, Pirapó river drainage, upper Paraná river basin, Paraná State, Brazil. Check List 5 (2): 273-280. <http://www.checklist.org.br/getpdf?SL117-08>

Cuvier, G. 1819. Sur les poissons du sous-genre *Hydrocyon*, sur deux nouvelles espèces de Chalceus, sur trois nouvelles espèces du Serrasalmes, et sur l'*Argentina glossodonta* de Forskahl, qui est l'*Albula gonorhynchus* de Bloch. Mémoires du Muséum National D'Histoire Naturelle 5: 351-379.

Cuvier, G. and A. Valenciennes. 1840. Histoire naturelle des poissons. Tome quinzième: Suite du livre dix-septième. Siluroïdes. Ch. Pitois & V^c.Levrault, Paris & Strasbourg, 540 pp.

Delariva, R.L. and A.A. Agostinho. 1999. Introdução de espécies: uma síntese comentada. Acta Scientiarum 21 (2): 255-262. <http://dx.doi.org/10.4025/actascibiolsoci.v21i0.4431>

Eigenmann, C.H. and C.H. Kennedy. 1903. On a collection of fishes from Paraguay, with a synopsis of the American genera of cichlids. Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia 55: 497-537. <http://www.jstor.org/stable/4062911>

Eigenmann, C.H. and F. Ogle. 1907. An annotated list of characin fishes in the United States National Museum and the Museum of Indiana University, with descriptions of new species. Proceedings of the United States National Museum 33 (1556): 1-36. <http://dx.doi.org/10.5479/si.00963801.33-1556.1>

Eigenmann, C.H. 1908. Preliminary descriptions of new genera and species of tetragonopterid characins. (Zoölogical Results of the Thayer Brazilian expedition). Bulletin of the Museum of Comparative Zoology 52 (6): 91-106. https://archive.org/details/cbarchive_105748_preliminarydescriptionsnewge1863

Eigenmann, C.H. 1909. Reports on the expedition to British Guiana of the Indiana University and the Carnegie Museum, 1908. Report no. 1. Some new genera and species of fishes from British Guiana. Annals of the Carnegie Museum 6 (1): 4-54.

Eigenmann, C. H. 1914. Some results from studies of South American fishes. IV. New genera and species of South American fishes. Indiana University Studies 20: 44-48.

Eigenmann, C. H. 1915. The Cheirodontinae, a subfamily of minute characid fishes of South America. Memoirs of the Carnegie Museum 7(1): 1-99.

Eschmeyer, W.N. 2016. Catalog of fishes: genera, species, references. Accessed at <http://research.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fihcatmain.asp>. 27 April 2016.

Eschmeyer, W.N., and J.D. Fong. 2016. Species by Family / Subfamily. Accessed at <http://research.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/SpeciesByFamily.asp>. 27 April 2016.

Fernandes, F.M.C., J.S. Albert, M.F.Z. Daniel-Silva, C. E. Lopes, W.G.R. Crampton and L.F. Almeida-Toledo. 2005. A new *Gymnotus* (Teleostei: Gymnotiformes: Gymnotidae) from the Pantanal Matogrossense of Brazil and adjacent drainages: continued documentation of a cryptic fauna. *Zootaxa* 933: 1-14. doi: <http://dx.doi.org/10.11646/zootaxa.933.1.1>

Fernández-Yépez, A. 1948. Los curimatidos (peces fluviales de Sur América). Catalogo descriptivo con nuevas adiciones genéricas y específicas. Sección de Pesquería, Dirección de Economía Agrícola Ministerio de Agricultura y Cría 1: 1-79.

França, V.D. 2002. O rio Tibagi no contexto hidrogeográfico paranaense; pp. 45-61, in: M.E. Medri, E. Bianchini, O.A. Shibatta and J.A. Pimenta (eds.). A bacia do rio Tibagi. Londrina: M.E. Medri. 595 pp.

Fowler, H.W. 1914. Fishes from the Rupununi River, British Guiana. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia* 66: 229-284.

Froese, R. and D. Pauly. 2016. FishBase. (Version 02-24). Accessed at www.fishbase.org, 15 September 2016.

Garavello, J.C. and H.A. Britski. 1987. Duas novas espécies do género *Leporinus* Spix, 1829, da bacia do alto Paraná (Teleostei, Anostomidae). *Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS* 44: 153-165.

Gill, T. N. 1858. Synopsis of the fresh water fishes of the western portion of the island of Trinidad, W. I. *Annals of the Lyceum of Natural History of New York* 6: 363-430.

Graça, W.J. and C.S Pavanelli. 2007. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes. Maringá: EDUEM. 241 pp.

Haseman, J.D. 1911. Descriptions of some new species of fishes and miscellaneous notes on others obtained during the expedition of the Carnegie Museum to central South America. *Annals of the*

Carnegie Museum 7 (3-4): 315-328.
<http://www.biodiversitylibrary.org/page/9957079#page/33/mode/1up>

Haseman, J.D. 1911. Some new species of fishes from the Rio Iguassú. *Annals of the Carnegie Museum* 7 (3-4): 374-387. <http://www.biodiversitylibrary.org/part/167633#/summary>

Heckel, J.J. 1848. Eine neue Gattung von Poecilien mit rochenartigem Anklammerungs-Organ. *Sitzungsberichte der Kaiserlichen Akademie der Wissenschaften. Mathematisch-Naturwissenschaftliche Classe* 1: 289-303.

Holmberg, E.L. 1891. Sobre algunos peces nuevos ó poco conocidos de la República Argentina. *Revista Argentina de Historia Natural (Buenos Aires)* 1:180-193. https://archive.org/stream/sobrepecesdeagua00berg/sobrepecesdeagua00berg_djvu.txt

Ihering, R. von. 1911 Algumas especies novas de peixes d'agua doce (Nematognatha) (*Corydoras*, *Plecostomus*, *Hemipsilichthys*). *Revista do Museo São Paulo* 8 (1910): 380-404.

Ihering, R. von. 1928. Uma nova espécie de *Otocinclus* (Pisces. Nematognatha) "cascudinho" de S. Paulo. *Boletim Biologia, Trabalho do Laboratório de Parasitologia da Faculdade de Medicina de São Paulo* 11 (42): 1-3.

Jenyns, L. 1842. Fish; pp. 115-117. In: Jenyns, L. *The zoology of the voyage of H. M. S. Beagle, under the command of Captain Fitzroy, R. N., during the years 1832 to 1836*. London:Smith, Elder, and Co. Issued in 4 parts. Fish, Voyage Beagle.

Jerep, F.C., O.A. Shibatta, E.H.L. Pereira and O.T. Oyakawa. 2006. Two new species of *Isbrueckerichthys* Derijst, 1966 (Siluriformes: Loricariidae) from the rio Paranapanema basin, Brazil. *Zootaxa* 1372: 53-68. <http://www.mapress.com/zootaxa/2006f/zt01372p068.pdf>

Kullander, S.O. 1983. A revision of the South American cichlid genus *Cichlasoma* (Teleostei: Cichlidae). Stockholm: Naturhistoriska Riksmuseet, 296 pp.

Langeani, F. 1990. Revisão do gênero *Neoplecostomus*, com a descrição de quatro espécies novas do sudeste brasileiro (Ostariophysi, Siluriformes, Loricariidae). *Comunicações do Museu de Ciências da PUCRS* 3 (1): 3-31.

Lee, T. R. 2000. Urban water management for better urban life in Latin America. *Urban Water* 2: 71-78. [http://dx.doi.org/10.1016/S1462-0758\(00\)00041-8](http://dx.doi.org/10.1016/S1462-0758(00)00041-8)

Leidy, R.A., C.Y. Kristina and S.M. Carlson. 2011. Persistence of native fishes in small streams of the urbanized San Francisco Estuary, California: acknowledging the role of urban streams in native fish conservation. *Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems* 21: 472–483. doi: 10.1002/aqc.1208

Lima, F.C.T, L.R. Malabarba, P.A. Buckup, J.F. Pezzi da Silva, R.P. Vari, A. Harold, R. Benine, O.T. Oyakawa, C.S. Pavanelli, N.A. Menezes, C.A.S. Lucena, M.C.S.L. Malabarba, Z.M.S. Lucena, R.E. Reis, F. Langeani, L. Casatti, V.A. Bertaco, C. Moreira and P.H.F. Lucinda. 2003. Genera incertae sedis in Characidae; pp. 134–141, in: R.E. Reis, S.O. Kullander and C.J. Ferraris (eds.). *Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America*. Porto Alegre: Edipucrs.

Linnaeus, C. 1758. *Systema Naturae per regna tria naturae, secundum classes, ordines, genera, species, cum characteribus, differentiis, synonymis, locis*. Editio decima, reformata. Tomus I. Holmiae. 824 pp.

Lucena, C.A.S., B.B. Calegari, E.H.L. Pereira, and E. Dallegrave. 2013. O uso de óleo de cravo na eutanásia de peixes. *Boletim Sociedade Brasileira de Ictiologia* 105: 20-24. http://www.sbi.bio.br/images/sbi/boletim-docs/2013/marco_105.pdf

Lucena, C.A.S., J.B. Castro and V.A. Bertaco. 2013. Three new species of *Astyanax* from drainages of southern Brazil (Characiformes: Characidae). *Neotropical Ichthyology* 11(3): 537-552. doi: 10.1590/S1679-62252013000300007

Lucena, C.A.S. and H.G. Soares. 2016. Review of species of the *Astyanax bimaculatus* “caudal peduncle spot” subgroup sensu Garutti & Langeani (Characiformes, Characidae) from the rio La Plata and rio São Francisco drainages and coastal systems of southern Brazil and Uruguay. *Zootaxa* 4072 (1): 101-125. doi: 10.11646/zootaxa.4072.1.5.

Lucinda, P.H.F. 2008. Systematics and biogeography of the genus *Phalloceros* Eigenmann, 1907 (Cyprinodontiformes: Poeciliidae: Poeciliinae), with the description of twenty-one new species. *Neotropical Ichthyology* 6 (2): 113-158. <http://www.scielo.br/pdf/ni/v6n2/01.pdf>

Lütken, C.F. 1874. Characinae novae Brasiliae centralis a clarissimo J. Reinhardt in provincia Minas-Geraes circa oppidulum Lagoa Santa in lacu ejusdem nominis, flumine Rio das Velhas et rivulis affluentibus collectae, secundum characteres essentielles breviter descriptae. *Overs. Danske Vidensk.*

Selsk. Forhandl Kjoben Oversigt over det Kongelige Danske Videnskabernes Selskabs Forhandlinger 3: 127-143.

Malabarba, L.R., P.C. Neto, V.A. Bertaco, T.P. Carvalho, J.F. dos Santos and L.G.S. Artioli. 2013. Guia de identificação dos peixes da bacia do rio Tramandaí. Porto Alegre: Via Sapiens. 140 pp.

Marini, T.L., J.T. Nichols and F.R. La Monte. 1933 Six new eastern South American fishes examined in the American Museum of Natural History. American Museum Novitates 618: 1-7. doi: 10.1126/science.277.5325.504

Martins, F. O., F. Langeani and C. H. Zawadzki. 2014. A new spiny species of *Hypostomus* Lacépède (Loricariidae: Hypostominae) from thermal waters, upper rio Paraná basin, central Brazil. Neotropical Ichthyology 12(4), 729-736. doi: 10.1590/1982-0224-20140035

Matson, P.A., W.J. Parton., A.G. Power and M.J. Swift. 1997. Agricultural intensification and ecosystem properties. Science 277: 504-509. doi: 10.1126/science.277.5325.504

Matoso, D.A., M. da Silva, R.F. Artoni and R.A. 2013. Torres. Molecular taxonomy and evolutionary hypothesis concerning *Astyanax fasciatus* (Characiformes, Characidae) from Vila Velha State Park and Tibagi and Iguçu Rivers. Genetics and Molecular Research 12 (1): 631-638. doi: <http://dx.doi.org/10.4238/2013.March.7.1>

Medri, M.E., E. Bianchini, O.A. Shibatta and J.A. Pimenta (eds.). 2002. A bacia do rio Tibagi. Edition of Editors. Londrina: M.E. Medri. 595 pp.

Meek, S.E. 1902. A contribution to the ichthyology of Mexico. Field Columbian Museum, Zoological Series 3 (6):63-128. doi: <http://dx.doi.org/10.5962/bhl.title.3799>

Menezes, N.A. and J. Géry. 1983. Seven new acestrorhynchin characid species (Osteichthyes, Ostariophysi, Characiformes) with comments on the systematics of the group. Revue Suisse de Zoologie 90 (3): 563-592. <http://dx.doi.org/10.5962/bhl.part.81996>

Ornelas-García, C.P., O. Domínguez-Domínguez and I. Doadrio. 2008. Evolutionary history of the fish genus *Astyanax* Baird & Girard (1854) (Actinopterygii, Characidae) in Mesoamerica reveals multiple morphological homoplasies. BMC Evolutionary Biology 8: 340. doi: 10.1186/1471-2148-8-340

Orsi, M.L. and A.A. Agostinho. 1999. Introdução de espécies de peixes por escapes acidentais de tanques de cultivo em rios da bacia do rio Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 16: 557-560. <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81751999000200020>

Ortí, G. 1997. The radiation of Characiform fishes: evidence from mitochondrial and nuclear DNA sequences; pp. 215-239, in: T.D. Kocher and C. Stepien (eds). *Molecular systematics of fishes*. academic Press, San Diego, California. 315 pp.

Oyakawa, O.T., A. Akama, K.C. Mautari and J.C. Nolasco. 2006. Peixes de riachos da Mata Atlântica: nas unidades de conservação do Vale do Rio Ribeira de Iguape no Estado de São Paulo. São Paulo: Neotropica. 201 pp.

Peters, W.C.H. 1859. Eine neue vom Herrn Jagor im atlantischen Meere gefangene Art der Gattung *Leptocephalus*, und über einige andere neue Fische des Zoologischen Museums. *Monatsberichte der Königlichen Preussischen Akademie der Wissenschaften zu Berlin* 1859: 411-413.

Pinese, J.P.P. 2002. Síntese geológica da bacia do rio Tibagi; pp. 21-38, in: M.E. Medri, E. Bianchini, O.A. Shibatta and J.A. Pimenta (eds.). *A bacia do rio Tibagi*. Londrina: M.E. Medri. 595 pp.

QGIS Development Team. 2014. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. Accessed at <http://www.qgis.org>, 18 April 2016.

Quoy, J.R.C. and J.P. Gaimard. 1824. Description des Poissons; pp. 1-328, in: L. Freycinet (ed.). *Voyage autour du Monde ... exécuté sur les corvettes de L. M. "L'Uranie" et "La Physicienne," pendant les années 1817, 1818, 1819 et 1820*. Paris: Pillet a né.

Regan, C.T. 1908. Descriptions of new loricariid fishes from South America. *Proceedings of the Zoological Society of London* 4: 795-800. doi: 10.1111/j.1469-7998.1907.tb06957.x

Reinhardt, J.T. 1852. Om svømmeblaeren hos Familien Gymnotini. *Videnskabelige Meddelelser fra den Naturhistoriske Forening i Kjøbenhavn, Aaret 1852*: 135-149.

Reinhardt, J. T. 1867 Om trende, formeentligt ubeskrevne fisk af characinernes eller Karpelaxenes familie. *Oversigt over det Kongelige Danske Videnskabernes Selskabs Forhandling og dets Medlemmers Arbejder (Kjøbenhavn) 1866*: 49-68.

Reis, R.E., S.O. Kullander and C. Ferraris, Jr. 2003. Check list of the freshwater fishes of South and Central America. Porto Alegre: EDIPUCRS, 742 pp.

Reis, R.E. 2013. Conserving the freshwater fishes of South America. *International Zoo Yearbook* 47: 65-70. doi: 10.1111/izy.12000

Reis, R.E., J.S. Albert, F. Di Dario, M.M. Mincarone, P. Petry and L.A. Rocha. 2016. Fish biodiversity and conservation in South America. *Journal of Fish Biology* 89(1): 12-47. doi: 10.1111/jfb.13016

Richer-de-Forges, M. M., W. G. R. Crampton and J. S. Albert. 2009. A new species of *Gymnotus* (Gymnotiformes, Gymnotidae) from Uruguay: description of a model species in neurophysiological research. *Copeia* 2009 (3): 538-544. doi: 10.1643/CI-13-054

Rojas, P.E., B.M. Gamboa, R.S. Villalobos and V.F. Cruzado. 2004. Eficacia del control de larvas de vectores de la malaria con peces larvivoros nativos de San Martin, Perú. *Revista Peruana de Medicina Experimental y Salud Publica* 21: 44-50. http://sisbib.unmsm.edu.pe/bvrevistas/medicina_experimental/v21_n1/pdf/a08.pdf

Schubart, O. and A.L. Gomes. 1959. Descrição de *Cetopsorhamdia iheringi* sp.n. (Pisces, Nemathognathi, Pimelodidae, Luciopimelodinae). *Revista Brasileira de Biologia* 19 (1): 1-7.

Schubart, O. 1964. Duas novas espécies de peixes da família Pimelodidae do rio Mogi Guaçu (Pisces, Nemathognathi). *Boletim do Museu Nacional, Nova Série Zoologia* (244): 1-22.

Schubart, O. 1964. Sobre algumas *Loricariidae* da bacia do Rio Mogi Guaçu. *Boletim do Museu Nacional do Rio de Janeiro, Zoologia, Nova Série* 251: 1-19.

Shibatta, O.A, M.L. Orsi, S.T. Bennemann, A.T. Silva-Souza. 2002. Diversidade e distribuição de peixes na bacia do Rio Tibagi. pp.403 -423, in: M.E. Medri, E. Bianchini, O.A. Shibatta and J.A. Pimenta (eds.). *A bacia do rio Tibagi*. Londrina: M.E. Medri. 595 pp.

Steindachner, F. 1879. Über einige neue und seltene Fischarten aus den zoologischen Museen zu Wien, Stuttgart und Warschau. *Anzeiger der Akademie der Wissenschaften in Wien* 16 (4): 29-34. https://archive.org/details/cbarchive_55438_steindachnerf1879bereinigeneue1879

Steindachner, F. 1910. Über eine neue *Loricaria*-Art aus dem Flussgebiete des Jaraguá und der Ribeira im Staate S. Paulo und Sa. Catharina. *Anzeiger der Akademie der Wissenschaften in Wien* 47(8): 57-62.

Stevaux, J.C., E.E. DE, Souza-Filho and I.C. Jabur. 1997. A história quaternária do rio Paraná em seu alto curso. In: A.E. A.M. Vazzoler, A.A. Agostinho, N.S. Hahn (eds). A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. Maringá: EDUEM. 47-72 pp.

Travassos, H. 1952. Notas ictiológicas. V. "*Apareiodon mogiguaçuensis*" n. sp. (Actinopterygii, Cypriformes, Characoidei). Revista Brasileira de Biologia 12 (3): 313-316.

Tscharntke, T., A.M. Klein, A. Kruess I. Steffan-Dewenter and C. Thies, 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity: ecosystem service management. Ecology Letter 8: 857-874. doi: 10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x

Valenciennes, A. 1835. Poissons [plate 2]. In: A. d'Orbigny. Voyage dans L'Amérique méridionale (le Brésil, la République Orientale de l' Uruguay, la République Argentine, la Patagonie, la République Du Chili, la République de Bolívia, la République du Pérou), execute pendant les années 1826,1827, 1828, 1829, 1830, 1832 et 1833. Paris, Bertrand et Levrault. <http://dx.doi.org/10.5962/bhl.title.85973>

Vannote, R.L., G.W. Minshall, K.W. Cummins, J.R. Sedell, and C.E. Cushing. 1980. The river continuum concept. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 37(1): 130-137. doi: 10.1139/f80-017

Vari, R.P. and R.M.C. Castro. 2007. New species of *Astyanax* (Ostraiophysini: Characiformes: Characidae) from the upper Rio Paraná system, Brazil. Copeia 2007 (1): 150-162. [http://dx.doi.org/10.1643/0045-8511\(2007\)7\[150:NSOAO\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1643/0045-8511(2007)7[150:NSOAO]2.0.CO;2)

Vidal, L.V.O., R.C.B. Albinati, A.C.L. Albinati, A.D. Lira, T.R. Almeida, and G.B. Santos. 2008. Eugenol como anestésico para a tilápia-do-nilo. Pesquisa Agropecuária Brasileira 43(8): 1069-1074. <https://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2008000800017>

Vieira, D.B. and O.A. Shibatta. 2007. Peixes como indicadores da qualidade ambiental do ribeirão Esperança, município de Londrina, Paraná, Brasil. Biota Neotropica 7(1): 57-65. doi: 10.1590/S1676-06032007000100008

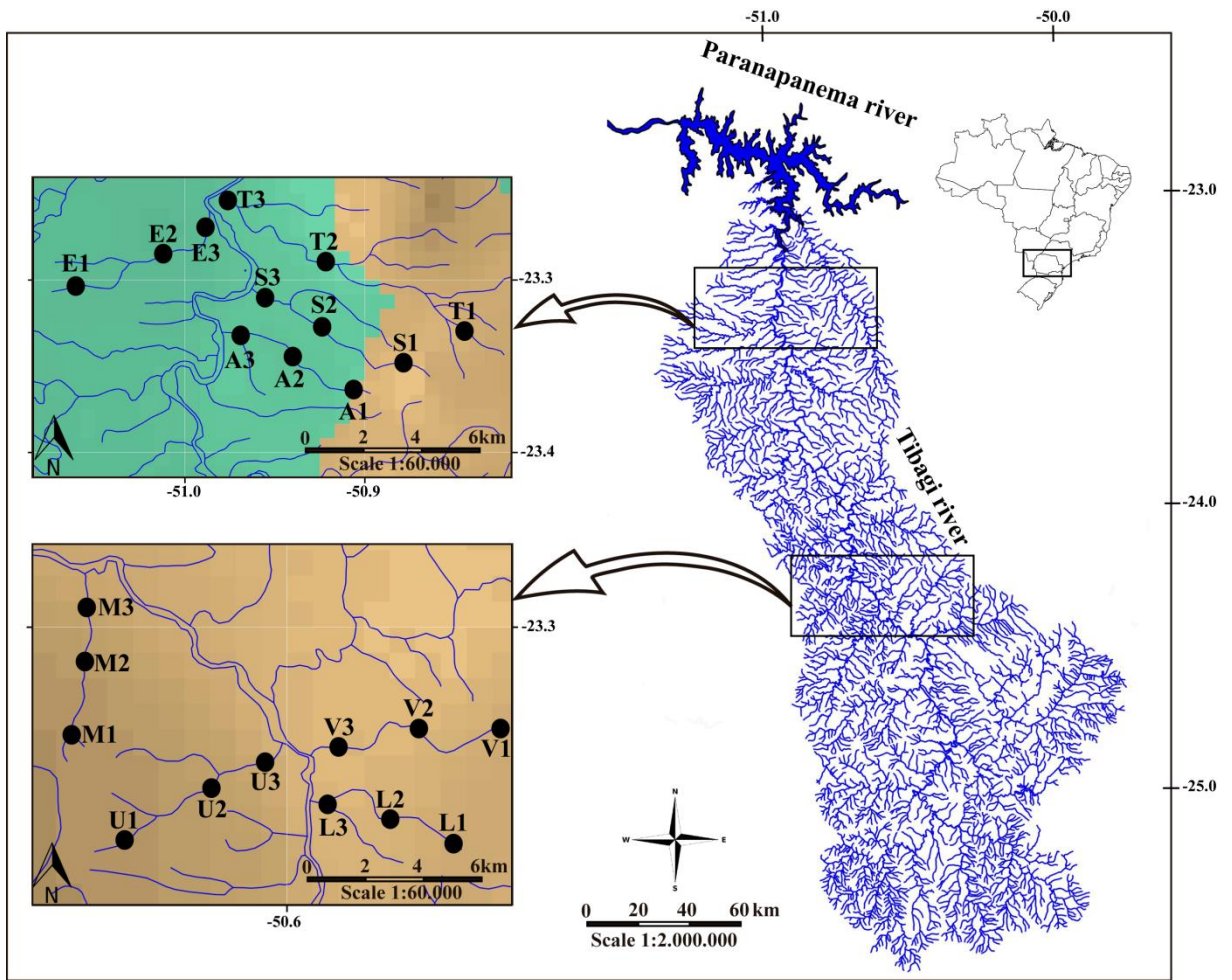


Figure 1. Map of the study area showing the collecting sites in the middle and low sections in the Tibagi river basin, Paraná State, Brazil. Varanal stream (V1, V2, V3), Lambedor stream (L1, L2, L3), Uvaranal stream (U1, U2, U3), Mandaçaia stream (M1, M2, M3), Saltinho stream (S1, S2, S3), Água Branca stream (A1, A2, A3), Tigre stream (T1, T2, T3), Engenho de Ferro stream (E1, E2, E3).

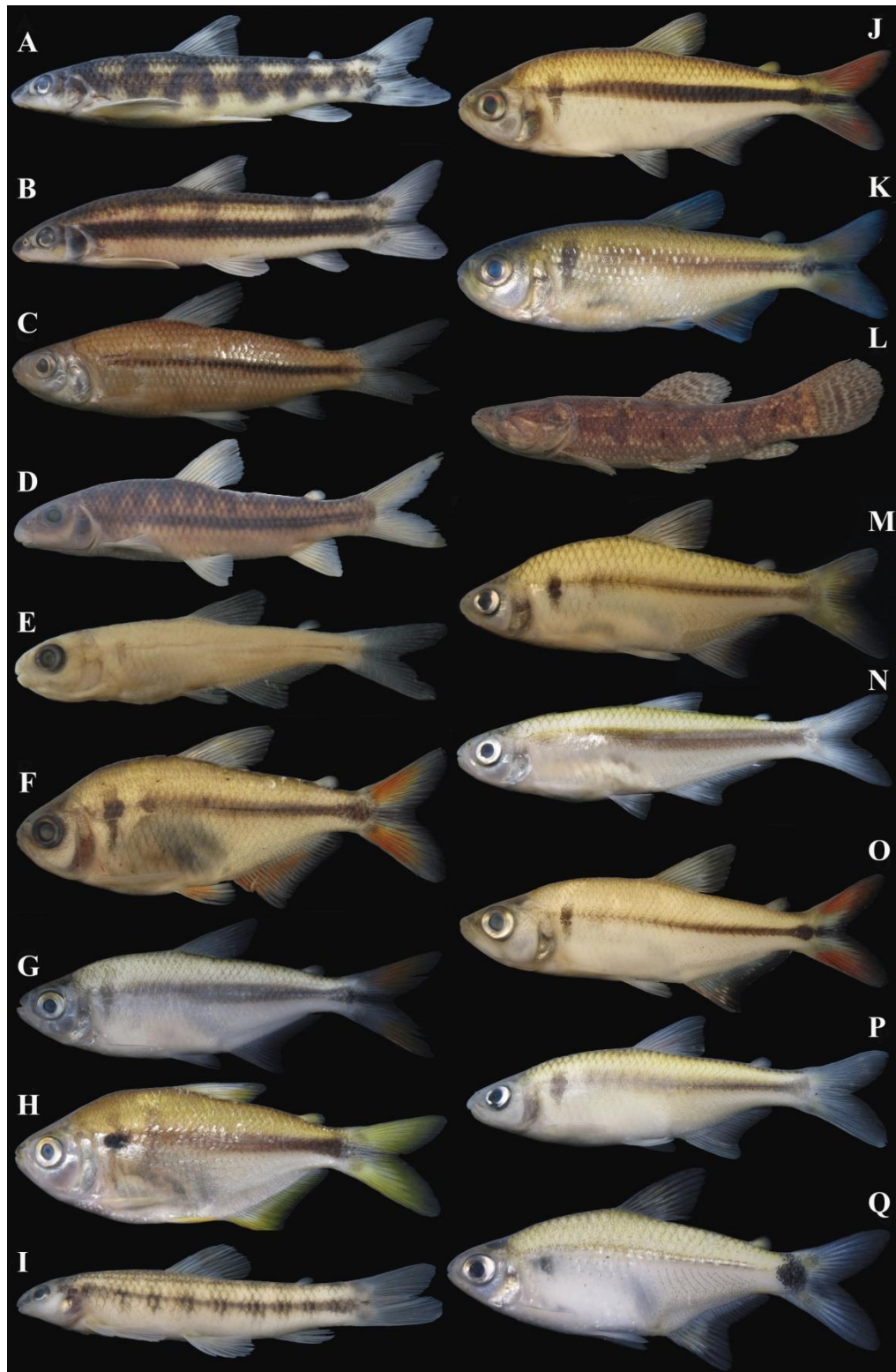


Figure 2. Fish species collected in streams from middle and low sections of the Tibagi river basin, Paraná state, Brazil. (A) *Apareiodon ibitiensis*, 78.2 mm SL, MZUEL 11012; (B) *Apareiodon piracicabae*, 88.1 mm SL, MZUEL 10869; (C) *Steindachnerina insculpta*, 58.8 mm SL, MZUEL 8569; (D) *Leporinus amblyrhynchus*, 148.9 mm SL, MZUEL10868; (E) *Aphyocharax dentatus*, 18.4 mm SL, MZUEL 8202; (F) *Astyanax bockmanni*, 64.1 mm SL, MZUEL 11058; (G) *Astyanax* aff. *fasciatus*, 71.2 mm SL, MZUEL 8175; (H) *Astyanax lacustris*, 72.5 mm SL, MZUEL 10044; (I) *Characidium* aff. *zebra*, 43.3 mm SL, MZUEL 10112; (J) *Astyanax* aff. *paranae*, 78.3 mm SL,

MZUEL 9986; (K) *Astyanax paranae*, 63.1 mm SL, MZUEL 8191; (L) *Hoplias malabaricus*, 158.8 mm SL, MZUEL 8501; (M) *Bryconamericus* aff. *iheringii*, 34.5 mm SL, MZUEL 10905; (N) *Piabarchus stramineus*, 49.8 mm SL, MZUEL 8589; (O) *Oligosarcus paranensis*, 110.9 mm SL, MZUEL 8284; (P) *Piabina argentea*, 63.4 mm SL, MZUEL 8315; (Q) *Serrapinnus notomelas*, 30.1 mm SL, MZUEL 11013.



Figure 3. Fish species collected in streams from middle and low sections of the Tibagi river basin, Paraná state, Brazil. (A) *Cetopsorhamdia iheringi*, 97.1 mm SL, MZUEL 8522; (B) *Imparfinis mirini*, 72.2 mm SL, MZUEL 8504; (C) *Phenacorhamdia tenebrosa*, 73.5 mm SL, MZUEL 8518; (D) *Pimelodella gracilis*, 105.9 mm SL, MZUEL 10017; (E) *Rhamdia quelen*, 117.6 mm SL, MZUEL 10058; (F) *Trichomycterus davisi*, 63.5 mm SL, MZUEL 11046; (G) *Corydoras aeneus*, 41.4 mm SL, MZUEL 10873; (H) *Corydoras ehrhardti*, 48.5 mm SL, MZUEL 10082; (I) *Corydoras paleatus*, 62.3 mm SL, MZUEL 8603.



Figure 4. Fish species collected in streams from middle and low sections of the Tibagi river basin, Paraná state, Brazil. (A) *Hisonotus francirochai*, 33.3 mm SL, MZUEL 10120; (B) *Hypostomus ancistroides*, 57.1 mm SL, MZUEL 8252; (C) *Hypostomus strigaticeps*, 50.3 mm SL, MZUEL 9972; (D) *Rineloricaria latirostris*, 74.5 mm SL, MZUEL 86.4; (E) *Isbrueckerichthys* cf. *calvus*, 59.43 mm SL, MZUEL 11049; (F) *Neoplecostomus paranensis*, 65.2 mm SL, MZUEL 8182; (G) *Otothyropsis biannicus*, 33.2 mm SL, MZUEL 8187; (H) *Hypostomus nigromaculatus*, 58.8 mm SL, MZUEL 8309.

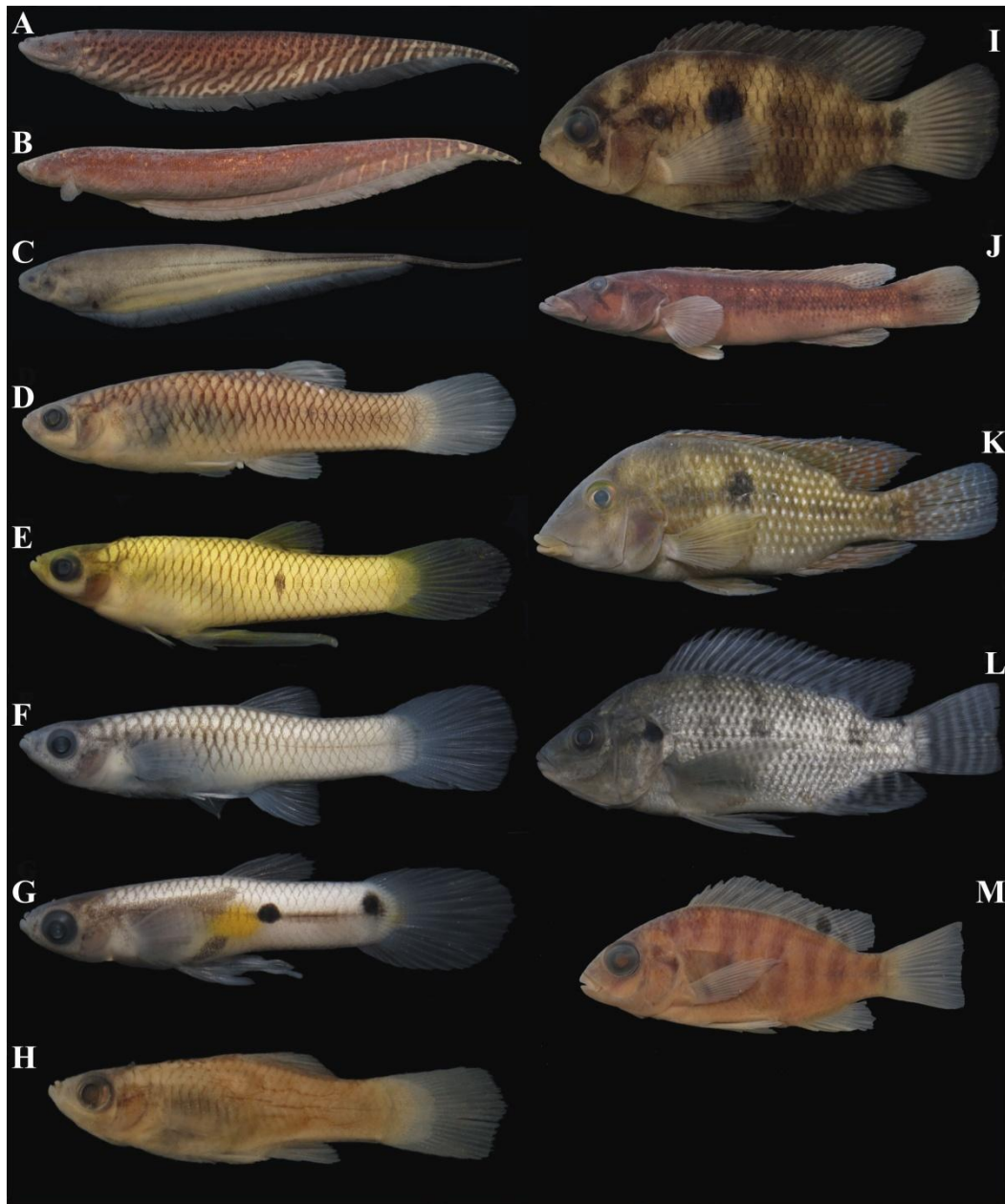


Figure 5. Fish species collected in streams from middle and low sections of the Tibagi river basin, Paraná state, Brazil. (A) *Gymnotus omarorum*, 105.3 mm SL, MZUEL 8223; (B) *Gymnotus pantanal*, 191.2 mm SL, MZUEL 10021; (C) *Sternopygus macrurus*, 185.4 mm SL, MZUEL 8280; (D) *Phalloceros harpagos*, 36.75 mm SL, Female, MZUEL 8258; (E) *Phalloceros harpagos*, 20.8 mm SL, Male, MZUEL 8258; (F) *Poecilia reticulata*, 28.9 mm SL, Female, MZUEL 10889; (G) *Poecilia reticulata*, 17.1 mm SL, Male, MZUEL 10889; (H) *Xiphophorus hellerii*, 23.5 mm SL, MZUEL, Female, 8606; (I) *Cichlasoma paranaense*, 58.7 mm SL, MZUEL 8482; (J) *Crenicichla niederleinii*, 174.2 mm SL, MZUEL 10904; (K) *Geophagus brasiliensis*, 33.5 mm SL, MZUEL 9987; (L) *Oreochromis niloticus*, 60.8 mm SL, MZUEL 8591; (M) *Coptodon rendalli*, 54.6 mm SL, MZUEL 10086.

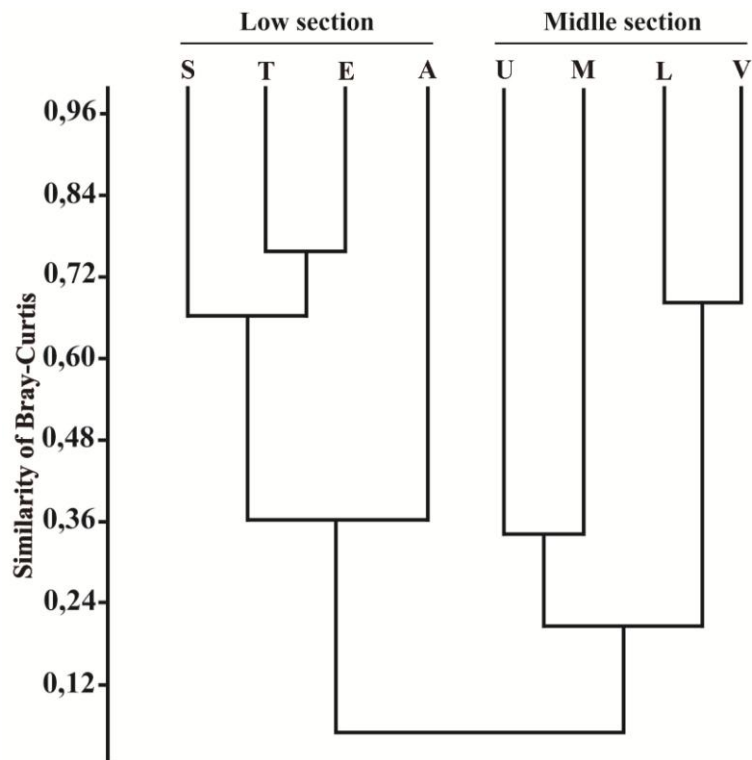


Figure 6. Similarity of Bray-Curtis of fish assemblages from streams of middle and low sections in the Tibagi river basin, Paraná state, Brazil. Varanal stream (V), Lamedor stream (L), Uvaranal stream (U), Mandaçaia stream (M), Saltinho stream (S), Água Branca stream (A), Tigre stream (T), Engenho de Ferro stream (E).

Table 1. Geographic coordinates and elevation from the collecting sites in the Tibagi river basin, Paraná state, Brazil.

| Stream | Site | Latitude (S) | Longitude (W) | Alt (m) |
|------------------|-------------|---------------------|----------------------|----------------|
| Varanal | P1 | 24°19'56.6" | 050°32'05.8" | 772 |
| Varanal | P2 | 24°20'13.9" | 050°34'41.9" | 680 |
| Varanal | P3 | 24°20'18.8" | 050°35'49.8" | 648 |
| Lambedor | P1 | 24°21'44.7" | 050°33'53.9" | 715 |
| Lambedor | P2 | 24°21'44.2" | 050°34'07.6" | 699 |
| Lambedor | P3 | 24°21'07.8" | 050°34'35.8" | 706 |
| Uvaranal | P1 | 24°21'52" | 050°38'30.1" | 757 |
| Uvaranal | P2 | 24°20'40.1" | 050°37'20.1" | 707 |
| Uvaranal | P3 | 24°20'34.9" | 050°36'34.8" | 696 |
| Mandaçaia | P1 | 24°19'29.2" | 050°39'46" | 703 |
| Mandaçaia | P2 | 24°18'32.9" | 050°39'57.7" | 695 |
| Mandaçaia | P3 | 24°17'20.1" | 050°39'54.1" | 666 |
| Saltinho | P1 | 23°22'40.3" | 050°54'21.1" | 503 |
| Saltinho | P2 | 23°22'47.9" | 050°57'17.3" | 439 |
| Saltinho | P3 | 23°21'49.7" | 050°59'15" | 374 |
| Água Branca | P1 | 23°21'18.9" | 050°55'40.2" | 439 |
| Água Branca | P2 | 23°19'52" | 050°57'34.2" | 380 |
| Água Branca | P3 | 23°19'48.4" | 050°58'16.2" | 349 |
| Tigre | P1 | 23°20'36.2" | 050°54'00.4" | 436 |
| Tigre | P2 | 23°19'42.5" | 050°55'18.1" | 415 |
| Tigre | P3 | 23°18'21" | 050°57'29.7" | 366 |
| Engenho de Ferro | P1 | 23°17'08" | 051°00'40.6" | 395 |
| Engenho de Ferro | P2 | 23°17'7.5" | 051°00'40.9" | 362 |
| Engenho de Ferro | P3 | 23°15'56" | 050°59'09.9" | 353 |

Table 2. Fish species collected in streams from middle and low sections in the Tibagi river basin, Paraná States, Brazil. Varanal stream (V), Lamedor stream (L), Uvaranal stream (U), Mandaçaia stream (M), Saltinho stream (S), Água Branca stream (A), Tigre stream (T), Engenho de Ferro stream (E). * Non-native species.

| Taxa | Middle Tibagi | | | | Low Tibagi | | | |
|---|---------------|---|---|---|------------|---|---|---|
| | V | L | U | M | S | A | T | E |
| Characiformes | | | | | | | | |
| Parodontidae | | | | | | | | |
| <i>Apareiodon ibitiensis</i> Amaral Campos, 1944 | | | X | | | | X | X |
| <i>Apareiodon piracicabae</i> (Eigenmann, 1907) | X | | | | X | | X | X |
| Curimatidae | | | | | | | | |
| <i>Steindachnerina insculpta</i> (Fernández-Yépez, 1948) | | | | | | | X | X |
| Anostomidae | | | | | | | | |
| <i>Leporinus amblyrhynchus</i> Garavello & Britski, 1987 | X | | | | | | | |
| Erithrinadae | | | | | | | | |
| <i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794) | | | | | X | | | |
| Characidae | | | | | | | | |
| <i>Aphyocharax dentatus</i> * Eigenmann & Kennedy, 1903 | | | | | | | | X |
| <i>Astyanax bockmanni</i> Vari & Castro, 2007 | X | | | | X | X | X | X |
| <i>Astyanax</i> aff. <i>fasciatus</i> (Cuvier, 1819) | X | X | X | X | X | X | X | X |
| <i>Astyanax lacustris</i> (Lütken 1875) | | | | X | X | | X | X |
| <i>Astyanax paranae</i> Eigenmann, 1914 | X | X | X | X | | | | |
| <i>Astyanax</i> aff. <i>paranae</i> Eigenmann, 1914 | | | | | X | X | X | X |
| <i>Bryconamericus</i> aff. <i>iheringii</i> (Boulenger, 1887) | X | | | X | X | | X | X |
| <i>Piabarchus stramineus</i> (Eigenmann, 1908) | X | | | X | X | | X | X |
| <i>Oligosarcus paranensis</i> Menezes & Géry, 1983 | X | | | X | X | | X | |
| <i>Piabina argentea</i> Reinhardt, 1867 | X | | | X | X | X | X | X |
| <i>Serrapinnus notomelas</i> (Eigenmann, 1915) | | | | X | | | X | X |
| Crenuchidae | | | | | | | | |
| <i>Characidium</i> aff. <i>zebra</i> Eigenmann, 1909 | | | | | X | X | X | X |
| Siluriformes | | | | | | | | |
| Heptapteridae | | | | | | | | |
| <i>Cetopsorhamdia iheringi</i> Schubart & Gomes, 1959 | | | | | X | | X | X |
| <i>Imparfinis mirini</i> Haseman, 1911 | | | | | X | X | X | X |
| <i>Phenacorhamdia tenebrosa</i> (Schubart, 1964) | | | | | X | | | X |
| <i>Pimelodella gracilis</i> (Valenciennes, 1835) | | | | | | | | X |
| <i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824) | X | | | | X | X | X | X |

| | | | | | | | | |
|--|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Trichomycteridae | | | | | | | | |
| <i>Trichomycterus davisi</i> (Haseman, 1911) | X | X | X | X | | | | X |
| Callichthyidae | | | | | | | | |
| <i>Corydoras aeneus</i> (Gill, 1858) | | | | | | | X | X |
| <i>Corydoras ehrhardti</i> Steindachner, 1910 | | | X | | | | | |
| <i>Corydoras paleatus</i> (Jenyns, 1842) | | | | | | | | X |
| Loricariidae | | | | | | | | |
| <i>Hisonotus francirochai</i> (Ihering, 1928) | | | | | | | | X |
| <i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering, 1911) | X | | X | X | X | X | X | X |
| <i>Hypostomus nigromaculatus</i> (Schubart, 1964) | | | | | X | | | |
| <i>Hypostomus strigaticeps</i> (Regan, 1908) | | | | | X | X | X | X |
| <i>Isbrueckerichthys</i> cf. <i>calvus</i> Jerep, Shibatta, Pereira & Oyakawa, 2006 | | X | | | | | | |
| <i>Neoplecostomus paranensis</i> Langeani, 1990 | X | | | | | | | |
| <i>Otothyropsis biannicus</i> Calegari, Lehmann A. & Reis, 2013 | | | | X | | | | |
| <i>Rineloricaria latirostris</i> (Boulenger, 1900) | | | X | X | | | | |
| Gymnotiformes | | | | | | | | |
| Gymnotidae | | | | | | | | |
| <i>Gymnotus omarorum</i> Richer-de-Forges, Crampton & Albert, 2009 | | | | | X | | X | X |
| <i>Gymnotus pantanal</i> * Fernandes, Albert, Daniel-Silva, Lopes, Crampton & Almeida-Toledo, 2005 | | | | | | | | X |
| <i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch & Schneider, 1801) | | | | | | | X | |
| Ciprinodontiformes | | | | | | | | |
| Poeciliidae | | | | | | | | |
| <i>Phalloceros harpagos</i> Lucinda, 2008 | | | X | X | X | | | |
| <i>Poecilia reticulata</i> * Peters, 1859 | | | | | | X | X | X |
| <i>Xiphophorus hellerii</i> * Heckel, 1848 | | | | | | | | X |
| Perciformes | | | | | | | | |
| Cichlidae | | | | | | | | |
| <i>Cichlasoma paranaense</i> Kullander, 1983 | | | | | | X | | |
| <i>Crenicichla niederleini</i> (Holmberg, 1891) | | | | | X | | X | |
| <i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824) | | | | | X | | X | X |
| <i>Oreochromis niloticus</i> * (Linnaeus, 1758) | | | | | | | | X |
| <i>Coptodon rendalli</i> * (Boulenger, 1897) | | | X | | | | | |

Appendix 1. List of examined material from the Tibagi river basin.

Characiformes: Anostomidae: *Leporinus amblyrhynchus* (MZUEL 10868). **Curimatidae:** *Steindachnerina insculpta* (MZUEL 8569, MZUEL 8596). **Parodontidae:** *Apareiodon ibitiensis* (MZUEL 8250, MZUEL 10106, MZUEL 10876, MZUEL 11012); *Apareiodon piracicabae* (MZUEL 8204, MZUEL 8217, MZUEL 8288, MZUEL 8300, MZUEL 8517, MZUEL 8598, MZUEL 10023, MZUEL 10864, MZUEL 10869, MZUEL 10991). **Characidae:** *Aphyocharax dentatus* (MZUEL 8206); *Astyanax altiparanae* (MZUEL 8629, MZUEL 8593, MZUEL 8610, MZUEL 8612, MZUEL 8221, MZUEL 8267, MZUEL 8278, MZUEL 8290, MZUEL 8502, MZUEL 8528, MZUEL 8575, MZUEL 9970, MZUEL 9990, MZUEL 10018, MZUEL 10029, MZUEL 10044, MZUEL 10111, MZUEL 10840, MZUEL 10845, MZUEL 10892, MZUEL 11000, MZUEL 11007); *Astyanax* aff. *fasciatus* (MZUEL 8174, MZUEL 8196, MZUEL 8210, MZUEL 8277, MZUEL 8281, MZUEL 8480, MZUEL 8505, MZUEL 8523, MZUEL 8574, MZUEL 8594, MZUEL 8630, MZUEL 10114, MZUEL 10849, MZUEL 10866); *Astyanax paranae* (MZUEL 8181, MZUEL 8188, MZUEL 8191, MZUEL 8197, MZUEL 8199, MZUEL 8200, MZUEL 8254, MZUEL 8257, MZUEL 8615, MZUEL 8617, MZUEL 8619, MZUEL 8621, MZUEL 8623, MZUEL 8634, MZUEL 8637, MZUEL 8640, MZUEL 8644, MZUEL 10008, MZUEL 10010, MZUEL 10015, MZUEL 10068, MZUEL 10069, MZUEL 10074, MZUEL 10080, MZUEL 10089, MZUEL 10850, MZUEL 10857, MZUEL 10861, MZUEL 10116, MZUEL 10118, MZUEL 11047, MZUEL 11048, MZUEL 11051); *Astyanax bockmanni* (MZUEL 8187, MZUEL 8214, MZUEL 8220, MZUEL 8231, MZUEL 8239, MZUEL 8269, MZUEL 8271, MZUEL 8283, MZUEL 8292, MZUEL 8306, MZUEL 8312, MZUEL 8477, MZUEL 8491, MZUEL 8494, MZUEL 8499, MZUEL 8527, MZUEL 8564, MZUEL 8573, MZUEL 8579, MZUEL 8611, MZUEL 9904, MZUEL 9971, MZUEL 9984, MZUEL 10041, MZUEL 10050, MZUEL 10051, MZUEL 10064, MZUEL 10113, MZUEL 10875, MZUEL 10898, MZUEL 10907, MZUEL 10994, MZUEL 11003, MZUEL 11010, MZUEL 11016, MZUEL 11029, MZUEL 11058, MZUEL 11066, MZUEL 11071); *Astyanax* aff. *paranae* (MZUEL 8228, MZUEL 8229, MZUEL 8236, MZUEL 8270, MZUEL 8295, MZUEL 8305, MZUEL 8316, MZUEL 9986, MZUEL 10025, MZUEL 10057, MZUEL 10061, MZUEL 10880, MZUEL 10990, MZUEL 11001, MZUEL 11018, MZUEL 11063, MZUEL 11073); *Bryconamericus* aff. *iheringii* (MZUEL 8211, MZUEL 8262, MZUEL 8299, MZUEL 8318, MZUEL 8512, MZUEL 8519, MZUEL 8531, MZUEL 8568, MZUEL 8580, MZUEL 8583, MZUEL 8627, MZUEL 9973, MZUEL 9976, MZUEL 10016, MZUEL 10030, MZUEL 10098, MZUEL 10099, MZUEL 10865, MZUEL 10881, MZUEL 10905, MZUEL 10997, MZUEL 11011); *Piabarchus stramineus* (MZUEL 8282, MZUEL 8314, MZUEL 8509, MZUEL 8516, MZUEL 8567, MZUEL 8570, MZUEL 8589, MZUEL 8601, MZUEL 8626, MZUEL 9978, MZUEL 9974, MZUEL 10022, MZUEL 10036, MZUEL 10097, MZUEL 10105, MZUEL 10863, MZUEL 10879, MZUEL 10906, MZUEL 10998, MZUEL 11008); *Oligosarcus paranensis* (MZUEL 8177, MZUEL 8284, MZUEL 8289, MZUEL 8628); *Piabina argentea* (MZUEL 8178, MZUEL 8185, MZUEL 8205, MZUEL 8213, MZUEL 8245, MZUEL 8265, MZUEL 8272, MZUEL 8279, MZUEL 8304, MZUEL 8315, MZUEL 8497, MZUEL 8515, MZUEL 8525, MZUEL 8563, MZUEL 8572, MZUEL 8578,

MZUEL 8586, MZUEL 8600, MZUEL 8605, MZUEL 9975, MZUEL 9980, MZUEL 10027, MZUEL 10042, MZUEL 10046, MZUEL 10077, MZUEL 10096, MZUEL 10100, MZUEL 10109, MZUEL 10882, MZUEL 10884, MZUEL 10894, MZUEL 10902, MZUEL 10993, MZUEL 11006, MZUEL 11015, MZUEL 11023, MZUEL 11059, MZUEL 11060); *Serrapinnus notomelas* (MZUEL 8286, MZUEL 8577, MZUEL 8602, MZUEL 8625, MZUEL 10078, MZUEL 10107, MZUEL 11013); Erithrinadae: *Hoplias malabaricus* (MZUEL 8501). **Crenuchidae:** *Characidium* aff. *zebra* (MZUEL 8203, MZUEL 8225, MZUEL 8238, MZUEL 8244, MZUEL 8276, MZUEL 8307, MZUEL 8311, MZUEL 8481, MZUEL 8487, MZUEL 8496, MZUEL 8521, MZUEL 8566, MZUEL 8584, MZUEL 8609, MZUEL 9983, MZUEL 10034, MZUEL 10043, MZUEL 10052, MZUEL 10060, MZUEL 10101, MZUEL 10112, MZUEL 10888, MZUEL 10895, MZUEL 11009, MZUEL 11017, MZUEL 11028, MZUEL 11072). **Siluriformes: Trichomycteridae:** *Trichomycterus davisi* (MZUEL 8183, MZUEL 8184, MZUEL 8189, MZUEL 8192, MZUEL 8194, MZUEL 8198, MZUEL 8201, MZUEL 8253, MZUEL 8259, MZUEL 8590, MZUEL 8613, MZUEL 8614, MZUEL 8616, MZUEL 8618, MZUEL 8620, MZUEL 8624, MZUEL 8632, MZUEL 8636, MZUEL 8638, MZUEL 8647, MZUEL 8649, MZUEL 10009, MZUEL 10011, MZUEL 10013, MZUEL 10067, MZUEL 10070, MZUEL 10073, MZUEL 10085, MZUEL 10087, MZUEL 10092, MZUEL 10115, MZUEL 10119, MZUEL 10120, MZUEL 10841, MZUEL 10842, MZUEL 10844, MZUEL 10847, MZUEL 10851, MZUEL 10856, MZUEL 10860, MZUEL 10862, MZUEL 10867, MZUEL 11046, MZUEL 11050, MZUEL 11052). **Heptapteridae:** *Cetopsorhamdia iheringi* (MZUEL 8216, MZUEL 8261, MZUEL 8302, MZUEL 8510, MZUEL 8522, MZUEL 9981, MZUEL 10094, MZUEL 10874, MZUEL 10900, MZUEL 11021, MZUEL 11022); *Imparfinis mirini* (MZUEL 8207, MZUEL 8226, MZUEL 8237, MZUEL 8242, MZUEL 8296, MZUEL 8313, MZUEL 8479, MZUEL 8488, MZUEL 8504, MZUEL 9982, MZUEL 10035, MZUEL 10045, MZUEL 10049, MZUEL 10055, MZUEL 10062, MZUEL 10076, MZUEL 10108, MZUEL 10889, MZUEL 10897, MZUEL 10903, MZUEL 11005, MZUEL 11024, MZUEL 11057, MZUEL 11061, MZUEL 11070); *Phenacorhamdia tenebrosa* (MZUEL 8308, MZUEL 8518, MZUEL 10026, MZUEL 10883); *Pimelodella gracilis* (MZUEL 10017); *Rhamdia quelen* (MZUEL 8179, MZUEL 8209, MZUEL 8227, MZUEL 8235, MZUEL 8243, MZUEL 8266, MZUEL 8275, MZUEL 8483, MZUEL 8495, MZUEL 8503, MZUEL 8508, MZUEL 8533, MZUEL 9969, MZUEL 10058, MZUEL 10059, MZUEL 10079, MZUEL 10893, MZUEL 11025, MZUEL 11053, MZUEL 11069). **Callichthyidae:** *Corydoras aeneus* (MZUEL 8287, MZUEL 8576, MZUEL 8581, MZUEL 8595, MZUEL 10031, MZUEL 10873, MZUEL 10899); *Corydoras ehrhardti* (MZUEL 8251, MZUEL 8639, MZUEL 10082, MZUEL 10855); *Corydoras paleatus* (MZUEL 8603). **Loricariidae:** *Hisonotus francirochai* (MZUEL 8218, MZUEL 8582, MZUEL 8597, MZUEL 9906, MZUEL 10020, MZUEL 10032, MZUEL 10877, MZUEL 108852); *Hypostomus ancistroides* (MZUEL 8180, MZUEL 8208, MZUEL 8215, MZUEL 8230, MZUEL 8234, MZUEL 8240, MZUEL 8252, MZUEL 8256, MZUEL 8264, MZUEL 8273, MZUEL 8285, MZUEL 8293, MZUEL 8303, MZUEL 8317, MZUEL 8484, MZUEL 8486, MZUEL 8492, MZUEL 8500, MZUEL 8514, MZUEL 8520, MZUEL 8530, MZUEL 8565, MZUEL 8571, MZUEL 8585, MZUEL 8599, MZUEL 8608,

MZUEL 8631, MZUEL 8643, MZUEL 8645, MZUEL 9967, MZUEL 9989, MZUEL 10024, MZUEL 10037, MZUEL 10038, MZUEL 10048, MZUEL 10054, MZUEL 10065, MZUEL 10071, MZUEL 10081, MZUEL 10088, MZUEL 10103, MZUEL 10110, MZUEL 10095, MZUEL 10853, MZUEL 10854, MZUEL 10870, MZUEL 10887, MZUEL 10891, MZUEL 10996, MZUEL 11004, MZUEL 11014, MZUEL 11027, MZUEL 11055, MZUEL 11064, MZUEL 11067); *Hypostomus nigromaculatus* (MZUEL 8309, MZUEL 8529); *Hypostomus strigaticeps* (MZUEL 8210, MZUEL 8212, MZUEL 8233, MZUEL 8268, MZUEL 8298, MZUEL 8485, MZUEL 8490, MZUEL 8498, MZUEL 8511, MZUEL 8524, MZUEL 9972, MZUEL 9977, MZUEL 10019, MZUEL 10028, MZUEL 10056, MZUEL 10104, MZUEL 10872, MZUEL 10886, MZUEL 10995, MZUEL 11019, MZUEL 11026, MZUEL 11054, MZUEL 11065); *Isbrueckerichthys* cf. *calvus* (MZUEL 8195, MZUEL 8202, MZUEL 8622, MZUEL 10012, MZUEL 10014, MZUEL 11049); *Neoplecostomus paranensis* (MZUEL 8182, MZUEL 10117); *Otothyropsis biamnicus* (MZUEL 8187); *Rineloricaria latirostris* (MZUEL 8186, MZUEL 8642, MZUEL 10084, MZUEL 10859). **Gymnotiformes:** **Gymnotidae:** *Gymnotus omarorum* (MZUEL 8223, MZUEL 8297, MZUEL 8507, MZUEL 8526, MZUEL 9907, MZUEL 9985); *Gymnotus pantanal* (MZUEL 10021, MZUEL 10871); *Sternopygus macrurus* (MZUEL 8280). **Ciprinodontiformes: Poeciliidae:** *Phalloceros harpagos* (MZUEL 8190, MZUEL 8193, MZUEL 8249, MZUEL 8255, MZUEL 8258, MZUEL 8633, MZUEL 8635, MZUEL 8641, MZUEL 8646, MZUEL 8648, MZUEL 10066, MZUEL 10072, MZUEL 10075, MZUEL 10083, MZUEL 10089, MZUEL 10091, MZUEL 10843, MZUEL 10848, MZUEL 10852, MZUEL 10858); *Poecilia reticulata* (MZUEL 8224, MZUEL 8232, MZUEL 8241, MZUEL 8291, MZUEL 8301, MZUEL 8319, MZUEL 8478, MZUEL 8489, MZUEL 8493, MZUEL 8506, MZUEL 8513, MZUEL 8532, MZUEL 8562, MZUEL 8592, MZUEL 8607, MZUEL 9905, MZUEL 9979, MZUEL 9988, MZUEL 10033, MZUEL 10047, MZUEL 10053, MZUEL 10063, MZUEL 10878, MZUEL 10889, MZUEL 10896, MZUEL 10908, MZUEL 10992, MZUEL 11002, MZUEL 11020, MZUEL 11056, MZUEL 11062, MZUEL 11068); *Xiphophorus hellerii* (MZUEL 8606). **Perciformes: Cichlidae:** *Cichlasoma paranaense* (MZUEL 8482); *Crenicichla niederleinii* (MZUEL 8260, MZUEL 9968, MZUEL 10904); *Geophagus brasiliensis* (MZUEL 8222, MZUEL 8263, MZUEL 8274, MZUEL 8294, MZUEL 9987, MZUEL 10040, MZUEL 10102, MZUEL 10999); *Oreochromis niloticus* (MZUEL 8591, MZUEL 8604, MZUEL 10039); *Coptodon rendalli* (MZUEL 10086, MZUEL 10093).