

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIAS PARA A SUSTENTABILIDADE
CAMPUS SOROCABA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DIVERSIDADE BIOLÓGICA E CONSERVAÇÃO

ALEXANDRE PERESSIN

**IMPACTOS DA URBANIZAÇÃO NA ICTIOFAUNA DE RIACHOS
DA PARTE SUPERIOR DA BACIA DO ALTO RIO
PARANAPANEMA (SP), BRASIL.**

SOROCABA

2013

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIAS PARA A SUSTENTABILIDADE
CAMPUS SOROCABA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DIVERSIDADE BIOLÓGICA E CONSERVAÇÃO

ALEXANDRE PERESSIN

**IMPACTOS DA URBANIZAÇÃO NA ICTIOFAUNA DE RIACHOS
DA PARTE SUPERIOR DA BACIA DO ALTO RIO
PARANAPANEMA (SP), BRASIL.**

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Diversidade Biológica e Conservação para obtenção do título de mestre em Diversidade Biológica e Conservação.

SOROCABA

2013

Peressin, Alexandre.
P437i Impactos da urbanização na ictiofauna de riachos da parte superior da bacia do Alto Rio Paranapanema (SP), Brasil / Alexandre Peressin. -- Sorocaba, 2013.
83 f.: il. (color.) ; 28 cm

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de São Carlos, *Campus* Sorocaba, 2013

Orientador: Mauricio Cetra

Banca examinadora: George Mendes Taliaferro Mattox, Giulianna Rondineli Carmassi.

Bibliografia

1. Ictiologia – Rio Paranapanema (SP). 2. Ecossistema aquático. 3. Urbanização I. Título. II. Sorocaba - Universidade Federal de São Carlos.

CDD 597

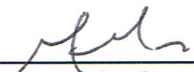
Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca do *Campus* de Sorocaba.

ALEXANDRE PERESSIN

IMPACTOS DA URBANIZAÇÃO NA ICTIOFAUNA DE
RIACHOS DA PARTE SUPERIOR DA BACIA DO ALTO RIO
PARANAPANEMA (SP), BRASIL


Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação para obtenção do título de
mestre em Diversidade Biológica e Conservação.
Universidade Federal de São Carlos.
Sorocaba, 05 de abril de 2013.

Orientador:

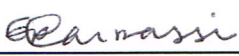


Prof. Dr. Mauricio Cetra
Universidade Federal de São Carlos – *Campus Sorocaba*

Examinadores:



Prof. Dr. George Mendes Taliaferro Mattox
Universidade Federal de São Carlos – *Campus Sorocaba*



Dra Julianna Rondineli Carmassi
Universidade Federal do Espírito Santo (UFES)

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Mauricio Cetra, meu orientador, pela criatividade e valioso conhecimento compartilhado, pelo elogio ao bom trabalho e pela crítica ao nem tão bom assim, pelos dias despendidos no seu cuidadoso processo de orientação, pela capacidade de sugerir o melhor caminho em cada situação e, enfim, pelos conselhos sempre em boa hora.

À FAPESP, pelo suporte financeiro na forma de bolsa de mestrado (Processo número 2010/13758-0) e auxílio regular (Processo número 2009/53056-8).

À CAPES, pelos primeiros 5 meses de bolsa neste projeto.

Aos meus pais, Gilberto e Natalina, a minha irmã Maíra e a minha avó, Rosa, por todo o tipo de suporte que possibilitou a chegada ao mestrado. Não há dúvidas de que não estaria aqui sem eles.

À Dr.^a Cristina Silva Gonçalves, pela leitura criteriosa deste texto, pelas sugestões e, principalmente, pelo ensino das técnicas de análise do conteúdo estomacal, fundamentais para este trabalho.

À Prof.^a Dr.^a Giulianna Rondineli Carmassi, pela correção tão criteriosa desta dissertação.

Ao Prof. Dr. George M. T. Mattox, pela participação na banca de defesa desta dissertação e, principalmente, pela contribuição e sugestões.

Ao Prof. Dr. Francisco Langeani Neto, pela identificação e tombamento dos exemplares capturados.

Ao Prof. Dr. Miguel Petrere Jr., pela sua disposição em ler criteriosamente este trabalho e fazer sugestões, transmitindo sua imensurável bagagem científica. Mas acima de tudo, gostaria de agradecer pelas suas aulas e palestras, sempre instigadoras e insubstituíveis.

Aos companheiros de coleta e laboratório Bruno e Costela (Rodrigo), pelo esforço nas coletas de campo, pela diversão, enfim, pela ajuda mútua. Um dia calcularemos quantos litros de café foram consumidos neste tempo.

Às também companheiras de coletas Fernanda e Bruna, pela ajuda nas coletas de campo e pela companhia nos congressos.

Novamente ao Costela, pela concessão de seu Gol, que como um bom sobrevivente repleto de cicatrizes encarou com garra as coletas de campo.

Ao Prof. Dr. Alexander V. Christianini, pelo seu raro senso crítico e conhecimento a nós transmitido com muita dedicação.

Ao Prof. Dr. Fernando Rodrigues da Silva, pelas sugestões e pela participação na banca de qualificação desta dissertação.

A Luciana Kawamura, secretária do PPGDBC, pela disposição e eficiência, ajudando-nos e resolvendo todos os problemas com muita agilidade.

Aos professores do PPGDBC, pela dedicação nas disciplinas, fundamentais em nossa formação.

À UFSCar e ao PPGDBC, pela estrutura de trabalho.

Ao Prof. Dr. Francisco Manoel de Souza Braga, meu orientador de iniciação científica, pela base sólida – em todos os aspectos- na minha formação ainda em curso.

Ao Prof. Dr. Alberto L. Carmassi e a Prof.^a Dr.^a Giulianna Rondineli Carmassi, sempre presentes nesta ainda pequena trajetória acadêmica.

À dr.^a Ursulla P. Souza e ao Dr. Fábio Cop Ferreira, sempre dispostos a ajudar em tudo o que for possível.

Aos amigos de república, companheiros de todas as horas, pelas incontáveis horas fazendo filosofia de boteco.

RESUMO

Ecossistemas aquáticos têm sofrido forte pressão antropogênica, que se manifesta na construção de barragens, captação de água, poluição química, destruição do ambiente de entorno, principalmente mata ripária, e alterações estruturais como canalizações e aporte de sedimentos. A assembleia de peixes pode responder de diversas formas a estas alterações ambientais, dado que as espécies possuem diferentes exigências fisiológicas e de habitats. Com isso, algumas espécies podem ser eliminadas e outras favorecidas. Cientes da necessidade de compreender e identificar o padrão das respostas da assembleia e organismos aos vetores de impacto, neste trabalho buscamos investigar como a ictiofauna responde à urbanização. Para isso, os peixes foram coletados em quatro trechos localizados em áreas urbanas e cinco localizados em áreas não urbanas, sempre em riachos da parte superior da bacia do alto rio Paranapanema. O capítulo I buscou detectar alterações nas variáveis físicas do hábitat, na estrutura e na composição da assembleia de peixes. Utilizando as variáveis ambientais, os trechos foram ordenados no sentido urbanizado-não urbanizado, sendo que estes últimos apresentaram valores maiores de sombreamento, área, substrato e vegetação de entorno. Verificamos que a estrutura da assembleia, representada pelos índices de diversidade de Shannon, equabilidade de Pielou e riqueza de Margalef, não sofreu alterações em resposta à urbanização, bem como a relação entre abundância e biomassa. No entanto, a composição da assembleia foi diferente e a riqueza estimada com base nas espécies raras foi menor nos trechos urbanos. Simultaneamente, a variação nos componentes ambientais explicou a variação na composição da assembleia. Estes resultados evidenciam um processo de substituição de espécies descrito para ambientes alterados, no qual espécies pré-adaptadas às novas condições aumentam em abundância e outras antes ausentes se estabelecem. Assim, a diversidade é mantida, porém, alterando a composição. Em geral, espécie onívoras forrageadoras de meia água foram mais abundantes em áreas urbanas, ao passo que loricarídeos e invertívoros bentônicos apresentaram maior abundância média em trechos não urbanos. No Capítulo II, o objetivo foi identificar alterações na estrutura trófica, composição do substrato, influência deste na estrutura trófica e condição corporal. Para isso, a dieta das espécies foi quantificada de acordo com o método do Grau de Preferência Alimentar (GPA) para seis itens: material vegetal, algas, detrito, invertebrados, insetos e peixe. De acordo com os itens consumidos, as espécies foram classificadas em categorias tróficas. Quatorze espécies foram consideradas invertívoras/detrítívoras, sete herbívoras/detrítívoras, sete onívoras e uma piscívora. Quatro espécies de invertívoros/insetívoros foram exclusivas de trechos não urbanos e uma dos urbanos. Três espécies herbívoras/detrítívoras foram exclusivas de riachos

do tipo não urbano, o inverso dos onívoros, com 3 espécies exclusivas de riachos do tipo urbano. A partir da classificação trófica, os trechos urbanos e não urbanos foram comparados quanto à estrutura trófica em relação à riqueza, abundância e biomassa. A abundância não foi alterada pela urbanização, no entanto a riqueza e a biomassa diferiram entre os tipos de riacho. A composição do substrato, que foi diferente entre os tipos de riacho, esteve positivamente relacionada com a riqueza de invertívoros/insetívoros, de herbívoros/detrítívoros e negativamente relacionada com a biomassa de onívoros. Estes resultados ilustram um processo intrincado de relações entre a disponibilidade de alimentos, plasticidade trófica e hábitos de forrageamento das espécies. Sabe-se que substratos como rochas, galhos e troncos são úteis como superfície de crescimento de algas do perifíton e também como abrigos para macroinvertebrados aquáticos. Desse modo, alterações na composição do substrato podem modificar a disponibilidade de recursos para determinadas espécies, dependentes de algas e invertebrados aquáticos, especialmente insetos imaturos. Os onívoros, por sua vez, podem encontrar outras fontes de recurso devido a sua conhecida plasticidade trófica. De maneira geral, praticamente todas as espécies ausentes dos trechos urbanos possuem alguma especialização trófica e costumam ser dependentes do substrato para o forrageamento. Por outro lado, as espécies que ocorreram apenas nos trechos urbanos são forrageadoras de meia água, não dependentes do substrato e com alta plasticidade na dieta. Esta conclusão foi amparada pela análise da condição corporal de *Astyanax fasciatus*, um onívoro nectônico que, quando teve descontado o comprimento do corpo, apresentou maior peso médio nos trechos urbanos.

Palavras chave: Ictiofauna. Riachos urbanos. Urbanização. Composição da assembléia. Estrutura da assembléia. Categorias tróficas. Estrutura trófica. Condição corporal.

ABSTRACT

Aquatic ecosystems have suffered strong anthropogenic pressure, through the construction of dams, water exploitation, chemical pollution, destruction of the surrounding environment, especially riparian vegetation, and structural changes such as channeling and siltation. Fish assemblages may respond in different ways to these environmental changes, because species exhibit different constraints, *e.g.*, habitat demands, physiological tolerance. Thus, some species may be favored in detriment of others. Aware of the need to understand and identify the patterns response of fish assemblages and individual organisms to impact factors, this study aimed to investigate how fish biodiversity (*i.e.*, assemblages and population-scale) respond to urbanization. Fish samples were collected in four stretches located in urban areas and six located in non-urban areas of the upper Paranapanema river basin. Chapter I focused on detecting changes in physical habitat variables, structure and composition of the fish assemblage. Multivariate analyses ordered stretches in a urbanized – non urbanized gradient. Non urbanized stretches exhibited greater values of shading, vegetated surrounding and coarser substrate. Assemblage structure, *i.e.*, Shannon diversity index, Pielou evenness and Margalef richness, did not change in response to urbanization, as well as the relationship between abundance and biomass. In contrast, assemblages composition was different, as well as richness estimates based on rare species, which was lower in urban stretches. The patterns herein obtained illustrate the process of species replacement, already demonstrated in disturbed environments, in which species pre-adapted to the new conditions increase in abundance, while others previously absent establish successfully. Therefore, diversity values maintain, but composition varies. In general, midwater omnivorous species were more abundant in urban areas, while loricarids and benthic invertivores presented higher average abundance in nonurban stretches. Chapter II aimed to identify changes in the trophic structure, substrate composition and its influence on trophic structure and body condition. For this, species diet was quantified according to the Degree of Food Preference (DFP) method, based on six items: plant material, algae, detritus, invertebrates, insects and fish. According to the items consumed, species were classified in trophic groups. Fourteen species were considered invertivorous/detritivorous, seven herbivorous/detritivorous, seven omnivorous and one piscivorous. Four invertivores/insectivores were exclusive of nonurban stretches and one species exclusive of urban stretches. Three herbivores/detritivores were exclusive of the nonurban stretches, whereas three omnivores were exclusive to urban stretches. Trophic structure richness, abundance and biomass were compared between urban and nonurban

stretches. Abundance was not affected by urbanization, whereas richness and biomass varied between stretch groups. Substrate composition differed according to stretch type, and was positively related to invertivores/insectivores and herbivore/detritivores richness, whereas negatively related to omnivore biomass. These results suggest complex relationships between food availability, trophic plasticity and species foraging habits. It is known that coarser substrates such as rocks, branches and trunks are useful as surface for periphyton algae growth as well as shelters for aquatic macroinvertebrates. Thus, changes in substrate may alter resources availability for certain species. Omnivores, in turn, can find other sources of food items due to its trophic plasticity. In general, almost all species absent from urban stretches exhibit some trophic specialization and often depend on heterogeneous substrate for foraging. Moreover, species exclusive to urban stretches are mid-water foragers that do not depend on substrate and present high trophic plasticity. Our conclusions were supported by *Astyanax fasciatus* body condition analysis, an omnivorous nektonic species which demonstrated higher mean weight in urban stretches, when discounted length.

Keywords: Assemblage composition. Body condition. Ichthyofauna. Assemblages structure. Trophic categories. Trophic structure. Urban stretches. Urbanization.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO I

- Figure 1. Stretches sampled in the towns of Pilar do Sul (PS) and São Miguel Arcanjo (SMA) (SP). The gray area represents the urban sprawl 26
- Figure 2. Rarefaction for points located in urban and non-urban areas. The middle lines represents the estimated value and the ellipses indicate the confidence interval (CI). U=Urban stretches e NU=Non urban stretches 32
- Figure 3. Abundance (interrupted line) and biomass (uninterrupted line) for the species in order of importance in urban (U) and non-urban (NU) stretches 33
- Figure 4. Representation of the first two components of the Principal Component Analysis (PCA), with ten sample points and seven environmental variables. Together components 1 and 2 represent 66.85% of the variance. Urban stretches = U and non-urban stretches = NU 34
- Fig 5. Representation of the first two axes of the Detrended Correspondence Analysis (DCA), drawn from the matrix of species abundance. Urban stretches = U and non-urban stretches = NU 35
- Figure 6. Regression between the axis 1 of the PCA, which summarizes the environmental variables, and axis 1 of the the DCA, which represents the assemblage composition of each sample point ($r = 0.86$, $p < 0.01$) 37

CAPÍTULO II

- Figura 1. Trechos amostrados nas cidades de Pilar do Sul (PS) e São Miguel Arcanjo (SMA) (SP). U=trechos urbanos e NU=trechos não urbanos 53
- Figura 2. Análise de Componentes Principais para a dieta das 28 espécies analisadas. Espécies de uma mesma categoria trófica estão encerradas em polígonos (Her/Det= Herbívoros/Detrítívoros; Inv/Ins= Invertívoros/Insetívoros; Oni= Onívoros). Para os códigos das espécies, ver tabela 2 59
- Figura 3. Escalonamento multidimensional não métrico dos trechos de coleta de acordo com a composição do substrato. U=trechos urbanos; NU= trechos não urbanos 60

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I

Table 1. Stream type, municipality (PS = Pilar do Sul, SMA = Sao Miguel Arcanjo) and geographical location of the sampled streams in the upper portion of the Upper Paranapanema River basin	27
Table 2. Ichthyofauna in order of abundance by sampling stretch. U=Stretches in urban areas, NU=Stretches in non urban areas and N = Abundance	31
Table 3. Shannon diversity (H'), Margalef richness and Pielou evenness (J') for nine stretches sampled	32
Table 4. Environmental descriptors for 4 urban stretches (U) and 5 non urban stretches. MS = margin stability, SV = surrounding vegetation, H'V = velocity diversity, MH = meso-habitats, SUB = substrate, SHA = Shading	33
Table 5. Non parametric multivariated analisys of variance (Permanova) for abundance species matrix of urban and non urban stretches. F= statistical test, TSQ = total sum of squares; WGSQ = within group sum of squares; P= probability value	35
Table 6. Analysis of percentage of similarity (SIMPER), with mean abundance of each species in urban (U) and non-urban (NU) streams, mean dissimilarity (D), ratio of dissimilarity and standard deviation (D/SD); contribution (% Cont) and accumulated dissimilarity (DA -%)	36

CAPÍTULO II

Tabela 1. Tipo do trecho, município (PS=Pilar do Sul, SMA=São Miguel Arcanjo), e localização geográfica dos riachos amostrados na parte superior da bacia do alto rio Paranapanema	53
Tabela 2. Valores de GPA por espécie (MV= Material vegetal; Alg=Algas; Det=Detrito; Inv = Invertebrados; Ins=Insetos; Pei=Peixe), ocorrência em trechos urbanos (U) e não urbanos (NU), categoria trófica das espécies (CT) e número de estômagos analisados (N)	58
Tabela 3. Análise de variância multivariada não paramétrica (Permanova) para as categorias tróficas da ictiofauna capturada nos trechos de riachos. F=estatística de teste, SQT=soma dos quadrados totais; SQG= soma dos quadrados dentro dos grupos	59
Tabela 4. Análise de variância multivariada não paramétrica (Permanova) para riqueza, abundância e densidade das 5 categorias tróficas encontradas nos trechos de riachos do tipo urbano e não urbano. F=estatística de teste, SQT=soma dos quadrados totais; SQG= soma dos quadrados dentro dos grupos; P= valor exato de probabilidade. * indica valores de p significativos	59
Tabela 5. Análise de variância multivariada não paramétrica (Permanova) para composição substrato nos trechos de riachos do tipo urbano e não urbano. F=estatística de teste, SQT=soma dos quadrados totais; SQG= soma dos quadrados dentro dos grupos; P= valor exato de probabilidade. * indica valores de p significativos	60
Tabela 6. Relações entre composição do substrato, riqueza e biomassa de três categorias tróficas. r= coeficiente de correlação e p= valor exato da probabilidade. * indica valores de p significativos	61
Tabela 7. Análise de covariância (ANCOVA) para o peso total de <i>Astyanax fasciatus</i> . A variável dependente é o peso total, a covariável é o comprimento total e o fator é o tipo de riacho (urbano ou não urbano). SQ=soma dos quadrados; Gl=graus de liberdade; QM=quadrado médio; F=estatística de teste; P= valor exato de probabilidade; e CT=Comprimento total. * indica valores de p significativos	61
Tabela 8. Média, média ajustada e inclinação da reta para o peso total de <i>Astyanax fasciatus</i> , em trechos urbanos e não urbanos	61

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	12
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	16
CAPÍTULO I	21
RESUMO	22
ABSTRACT	23
INTRODUCTION.....	24
METHODOLOGY.....	25
Study Area	25
Data Collection	25
Data Analysis	29
RESULTS.....	30
DISCUSSION.....	37
REFERENCES.....	41
CAPÍTULO II	47
RESUMO.....	48
ABSTRACT.....	49
INTRODUÇÃO.....	50
METODOLOGIA.....	52
Área De Estudos	52
Coleta De Dados	52
Análise De Dados	55
RESULTADOS.....	57
DISCUSSÃO.....	61
CONCLUSÃO.....	65
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	65
APÊNDICES	72

INTRODUÇÃO GERAL

Ecossistemas aquáticos são os ambientes mais ameaçados do mundo pela ação antrópica, sofrendo impactos como poluição química, perda da diversidade de habitats, corte da mata ciliar, barramentos do curso principal, alterações estruturais do canal e introdução de espécies exóticas (Karr & Chu, 2000), que já causaram a extinção de 20% das espécies de água doce (Reis *et al.*, 2003). Este panorama de degradação não é diferente na América do Sul, continente onde a ameaça é constante, devido principalmente à produção de alimentos e geração de energia (Barletta *et al.*, 2010). Tal degradação de habitats aquáticos é especialmente relevante quando considerados os riachos, ambientes cuja ictiofauna tem o alto grau de endemismo como uma de suas características (Buckup, 1999).

Compreender os fatores que determinam a estrutura de uma comunidade é um grande desafio em direção ao entendimento dos efeitos causados pelo impacto humano. De acordo com o conhecimento atual, existem dois tipos de comunidades: aquelas controladas por fundação e as controladas por dominância. A primeira é caracterizada por espécies com grande potencial de colonização e capacidade competitiva semelhante. A segunda, por sua vez, é composta por espécies cuja capacidade de colonização é inversamente proporcional à sua capacidade competitiva, ou seja: sua estrutura é moldada pelas interações bióticas entre as espécies. Comunidades reais, no entanto, dificilmente podem ser alocadas estritamente em uma dessas classificações, sendo mais comum estarem compreendidas em um gradiente entre estes dois tipos (Begon *et al.*, 2007).

Os fatores que regulam a constituição de uma comunidade são, na ordem, restrições de dispersão, restrições ambientais e dinâmicas interespecíficas. Isso significa que uma espécie só será capaz de se manter numa comunidade se ela conseguir alcançar o local, se existirem condições e recursos e se não for eliminada por um predador, competidor ou parasito (Begon *et al.* 2007).

Para peixes, alguns trabalhos têm apontado relações entre a assembléia e características ambientais em rios tropicais (Lowe-McConnell, 1999; Goulding, 1980). É crescente entre ecólogos a visão de que fatores históricos e regionais, bem como relações bióticas entre as espécies moldam a comunidade local (Hugueny *et al.*, 2010). A estrutura de assembléias de peixes de água doce é determinada por fatores estocásticos e determinísticos (Grossman *et al.*, 1998), cuja influencia de cada um dependente da escala espacial e temporal do estudo (Jackson *et al.*, 2001). Riachos também estão sujeitos a bruscos pulsos de inundação (além daqueles sazonais de verão/inverno) que desalojam os organismos aquáticos, aumentam a mortalidade, carregam sedimentos e reestruturam os habitats, diminuindo a

disponibilidade de recursos alimentares e influenciando a intensidade de interações bióticas envolvendo os peixes (Dudgeon, 1993). Como resultado, populações de peixes de riachos estão sujeitas a grandes flutuações. Enquanto sistemas abertos, as assembléias ícticas estão sujeitas a fatores como clima, migração e variações na competição, sendo que em riachos a riqueza de espécies é inversamente proporcional ao distúrbio ambiental sofrido (Oberdorff *et al.*, 2001). Esta relação sugere que a extinção e recolonização são processos importantes na estruturação da assembléia de peixes de riachos (Horwitz, 1979).

Em escalas mais abrangentes, é reconhecido que o papel de fatores determinísticos sobrepõe os fatores aleatórios (Petry *et al.*, 2003). Em médias elevações, riachos têm uma geomorfologia bem definida, com poções e corredeiras claramente delimitados e alta diversidade de substratos, de modo que as espécies tendem a estar distribuídas neste gradiente de meso-habitats. Diversos fatores podem ser apontados como responsáveis pelos padrões de estruturação da assembléia e da riqueza de espécies. Entre os mais consistentes estão a área da bacia, a ordem do riacho, sua largura, elevação, velocidade da água, profundidade, temperatura, condutividade, heterogeneidade de habitats, regime de fluxo de água e ecorregião (Marsh-Matthews & Matthews, 2000; Tejerina-Garro *et al.*, 2005).

Não obstante o nível de distúrbio e a heterogeneidade ambiental, a riqueza também é influenciada pela proximidade do canal principal. Riachos que drenam diretamente para rios maiores possuem mais espécies que outros do mesmo tamanho afluentes em riachos de menor ordem (Agostinho & Penczak, 1995; Pavanelli & Caramaschi, 2003). Suarez *et al.*, (2001) afirmam que a proximidade de ambientes que funcionam como fontes de espécies pode determinar a riqueza, ao passo que a abundância é determinada pelas características do habitat.

Uma das metas principais da ecologia é entender os mecanismos que permitem a coexistência de espécies em assembléias (Herder & Freyhoff, 2006), sendo a estrutura trófica um elemento central nesta busca. No entanto, as informações sobre estrutura trófica de peixes de riachos são reduzidas quando comparadas a informação existente para grandes rios e represas (Esteves & Aranha, 1999).

A dieta dos peixes é uma interação entre preferência e acessibilidade ao recurso (Angermeier & Karr, 1983). Essa preferência é determinada por uma interação entre a história evolutiva da espécie (evidenciada pela morfologia e fisiologia), o ambiente no qual ela vive e o seu comportamento (Lowe McConnell, 1999). Considerando que os peixes convivem com grande flutuação sazonal e espacial (Power, 1983), a disponibilidade de alimentos é variável, dependendo da vazão, morfologia do canal, atributos físicos e químicos e interações bióticas

(Esteves & Aranha, 1999), a ausência de especialização alimentar pode ser encontrada, como verificado por Lowe McConnell (1999).

Há ampla menção na literatura acerca de preferência de peixes de riachos por itens alimentares alóctones (Mazzoni *et al.*, 2010; Herder & Freyhof, 2006; Casatti, 2002). No entanto, não são raros os estudos que relatam preferência por itens autóctones (Casatti *et al.*, 2003; Ferreira, 2007). De fato, a dieta dos peixes é bastante plástica (Lowe-McConnell, 1999; Abelha *et al.*, 2001), e os itens consumidos variam de acordo com a disponibilidade (Gomieiro & Braga, 2008), que por sua vez depende das flutuações ambientais (Esteves & Aranha, 1999). Em geral, insetos terrestres são recursos bastante importantes para peixes em riachos (Deus & Petrere Junior, 2003; Lowe McConnell, 1999). Outros invertebrados como moluscos e crustáceos também são freqüentes na dieta desses peixes. O perifíton constitui uma fonte importante de recursos, havendo inclusive espécies especializadas neste tipo de dieta. O consumo de material vegetal oriundo de plantas vasculares terrestres também é comum, embora poucas espécies tenham como hábito consumir tecidos não reprodutivos, que geralmente são consumidos na forma de detritos. Peixes de hábito alimentar piscívoro frequentemente estão presentes, embora menos abundantes (Winemiller *et al.*, 2008).

As cadeias tróficas de riachos tem geralmente três ou quatro níveis tróficos (Winemiller & Pianka, 1990). Os grupos tróficos mais comuns são os consumidores de insetos aquáticos, insetívoros generalistas, pastadores de algas, onívoros, herbívoros consumidores de material vegetal alóctone e piscívoros (Angermeier & Karr, 1983).

Independente da preferência dos peixes, a cadeia alimentar em riachos parece depender de recursos alóctones. Como são ambientes com baixa produção primária (Allan, 1995) este aporte é importante não apenas para o consumo direto dos peixes, mas também constitui, direta ou indiretamente, fonte de alimento aos invertebrados aquáticos, formando a base da cadeia alimentar (Walker *et al.*, 1990). Considerando tal dependência dos riachos em relação aos itens alóctones, provenientes em grande parte da mata ripária, o desmatamento pode impactar seriamente a ictiofauna (Bojsen & Barriga, 2002; Lowe McConnell, 1999; Lorion & Kennedy, 2009), dado que as características do entorno alteram a disponibilidade de alimento (Silva *et al.*, 2012).

Devido à manutenção da complexidade e heterogeneidade do ambiente aquático (Lima-Jr. *et al.*, 2006) em riachos com boas condições de integridade física e biótica, espera-se que nas assembléias de peixes encontrem-se espécies nativas distribuídas em várias classes de tamanho, estrutura trófica balanceada (Lyons *et al.*, 1995), alta riqueza de espécies e distribuição do número de indivíduos por espécie relativamente uniforme (Magurran &

Phillip, 2001). A diversidade de espécies é maior em ambientes não alterados, porque além de apresentarem maior disponibilidade de habitats, também há menor variação das condições ambientais (Wichert & Rapport, 1998) e maior de disponibilidade de alimento para os peixes, tal qual insetos aquáticos (Winemiller *et al.*, 2008).

Os impactos mais comuns da urbanização são modificações do canal e das margens, fragmentação do habitat por barramentos, regulação do fluxo e poluição química e orgânica da água (Tejerina- Garro *et al.*, 2005). Conseqüentemente, à medida que a influência antrópica aumenta, as espécies mais sensíveis tendem a desaparecer e a estrutura trófica é simplificada (Casatti *et al.*, 2012). Assim, no caso de grandes impactos no ambiente, a tendência é que permaneçam as espécies mais tolerantes e as exóticas passem a representar a maioria dos indivíduos da ictiofauna (Lyons *et al.*, 1995). Entre os vetores de impacto gerados pela urbanização, a degradação da vegetação ripária merece atenção especial. Sua remoção altera a velocidade de deslocamento da água da chuva para o riacho, resultando em aumento da erosão no entorno e conseqüente sedimentação no canal. Este processo elimina sítios importantes de alimentação e desova (Casatti *et al.*, 2006) e pode inclusive afetar a fisiologia dos peixes, devido aos efeitos da matéria particulada nas brânquias (Mol & Ouboter, 2004; Wantzen, 2006). Aumento da incidência de luz, de temperatura (Biggs *et al.*, 2005; Neill *et al.*, 2001), perda de fontes alóctones de energia e de componentes estruturais como galhos, que mantém a heterogeneidade do canal, também são conseqüências negativas do desmatamento de entorno. Esta perda de fontes alóctones de energia é especialmente preocupante quando se considera que muitos riachos são sistemas heterotróficos e dependentes de fontes externas de energia. O aumento da incidência de luz somado à diminuição na quantidade de recursos alóctones provoca mudanças na cadeia alimentar, que passa a ser baseada em algas (Ramirez *et al.*, 2008).

O continente sul americano abriga em torno de 1500 espécies de Characiformes, 1400 de Siluriformes, 180 de Gymnotiformes, 400 de Cyprinodontiformes e 450 de Perciformes (Lévêque *et al.*, 2008), suficientes para torná-lo o continente com maior diversidade de espécies de peixes no mundo. A maior parcela desta diversidade está presente nas bacias dos rios Amazonas e do Prata, da qual faz parte o sistema do alto rio Paraná, que abriga 310 espécies de peixes distribuídas em 11 ordens e 38 famílias (Langeani *et al.*, 2007). Neste sistema está inserido o rio Paranapanema, um dos principais afluentes do rio Paraná no estado de São Paulo, junto aos rios Grande e Tietê (Oyakawa & Menezes, 2011). Levantamento realizado por Castro *et al.* (2003) em 17 trechos de riachos da bacia do rio Paranapanema, todos com ordem variando de 1 a 3, encontrou 52 espécies, sendo que as 10

mais abundantes pertencem a quatro categorias tróficas: onívoros nectônicos, invertívoros bentônicos, perifívoros e onívoros bentônicos. Cetra *et al.* (2012) coletaram 28 espécies em 8 trechos do alto Paranapanema e Cionek *et al.* (2012) registraram 10 espécies em riachos de primeira ordem. Em todos os levantamentos predominam os Characiformes e Siluriformes, seguidos por Gymnotiformes, Perciformes, Cyprinodontiformes e Synbranchiformes. Nesta bacia, ainda são comuns as espécies não descritas taxonomicamente, sendo que Castro *et al.*, (2003) registraram 8 espécies não descritas em um total de 52 espécies coletadas.

Entender os efeitos de pequena e grande escala nas condições abióticas é fundamental para uma compreensão mais completa da ecologia do ecossistema e, por sua vez, para o estabelecimento de um manejo efetivo (Barletta *et al.*, 2008). No mais, estratégias de conservação bem sucedidas requerem uma compreensão clara dos fatores socioeconômicos atuando como forças de degradação, bem como das respostas dos ecossistemas a essas forças (Ramirez *et al.*, 2008). Por isso, neste estudo pretendemos verificar as alterações provocadas pela urbanização na estrutura e composição das assembléias, na dieta, na estrutura trófica e na condição corporal da ictiofauna.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abelha, M.C.F., Agostinho, A.A. & Goulart, E. 2001. Plasticidade trófica em peixes de água doce. *Acta Scientiarum*, 23:425-434.
- Agostinho, A.A., & Penczak, T. 1995. Populations and production of fish in two small tributaries of the Paraná River, Paraná, Brazil. *Hydrobiologia* 312:153–166.
- Allan, J. D. 1995. *Stream Ecology: structure and function of running water*. New York: Chapman & Hall.
- Angermeier, P. L. & Karr, J. R. 1983. Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. *Environmental Biology of Fishes*, 9(2):117-35.
- Barletta M., A.J. Jaureguizar, 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. Fabré, 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.
- Barletta, M., C.S. Amaral, M.F.M. Correa, F. Guebert, D.V. Dantas, L. Lorenzi & U. Saint-Paul. 2008. Factors affecting seasonal variations in demersal fish assemblages at an ecocline in a tropical-subtropical estuary. *Journal of Fish Biology* 73:1314–1336.

- Begon, M, Townsend, C.R., Harper, J. 2007. *Ecologia: de indivíduos a ecossistemas*. ArtMed, Porto Alegre, 4ed, 752 p.
- Biggs, T. W., T. Dunne & L.A. Martinelli. 2005. Natural controls and human impacts on stream nutrient concentrations in a deforested region of the Brazilian Amazon basin. *Biogeochemistry*, 68:227–257.
- Bojsen, B. H., & Barriga, R. 2002. Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. *Freshwater Biology*, 47:2246–2260, 2002.
- Buckup, P. A. 1999. Sistemática e biogeografia de peixes de riachos, Pp 91-138. Em: Caramaschi, E. P.; R. Mazzoni & P.R. Peres-Neto. *Ecologia de peixes de riachos*. Série Oecologia Brasiliensis, v.VI, PPGE-UFRJ. Rio de Janeiro, Brasil.
- Casatti, L., F.B. Teresa, T. Gonçalves-Souza, E. Bessa, A.R. Manzotti, C.S. Gonçalves & J.O. Zeni. 2012. From forests to cattail: how does the riparian zone influence stream fish? *Neotropical Ichthyology*, 10(1):205-214.
- Casatti, L., H.F. Mendes & K.M. Ferreira. 2003. Aquatic Macrophytes As Feeding Site For Small Fishes In The Rosana Reservoir, Paranapanema River, Southeastern Brazilian *Journal of Biology*, 63(2):213-222.
- Casatti, L. 2002. Alimentação dos peixes em um riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, Bacia do Alto Rio Paraná, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica*, 2:1-14.
- Castro, R.M.C., L. Casatti, H.F. Santos, K.M. Ferreira, A.C. Ribeiro, R.C. Benine, G.Z.P. Dardis, A.L.A. Melo, R. Stopoglia, T.X. Abreu, F.A. Bockmann, M. Carvalho, F.Z. Gibran and F.C.T. Lima. 2003. Estrutura e Composição da ictiofauna de riachos do rio Paranapanema, Sudeste e Sul do Brasil. *Biota Neotropica* 3(1):1-31.
- Cetra M., W. Barrella, F. Langeani Neto, A.G. Martins, B.J. Mello and R.S. Almeida. 2012. Fish fauna of headwater streams that cross the Atlantic Forest of south São Paulo state. *Check List* 8(3):421-425.
- Cionek, V.M., P.A. Sacramento, N. Zanatta, R.P. Ota, D.F. Corbetta & E. Benedito. 2012. Fishes from first order streams of lower Paranapanema and Ivaí rivers, upper Paraná River basin, Paraná, Brazil. *Check List*, 8(6):1158–1162.
- Deus, C. P. & M. Petrere-Junior. 2003. Seasonal diet shifts of seven fish species in an atlantic rainforest stream in southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 63(4):579-588.
- Dudgeon, D. 1993. The effects of spate-induced disturbance, predation and environmental complexity on macroinvertebrates in a tropical stream. *Freshwater Biology*, 30:189–197.
- Esteves, K. E. & J.MR. Aranha. *Ecologia trófica de peixes de riachos*, Pp. 157-182. Em: Caramaschi, E.P., R. Mazzoni, C.R.S.F. Bizerril & P.R. Peres-Neto (Eds.). *Ecologia de Peixes*

de Riachos: Estado Atual e Perspectivas. Rio de Janeiro, PPGEUFRJ, *Oecologia Brasiliensis*, VI.

Ferreira, K.M. 2007. Biology and ecomorphology of stream fishes from the rio Mogi-Guaçu basin, Southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 5(3):311-326.

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(1). Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v8n1/en/abstract?article+bn00608012008>>.

Goulding, M. 1980. *The fishes and the forest: explorations in Amazon natural history*. University of California Press, Berkeley, 280 p.

Grossman, G.D., R.E. Ratajczak, M. Crawford & M.C. Freeman. 1998. Assemblage organization in stream fishes: Effects of environmental variation and interspecific interactions. *Ecological Monographs*, 68: 395–420.

Herder, F. & Freyhoff, J. 2006. Resource partitioning in a tropical fish assemblage. *Journal of Fish Biology*, 69:571–589.

Horwitz, R.J. 1979. Temporal variability patterns and distributional patterns of stream fishes. *Ecological Monographs*, 48:307-321.

Hugueny, B.; T. Oberdorff and P.A. Tedesco. 2010. Community Ecology of River Fishes: A Large-Scale Perspective, Pp. 1–34. Em: D. A. Jackson and K. B. Gido. *Community ecology of stream fishes: concepts, approaches, and techniques*. American Fisheries Society, Symposium 73, Bethesda, Maryland.

Jackson, D.A., P.R. Peres-Neto & J.D. Olden. 2001. What controls who is where in freshwater fish communities – the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58:157–170.

Karr, J.R. & E.W. Chu. 2000. Sustaining living Rivers. *Hydrobiologia*, 422/423:1–14.

Langeani, F., R.M.C. Castro, O.T. Oyakawa, O.A. Shibatta, C.S. Pavanell & L. Casatti. 2007. Ichthyofauna diversity of the upper rio Paraná: present composition and future perspectives. *Biota Neotropica*, 7(3). Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br/v7n3/pt/abstract?article+bn03407032007>.

Lévêque, C., T. Oberdorff, D. Paugy, M.L.J. Stiassny & P.A. Tedesco. 2008. Global diversity of fish (PISCES) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595:545-567.

Lima-Jr., S. E., I.B. Cardone & R. Goitein. 2006. Fish assemblage structure and aquatic pollution in a Brazilian stream: some limitations of diversity indices and models for environmental impact studies. *Ecology of Freshwater Fish*: 15(1):284-290.

- Lorion, C. M. & B.P. Kennedy. 2009. Riparian forest buffers mitigate the effects of deforestation on fish assemblages in tropical headwater streams. *Ecological Applications*, 19(2):468–479.
- Lowe-McConnell, R. H. 1999. *Estudos ecológicos em comunidades de peixes tropicais*. São Paulo: Editora USP, 535p.
- Lyons, J., S. Navarro-Pérez, P.A. Cochran, C. Santana & M. Guzmán-Arroyo. 1995. Index of biotic integrity based on fish assemblages for the conservation of streams and rivers in west-central México. *Conservation Biology*, 9(3):569-584.
- Magurran, A. E. & D.A.T. Phillip. 2001. Implications of species loss in freshwater fish assemblages. *Ecography*, 24(6):645-650.
- Marsh-Matthews E. & W.J. Matthews. 2000. Geographic, terrestrial and aquatic factors: which most influence the structure of stream fish assemblages in the midwestern United States? *Ecology of Freshwater Fish*, 9: 9–21.
- Mazzoni, R., L.L. Nery & R. Iglesias-Rios. 2010. Ecologia e ontogenia da alimentação de *Astyanax janaeirensis* (Osteichthyes, Characidae) de um riacho costeiro do Sudeste do Brasil. *Biota Neotropica*, 10(3):53-60.
- Mol, J. H., & P.E. Ouboter. 2004. Downstream effects of erosion from small-scale gold mining on the instream habitat and fish community of a small Neotropical rainforest stream. *Conservation Biology*, 18:201–214.
- Neill, C., L.A. Deegan, S.M. Thomas & C.C. Cerri. 2001. Deforestation for pasture alters nitrogen and phosphorus in small Amazonian streams. *Ecological Applications*, 11:1817–1828.
- Oberdorff, T., B. Hugueny, A. Compin & D. Belkessam. 1998. Non-interactive fish communities in the coastal streams of northwestern France. *Journal of animal ecology*, 67:472-484.
- Oyakawa, O.T. & N.A. Menezes. 2011. Checklist dos peixes de água doce do Estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica*, 11(1a): Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1a/pt/abstract?inventory+bn0021101a2011>.
- Pavanelli, C.S. & E.P. Caramaschi. 2003. Temporal and spatial distribution of the ichthyofauna in two streams of the Upper Rio Paraná Basin. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 46:271–280.
- Petry P., P.B. Bayley & D.F. Markle. 2003. Relationships between fish assemblages, macrophytes and environmental gradients in the Amazon River floodplain. *Journal of Fish Biology*, 63:547–579.

- Power M.E. 1983. Grazing responses of a tropical freshwater fishes to different scales of variation in their food. *Environmental Biology of Fishes*, 9(2):103-115.
- Ramírez, A., C.M. Pringle & K.M. Wantzen. 2008. Tropical stream conservation, Pp 285-300. Em: Dudgeon, D. (Ed.). *Tropical Stream Ecology*. Amsterdam, Academic Press, 370p.
- Reis, R. E., S. O. Kullander & C. J. Ferraris, Jr. (eds.). 2003. Check list of the freshwater fishes of South and Central America. Editora da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil.
- Silva, J.C., R.L. Delariva & K.O. Bonato. 2012. Food-resource partitioning among fish species from a first-order stream in northwestern Paraná, Brazil, *Neotropical Ichthyology*, 10(2).
- Suarèz, Y.M., M. Petrere Jr. & A.C. Catella. 2001. Factors determining the structure of Fish communities in Pantanal lagoons (MS, Brazil). *Fisheries Management and Ecology*, 8:173-186.
- Tejerina-Garro, F.L, M. Maldonado, C. Ibañez, D. Pont, N. Roset & T. Oberdorff. 2005. Effects of Natural and Anthropogenic Environmental Changes on Riverine Fish Assemblages: a Framework for Ecological Assessment of Rivers. *Brasilian Archives of Biology and Technology*, 48(1):91-108.
- Walker I., P. Henderson & P. Sterry. 1990. On the patterns of biomass transfer of the benthic fauna in a Amazonian blackwater river, as evidenced by P32 label experiment. *Hydrobiologia*, 12:23-34.
- Wantzen, K.M. 2006. Physical pollution: effects of gully erosion in a tropical clear-water stream. *Aquatic Conservation* 16, 733–749.
- Wichert, G. A. & D.J. Rapport. 1998. Fish community structure as a mesure of degradation and rehabilitation of riparian systems in an agricultural drainage basin. *Environmental Management*, 22(3):425-443.
- Winemiller, K. O., A.A. Agostinho & E.P. Caramaschi. 2008. Fish ecology in tropical streams. Pp. 336-346, 2008. *In*: Dudgeon, D. (Ed.). *Tropical Stream Ecology*. Amsterdam, Academic Press, 370p.
- Winemiller, K.O. & E.R. Pianka. 1990. Organization in natural assemblages of desert lizards and tropical fishes. *Ecological Monographs*, 60, 27–55, 1990.
- .

CAPÍTULO I

RESPONSES OF THE ICHTHYOFAUNA TO URBANIZATION IN STREAMS OF THE UPPER PARANAPANEMA RIVER BASIN (STATE OF SÃO PAULO, BRAZIL)

MANUSCRITO SUBMETIDO AO PERIÓDICO NEOTROPICAL ICHTHYOLOGY

RESUMO

O foco de manejo de cursos d'água tem sido a poluição química, no entanto, é conhecido que alterações estruturais de habitat podem representar sérias conseqüências para a ictiofauna. Neste trabalho buscamos avaliar impactos da urbanização, comparando as características ambientais dos riachos, a estrutura e composição da ictiofauna. Utilizamos para isso quatro trechos amostrais localizados em áreas urbanas e seis em áreas não urbanas, situados na parte superior da bacia do alto rio Paranapanema. Utilizando as variáveis ambientais, os trechos foram ordenados no sentido urbanizado - não urbanizado, sendo que estes últimos apresentaram valores maiores de sombreamento, área, substrato e vegetação de entorno. A estrutura da ictiofauna, representada por índices de diversidade, riqueza e equabilidade, bem como a relação entre abundância e biomassa (curva ABC) não diferiram entre os tipos de riacho. No entanto, a composição da ictiofauna foi diferente e a riqueza estimada com base nas espécies raras foi maior em riachos não urbanos. Estes resultados ilustram um processo de substituição de espécies em assembleias sujeitas a alterações ambientais, no qual diversas espécies mais exigentes quanto ao habitat são substituídas por outras mais tolerantes, mantendo a estrutura semelhante, porém alterando a composição. De maneira geral, a resposta de cada espécie esteve relacionada com os hábitos de forrageamento e plasticidade trófica.

Palavras chave: Composição assembleia. Estrutura de assembleias. Estrutura de habitat. Impacto antrópico. Riachos urbanos.

ABSTRACT

Management of water courses has traditionally focused on chemical pollution. However, it is known that structural changes to habitats can pose serious consequences to the ichthyofauna. In this study, we sought to evaluate the impact of urbanization by comparing the environmental characteristics of streams and structure and composition of the ichthyofauna. For this, we sampled four sections of the upper Paranapanema River basin located in urban areas and six located in non-urban areas. Using environmental variables, the sections were ordered from urbanized to non-urbanized, which showed greater values of shading, area, substrate and surrounding vegetation. The structure of the ichthyofauna, represented by indices of diversity, richness and evenness, as well as the relationship between abundance and biomass (ABC curve) did not differ between areas. However, the composition of the ichthyofauna was different and the estimated richness was higher in non-urban streams. These results illustrate a common process in fish assemblages subjected to environmental changes, in which several of the more demanding species with regard to habitat are replaced by more tolerant ones, maintaining a similar structure but changing its composition. In general, the species responses were dependent on their trophic plasticity and foraging habitats.

Keywords: Assemblage composition, assemblage structure, habitat structure, anthropic impact, urban streams.

INTRODUCTION

Despite progress in controlling pollution, the quality of aquatic ecosystems continues to decline (Karr & Chu, 2000). Part of the problem lies in the fact that the management of water courses is still related to chemical quality (Karr, 1995). Considering the strong relationship between the biodiversity of a stream and the availability of habitats (Casatti *et al.*, 2006b; Rodriguez & Lewis, 1997), this view does not guarantee the maintenance of aquatic life (Falkenmark, 1997).

There is general consensus that, at wider scales, the structure of fish assemblages is related to a gradient of structural habitat characteristics (Hugueny *et al.*, 2010; Winemiller *et al.*, 2008). Among the important non-random factors that structure fish assemblages are species-habitat affinity, habitat dependent survival and species-specific interactions (Hoeinghaus *et al.*, 2003, Gorman & Karr, 1978). Differences in tolerance to hypoxia (Winemiller, 1996), water velocity (Toham & Teugels, 1997), substrate composition (Gorman & Karr, 1978; Matheson & Brooks, 1983), predation mediated by water transparency (Rodriguez & Lewis 1997; Angermeier & Karr 1983), competition (Hoeinghaus *et al.*, 2007) and sets of water chemical variables (Mathews, 1998) can influence the abundance and distribution of species. Additionally, habitat selection by fish also depends on sex, age, reproductive status and geographical area (Karr *et al.*, 1986).

Anthropic interference can modify the hydrological patterns of the basin (Ward, 1998) and the physical characteristics of the aquatic environment (Karr, 1981) in several ways. The elimination of the surrounding natural environment alters the availability of micro-habitats, by removing those that serve as shelter from predators as well as feeding and spawning sites (Casatti *et al.*, 2006b; Ferreira & Casatti, 2006). Changes in the surrounding environment can result in indirect consequences, such as simplification of the structure of the channel due to sedimentation, as well as an increase in temperature and primary production due to greater light incidence (Lorion & Kennedy, 2009; Pusey & Arthington, 2003). Anthropoc activity can cause fragmentation of natural habitats, which depending on the environment can result in the formation of fish meta-populations (Cetra & Petre, 2006).

Tropical streams in Latin America are facing serious threats due to deforestation, agriculture, population growth and dams for power generation, resulting in major challenges for conservation of the ichthyofauna (Pringle *et al.*, 2000). Due to their small size, streams are quite vulnerable to anthropic action (Oliveira & Bennemann, 2005). Therefore, studies are needed to assess the negative impacts of human activities, such as channel obstructions, deforestation and increased input of nutrients and sediments (Ramirez *et al.*, 2008). Despite

this need, most of the information available comes from temperate streams (Cunico *et al.*, 2012). Thus, in view of the need for understanding the responses of fish assemblages to anthropic impact, this study seeks to answer the following question: Does the structure and composition of assemblages differ between urban and non-urban streams?

METHODOLOGY

Study Area

All streams sampled belong to the upper portion of the Upper Paranapanema River basin, located in the southwestern portion of the state of São Paulo. This region is bounded to the north by the Middle Paranapanema River basin, to the northeast by the Middle Tietê/Sorocaba River and to the south by the basins of the Iguape River and the Eastern Coastal Basins.

The sample stretches are located in Pilar do Sul and São Miguel Arcanjo (SP). In 2008, the population of Pilar do Sul was 27,758 inhabitants and of São Miguel Arcanjo, 35,277, with urbanization rates of 77% and 64.27%, respectively (CBH-ALPA, 2003, 2008). Both towns now treat 100% of the sewage collected, and the collection rate in 2006 was 97% for the former and 92% for the latter (CETESB, 2006).

Outside the urban areas, there was a predominance of natural vegetation and agricultural activities, mainly pastures formed by *Brachiaria* sp. and reforestation by *Eucalyptus* spp. The natural vegetation covers 15% of the area of the basin, includes fragments of semideciduous tropical forest, cerrado and lowland forests (CBH-ALPA, 2003, 2008).

Data Collection

Environmental variables

Samples were collected between the months of August and December of the years 2010 and 2011, in nine stretches of streams (four urban and five non urban) selected for their accessibility and size to allow the handling of electric fishing apparatus. Among the urban sample sites, three were tangential to the urban area of Pilar do Sul (state of São Paulo - SP) and one to the urban area of São Miguel Arcanjo (SP). In the urban stretches there were areas of urban occupation along at least one of their margins (mean= 1075.838 meters from zero ground, measured with the software Google Earth). The non urban streams were located in regions distant from an urban area (mean = 12251 meters from zero ground, measured with

the software Google Earth) (Table 1, Fig 1). We ensured there is no urban area up to the non urban stretches. The sampled stretches extended along a gradient of variation in environmental characteristics, with diverse types of substrate, structural composition of the margins and meso-habitats. Aiming to control the size effect, we tested the depth and width between urban and non urban streams and they were equally large and deep ($p= 0.529$).

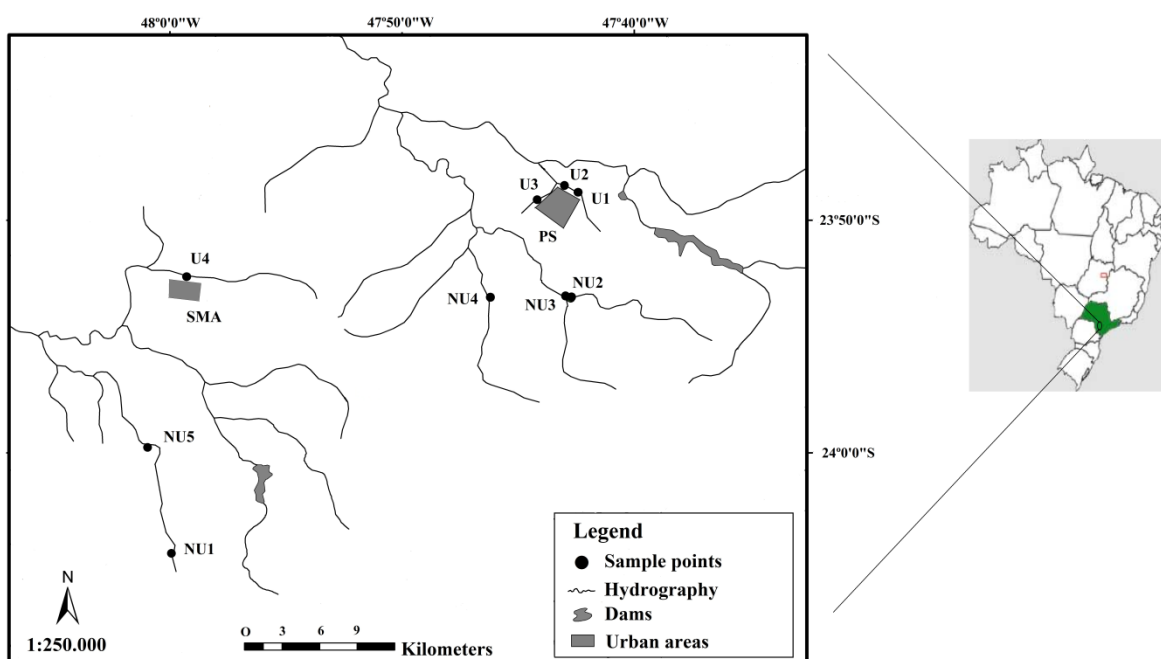


Fig 1. Stretches sampled in the towns of Pilar do Sul (PS) and São Miguel Arcanjo (SMA) (SP). The gray area represents the urban sprawl.

Table 1. Stream type, municipality (PS = Pilar do Sul, SMA = Sao Miguel Arcanjo) and geographical location of the sampled streams in the upper portion of the Upper Paranapanema River basin.

Stretch	Stream	Type	Municipality	Latitude	Longitude
U1	Ribeirão do Pilar	Urban	OS	23S 48' 48"	47W 42' 25"
U2	Ribeirão do Pilar	Urban	OS	23S 48' 30"	47W 42' 59"
U3	Córrego do Campo Grande	Urban	OS	23S 49' 07"	47W 44' 10"
U4	Ribeirão São Miguel Arcanjo	Urban	SMA	23S 52' 26"	47W 59' 17"
NU1	Ribeirão Taquaral	Non Urban	SMA	24S 04' 20"	47W 59' 52"
NU2	Rio Clarinho	Non Urban	OS	23S 53' 21"	47W 42' 44"
NU3	Rio Claro Grande	Non Urban	OS	23S 53' 21"	47W 42' 44"
NU4	Rio Pinhal	Non Urban	OS	23S 53' 18"	47W 46' 12"
NU5	Ribeirão Taquaral	Non Urban	SMA	23S 59' 44"	48W 00' 41"

The samples were collected in 70 meter stretches, a distance that is sufficient for representing the environmental variability of the streams. In each stretch, data was collected along three cross-sections at 10, 35 and 60 meters. In each of these sections, the width (m) was measured and, at every one meter, measurements were taken of the depth (cm) and velocity (m/s) with a mechanical flow meter (General Oceanics ® model 2030) submerged for 30 seconds. Similarly, a 1m² frame was positioned at every one meter, within which the composition of the substrate was evaluated. The procedure was performed by assigning a value of 1 to 4 for each category of substrate, where 1 corresponds to up to 24%, 2 to 25-49%, 3 to 50-74%, and 4 to over 75%. The substrate types were classified as: a) branches or stems, leaves and silt (<0.6 mm); b) sand (0.6 - 2 mm); c) gravel (6-16 mm); d) pebble (16 - 64 mm); e) boulder (64 - 265 mm); and f) block (> 265 mm). The variable substrate (SUB) was calculated from the weighted average of the substrates pebble, boulder and block. This procedure was adopted because these categories of substrate provide shelter for the fish and promote greater environmental heterogeneity (Casatti *et al.*, 2006).

The depth and velocity data were combined to form a single variable, the diversity index of velocity (H'V). The index was calculated from the number of observations allocated to each of the following categories: shallow-fast, shallow-slow, deep-fast and deep-slow. Observations of depths below the median were considered shallow and observations above the median were considered deep. The same procedure was adopted for the velocities. The medians were calculated from all observations. In each of the cross sections, measurements were taken for characterization of the left and right margins, considering the percentage of

vegetation, roots, trunks, rocks, gully and bare soil. From the sum of the values attributed to the presence of rocks, roots, vegetation and logs a weighted mean was calculated, generating the variable stability of margins (EM).

To assess the surrounding vegetation cover, estimates were made of the amount of arboreal vegetation at a distance of 30 meters from the margins. This estimate was made according to the following scale: 0-25%, 26-50%, 51-75% and over 76%. Following this same scale, shading on each side of the stretch was estimated. The variable shading (SOMB) was calculated from the weighted mean of the measurements.

The meso-habitats pools, riffles and runs (Harding *et al.* 2009) were counted and measured for width (m) and length (m). Considering that the greater the percentage of rapids, the lower the heterogeneity of the sampled stretch, the variable meso-habitats (MH) was obtained from the sum of the ratio of riffles and pools. By multiplying the mean width by the length, the variable area was obtained.

Ichthyofauna

Considering that seasonal fluctuation of the water level is one of the most important factors to influence the structure of fish assemblages (Rodriguez & Lewis, 1997), the dry season was defined as the sampling period for the ichthyofauna (License number 13352-1 SISBIO/ IBAMA/MMA). During this period, connections between the structure of the fish assemblage and the habitat structure are more robust, and the effect of temporal variation can be controlled (Willis *et al.*, 2005). Sampling is also more efficient due to the smaller volume of water and consequent increase in the density of fish (Pease *et al.*, 2012). Sampling was performed with an electrofishing apparatus, between 8h and 17h in the same stretches characterized for physical structure and surrounding vegetation. The apparatus consists of a transformer supplied by a generator (Toyama 2000W) connected to two dip nets, that in the water release a continuous current (2A). The capture was made by two individuals dipping the nets in a single upstream-downstream movement (Cetra *et al.*, 2009).

The collected material was packed in plastic bags, divided by sampling point, and subsequently fixed in 10% formaldehyde for two days and then transferred to 70% ethanol. In the laboratory, fish were identified to species level and measured for length (cm) and weight (g). Subsequently, samples were deposited in the Museum of Zoology of São José do Rio Preto (DZSJRP) (Appendix A).

Data analysis

To test the hypothesis that the assemblage structure differs between types of streams, the following indices were calculated: Margalef species richness (MG), Shannon diversity (H') and Pielou's evenness (P'). Subsequently, the "Student t test" was applied (R Development Core Team, 2008). The richness of each type of stream was obtained using the estimator "Chao2" (\hat{S}) (Hammer *et al.*, 2001). This is a nonparametric estimator based on species that occur in only one or two sample units, here considered rare taking into account the definition by Cao *et al.* (1998). Moreover, to compare the richness of the urban and non-urban areas, the rarefaction technique was applied to estimate the richness for the same number of individuals when samples have different abundances (Magurran, 2011).

From the abundance and mass data, ABC curves were developed for urban and non-urban ichthyofauna. This graph shows the cumulative percentage of numerical abundance and mass abundance in the y axis and a species "ranking" on the x axis, in logarithmic scale. The relationship between the resulting curves may be useful in the interpretation of the degree of disturbance (Magurran, 2011). The relationship between the curves can be summarized by the statistic W, the value of which ranges from -1 to 1. If the numerical abundance curve is positioned above the mass abundance curve, the value of W is negative (Magurran, 2011).

The environmental characteristics of each stretch were summarized using the Principal Components Analysis (PCA) performed from the correlation matrix. The resulting axes of the PCA retained for interpretation were determined using the Broken-stick method (Hammer *et al.*, 2001).

The composition of the fish assemblages was summarized using a Detrended Correspondence Analysis (DCA). Aiming to reduce the amplitude of the abundance data, a square root transformation was applied (Hammer *et al.*, 2001). With the matrix of species abundance was performed a non parametric multivariate analysis of variance (Permanova), with 9999 replications applying the Bray-Curtis index (Hammer *et al.*, 2001). In order to verify the effect of environmental variables on the composition, a regression analysis with replication was performed, using the axis of the PCA as the independent variable and the axis of the DCA as the dependent variable (Gotelli & Entsminger, 2004). An analysis of similarity percentage (SIMPER) was used to identify which species contribute most to the differentiation between types of streams (Hammer *et al.*, 2001).

RESULTS

In the nine stretches, 1148 individuals were collected, classified into 32 species and 11 families. Of these species, fourteen were Characiformes, 13 Siluriformes, one Perciformes, two Gymnotiformes, one Cyprinodontiformes and one Synbranchiformes (Anexx D; Annex E). *Imparfinis mirini*, which occurred at 9 stretches (N = 159), *Astyanax fasciatus* (N = 86), which occurred at 8 stretches, *Rineloricaria pentamaculata* (N = 25), *Pimelodella avanhandavae* (N = 236), and *Rhamdia quellen* (N = 15), which occurred at 7 stretches were the species with greatest occurrence. Twenty-three species were captured in urban areas and 27 in non-urban areas (Table 2).

Table 2. Ichthyofauna in order of abundance by sampling stretch. U=Stretches in urban areas, NU=Stretches in non urban areas and N = Abundance.

Espécie	U1	U2	U3	U4	NU1	NU2	NU3	NU4	NU5	N
<i>Pimelodella avanhandavae</i>	1	65	-	28	-	19	41	70	12	236
<i>Imparfinis mirini</i>	15	54	12	50	3	4	2	10	9	159
<i>Phalloceros reisi</i>	-	1	69	10	4	-	16	-	4	104
<i>Astyanax bockmani</i>	3	1	75	-	3	8	-	4	-	94
<i>Astyanax cf. fasciatus</i>	9	5	1	33	1	-	3	10	24	86
<i>Hyphessobrycon anisitsi</i>	-	-	57	-	-	-	-	-	-	57
<i>Hypostomus ancistroides</i>	-	-	-	-	-	4	2	-	7	13
<i>Geophagus brasiliensis</i>	-	-	26	9	-	-	-	-	-	35
<i>Hisonotus sp</i>	4	2	-	-	-	1	3	3	3	16
<i>Rineloricaria pentamaculata</i>	1	2	-	-	2	1	14	3	2	25
<i>Piabina argêntea</i>	5	-	-	-	17	1	1	1	4	29
<i>Characidium gomesi</i>	8	1	-	-	-	3	-	8	8	28
<i>Neoplecostomus seleneae</i>	-	-	-	-	29	-	-	-	-	29
<i>Bryconamericus stramineus</i>	8	12	-	-	-	2	-	-	4	26
<i>Imparfinis borodini</i>	-	-	-	-	8	12	2	2	1	25
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i>	3	1	-	-	-	4	5	2	-	15
<i>Characidium zebra</i>	-	2	-	-	-	3	5	13	-	23
<i>Apareiodon piracicabae</i>	-	21	-	-	-	-	-	-	-	21
<i>Characidium schubarti</i>	-	-	-	-	16	-	1	-	-	17
<i>Trichomycterus sp.</i>	-	-	-	-	6	1	10	-	-	17
<i>Astyanax paranae</i>	-	-	-	-	16	-	-	-	-	16
<i>Rhamdia quelen</i>	-	2	3	2	-	2	2	2	2	15
<i>Astyanax altiparanae</i>	5	3	-	3	-	-	-	3	-	14
<i>Gymnotus sylvius</i>	1	-	2	-	-	-	-	1	-	4
<i>Hoplias gr. malabaricus</i>	2	-	5	1	-	-	1	-	-	9
<i>Hypostomus nigromaculatus</i>	8	-	-	-	1	-	-	-	-	9
<i>Synbranchus marmoratus</i>	1	2	1	-	-	-	-	-	2	6
<i>Phenacorhamdia tenebrosa</i>	-	-	-	-	-	-	-	4	-	4
<i>Gymnotus carapo</i>	-	3	4	-	-	-	-	-	-	7
<i>Neoplecostomus sp</i>	-	-	-	-	-	1	2	1	-	4
<i>Parodon nasus</i>	-	3	-	-	-	-	-	1	-	4
<i>Hyphessobrycon bifasciatus</i>	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1
Total	74	180	255	137	106	66	110	138	82	

The mean values of the diversity ($t = 1.11$, $df = 3.71$, $p = 0.33$), richness ($t = 1.15$, $df = 4.17$, $p = 0.31$) and evenness ($t = 0.69$, $df = 5.45$, $p = 0.52$) indices did not differ significantly between areas (Table 3).

Table 3. Shannon diversity (H'), Margalef richness and Pielou evenness (J') for nine stretches sampled.

Stretch	H'	Mg	J'
U1	2.41	3.25	0.89
U2	1.83	3.08	0.65
U3	1.70	1.80	0.71
U4	1.62	1.63	0.74
NU1	2.06	2.36	0.83
NU2	2.24	3.34	0.83
NU3	2.10	3.19	0.76
NU4	1.89	3.25	0.67
NU5	2.21	2.72	0.86

The estimated number of species was lower in urban stretches ($\hat{S}=26$; $s^2=0.875$) compared to non-urban stretches ($\hat{S}=39$; $s^2=4.5$). For an equal number of individuals ($N = 501$), the non-urban area had higher species richness (Urban=23, $s^2 =0.51$; Non-Urban=27, $s^2=0.09$) (Fig 2).

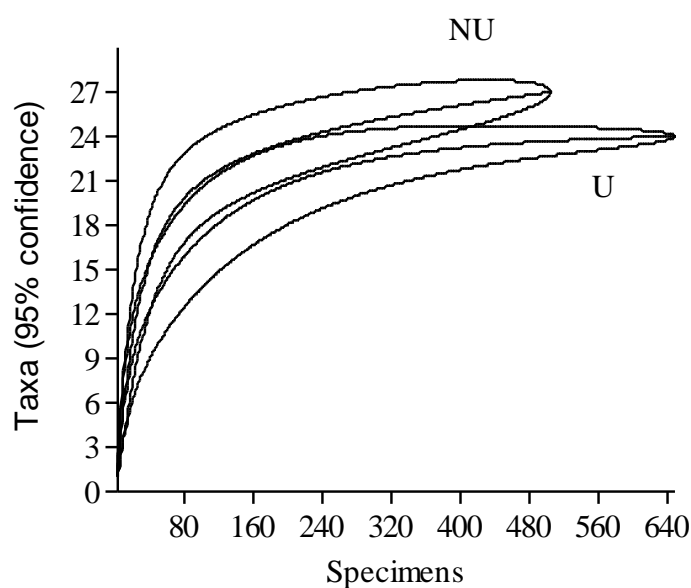


Fig 2. Rarefaction for points located in urban and non-urban areas. The middle lines represents the estimated value and the ellipses indicate the confidence interval (CI). U=Urban stretches e NU=Non urban stretches.

The cumulative proportion of species in order of importance in both types of stream showed the same pattern, with mass values slightly higher than the number of individuals.

The statistical values of W were positive and close to zero for both types of stream, supporting this conclusion (Fig. 3).

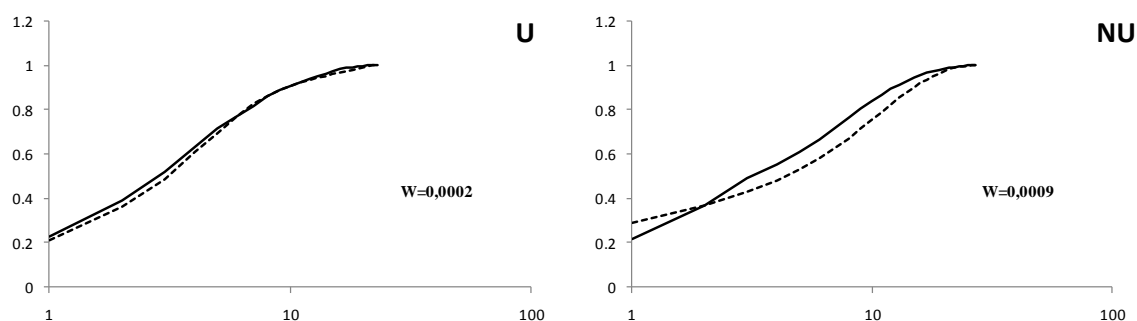


Fig 3. Abundance (interrupted line) and biomass (uninterrupted line) for the species in order of importance in urban (U) and non-urban (NU) stretches.

The first axis of the PCA, the only one retained for interpretation because of the broken-stick value, explained 48.89% of the total variance of the environmental variables. In fact, the urban and non-urban points were visually segregated by this axis, with the urban group exhibiting lower values than the non-urban group (Table 4, Fig 4). The most important factors in the composition of this axis were shade ($r = 0.89$), area ($r = 0.86$), substrate ($r = 0.85$), surrounding vegetation ($r = 0.82$), margin stability ($r = 0.65$), velocity diversity ($r = -0.23$) and meso-habitats ($r = -0.10$).

Table 4. Environmental descriptors for 4 urban stretches (U) and 5 non urban stretches. MS = margin stability, SV = surrounding vegetation, H'V = velocity diversity, MH = meso-habitats, SUB = substrate, SHA = Shading.

Stretch	MS	SV	H'V	MH	SUB	Area	SHA
U1	0.47	0.54	0.60	0.30	0.38	24500.00	1.20
U2	0.15	0	1.06	0.11	0.39	20766.67	0.60
U3	0.80	0.05	1.01	0.50	0	14933.33	0.60
U4	0.10	0	1.05	0.55	0.31	24266.67	0.80
NU1	1.00	1.00	1.00	0.40	0.70	73733.33	1.70
NU2	0.50	0.22	0.98	0.04	0.59	32666.67	1.20
NU3	0.13	0	0.65	0	0.46	35466.67	1.20
NU4	0.73	0.05	1.29	0	0.60	65566.67	1.00
NU5	0.63	0.67	0.99	0.14	0.57	34766.67	1.60

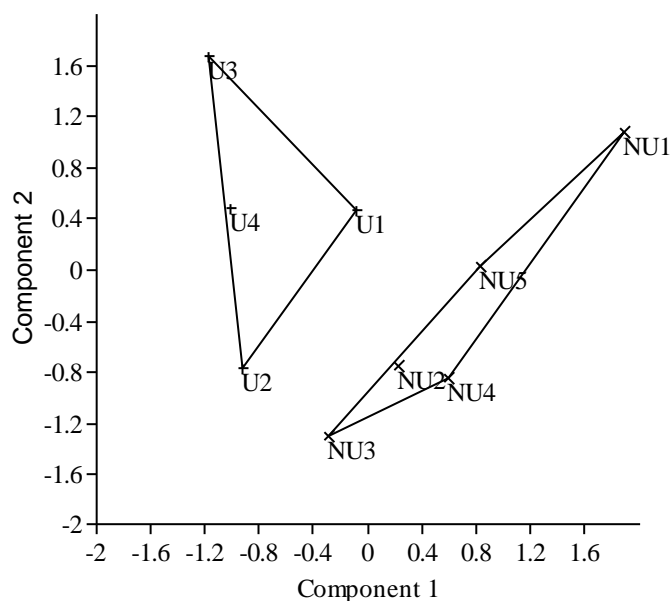


Fig 4. Representation of the first two components of the Principal Component Analysis (PCA), with ten sample points and seven environmental variables. Together components 1 and 2 represent 66.85% of the variance. Urban stretches = U and non-urban stretches = NU.

The two groups of treatments are clearly segregated by the axis 1 of the DCA, with urban and non-urban points forming two distinct groups (Fig 5). The hypothesis test confirmed the segregation (Table 5). The dissimilarity between these groups was 74.41%. The species that most contributed to the segregation between urban and non-urban areas were *P. avanhadavae*, *I. mirini*, *P. reisi*, *A. bockmani*, *A. fasciatus*, *Hyphessobrycon anisitisi*, *G. brasiliensis*, *Neoplecostomus selenae*, *I. borodini* e *B. stramineus*. Of these, only *P. avanhandavae* was slightly more abundant in the non-urban area and *I. borodini* and *N. selenae* occurred exclusively in non urban stretches. The others were more abundant in urban streams. Species of the genus *Characidium*, family Loricariidae (*Hisonotus* sp. and *R. pentamaculata*), *P. argentea* and *C. iheringi* were more abundant in non-urban streams (Table 6).

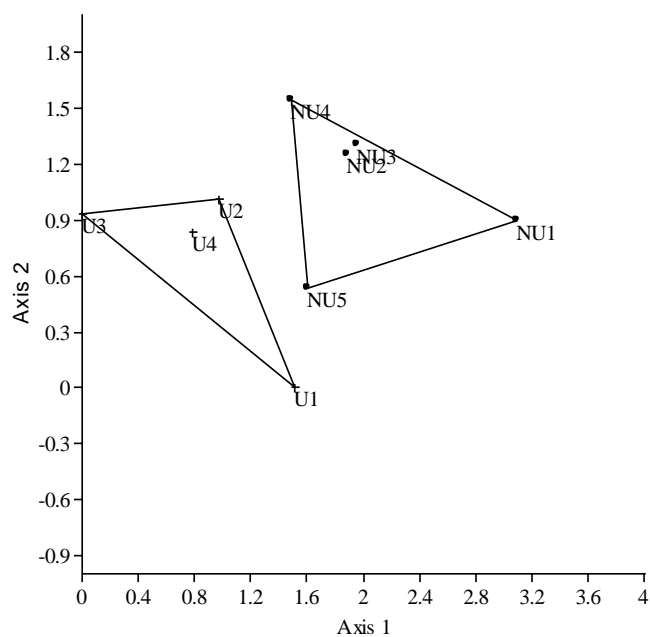


Fig 5. Representation of the first two axes of the Detrended Correspondence Analysis (DCA), drawn from the matrix of species abundance. Urban stretches = U and non-urban stretches = NU.

Table 5. Non parametric multivariate analysis of variance (Permanova) for abundance species matrix of urban and non urban stretches. F= statistical test, TSQ = total sum of squares; WGSQ = within group sum of squares; P= probability value.

	F	TSQ	WGSQ	P
Stretch type	2.017	1.576	1.223	0.0191

Table 6. Analysis of percentage of similarity (SIMPER), with mean abundance of each species in urban (U) and non-urban (NU) streams, mean dissimilarity (D), ratio of dissimilarity and standard deviation (D/SD); contribution (% Cont) and accumulated dissimilarity (DA -%).

Species	U	NU	D	D/SD	Cont.	DA
<i>Pimelodella avanhandavae</i>	23.5	28.4	11.43	1.31	15.36	15.36
<i>Imparfinis mirini</i>	32.75	5.6	10.94	1.39	14.7	30.06
<i>Phalloceros reisi</i>	20	4.8	6.43	0.88	8.64	38.7
<i>Astyanax bockmanni</i>	19.75	3	6.06	0.71	8.14	46.84
<i>Astyanax cf. fasciatus</i>	12	7.6	5.06	1.05	6.8	53.64
<i>Hyphessobrycon anisitisi</i>	14.25	0	4.03	0.56	5.41	59.05
<i>Geophagus brasiliensis</i>	8.75	0	2.8	0.89	3.76	62.81
<i>Neoplecostomus selenae</i>	0	5.8	2.31	0.47	3.11	65.91
<i>Imparfinis borodini</i>	0	5	2.18	0.95	2.93	68.84
<i>Bryconamericus stramineus</i>	5	1.2	2.16	1.17	2.91	71.75
<i>Piabina argentea</i>	1.25	4.8	1.98	0.87	2.66	74.41
<i>Apareiodon piracicabae</i>	5.25	0	1.89	0.56	2.54	76.94
<i>Characidium gomesi</i>	2.25	3.8	1.61	1.02	2.16	79.1
<i>Characidium zebra</i>	0.5	4.2	1.56	0.9	2.1	81.2
<i>Rineloricaria pentamaculata</i>	0.75	4.4	1.46	0.72	1.96	83.15
<i>Trichomycterus sp.</i>	0	3.4	1.36	0.81	1.82	84.98
<i>Characidium schubarti</i>	0	3.4	1.35	0.5	1.82	86.8
<i>Astyanax paranae</i>	0	3.2	1.27	0.47	1.71	88.51
<i>Hypostomus nigromaculatus</i>	2	0.2	1.19	0.59	1.61	90.12

The assemblage composition varied as a function of the environmental variables, as seen by the positive correlation between axis 1 of the PCA and axis 1 of the DCA ($r = 0.87$, $p < 0.01$) (Fig 6).

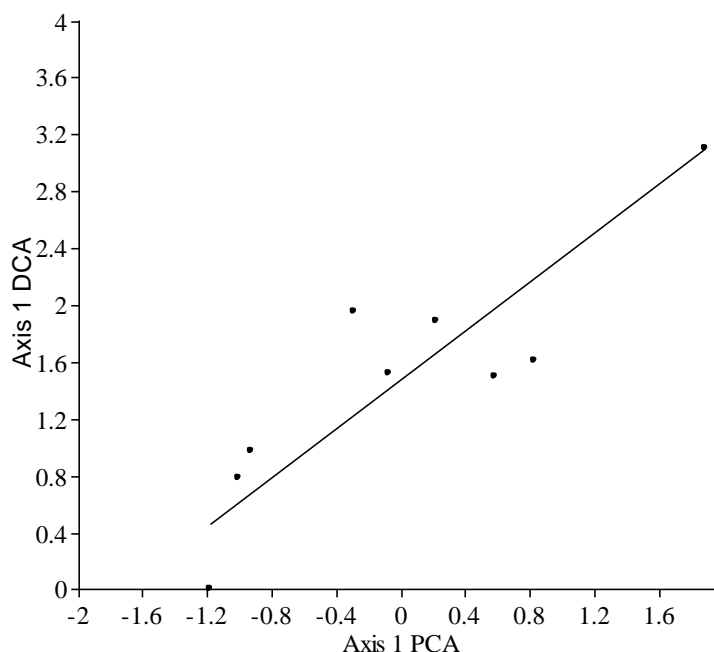


Fig 6. Regression between the axis 1 of the PCA, which summarizes the environmental variables, and axis 1 of the the DCA, which represents the assemblage composition of each sample point ($r = 0.86$, $p < 0.01$).

DISCUSSION

Changes in the natural landscape that surrounds urban areas interrupts a series of natural processes, directly or indirectly altering the hydrological regime and channel morphology. Bearing in mind that fish are dependent on the physical and hydrological attributes of the habitat, changes in different characteristics of fish assemblages and populations are expected (Allan, 2004; Cunico *et al.*, 2012; Paul & Meyer, 2001; Ramirez *et al.*, 2008).

In the environmental gradient represented by component 1 of the PCA, visual segregation of the sampled stretches was detected. In order of importance, shading, area, amount of large substrates, surrounding vegetation cover, margin stability, and velocity diversity showed greater relationship to the non-urban stretches, while the amount of meso-habitats riffles and pools were related to the urban stretches. Note that the stretches analyzed herein did not exhibit the most extreme characteristics of anthropic impact, considering that they all had some degree of heterogeneity. However, a gradient of environmental deterioration can be considered. As the level of habitat and wildlife degradation is proportional to the urbanized area (Allan, 2004), this level of deterioration can be credited to

the fact that the stretches are located in towns of relatively small populations, below 30 thousand (CBH – ALPA, 2003; 2008).

Species richness tends to decrease as environmental degradation increases (Dias & Tejerina-Garro, 2010; Karr *et al.*, 1986). However, we found no differences in the richness, diversity and evenness indices between urban and non-urban streams. The effects of urbanization on streams often leads to increased abundance of tolerant species (Scott, 2006). Thus, changes in the composition of the fauna are not always accompanied by reductions in species richness or abundance, as large populations of tolerant species can be supported (Walters *et al.*, 2003). In this process, certain species typical of unaltered environments are replaced by others endowed with adaptations that enable their persistence in simplified environments regarding environmental structure (Casatti *et al.*, 2006a; Smart, 2006; Scott & Helfman, 2001). Thus, some species increase in abundance to the detriment of others, keeping the structure of the assemblages very similar, in such a way that the indices are unable to detect these differences.

The influence of extrinsic factors may have different effects on distinct properties of the ichthyofauna (Marsh-Matthews & Matthews, 2000). Although the emergent properties of fauna, such as diversity and evenness do not often reflect the changes, primary factors, such as presence and abundance, are more sensitive indicators of impact (Lorion & Kennedy, 2009; Scott 2006; Smart *et al.*, 2006). In fact, we observed that the assemblages of urban streams are different from those of non-urban streams, despite of the absence of differences in structure. Different species also showed different responses to urbanization, which may be related to the habit of these species. Fish of the genus *Characidium* are essentially benthic invertivores, dependent on macroinvertebrates (Casatti & Castro, 1998; Ferreira, 2007; Gomieiro & Braga, 2008). In practically all studies of benthic macroinvertebrates subject to urbanization (Miltner *et al.* 2004; Wang & Kanehl, 2003), sensitive species are absent and the assemblages are composed of a few species tolerant to disturbance, such as Chironomidae and Oligocahetae, resulting in a rather depleted assemblage. Thus, fish species dependent on macroinvertebrates end up showing a reduction in abundance. On the other hand, the loricarid siluriformes generally feed on algae growing on exposed surfaces within the channel (Winemiller *et al.*, 2008). Although the removal of the surrounding plant cover can stimulate the growth of algae, due to the increase in light incidence, their growth can be inhibited by turbidity, sudden flood pulses and toxicity of effluents carried by rainwater (Paul & Meyer, 2001), being detrimental to fish dependent on this resource and causing their abundance to lessen in urban areas. On the other hand, some species can successful occupy altered streams.

Imparfinis mirini, the more abundant species in urban streams, consumes large amounts of Chironomidae larvae, a very common resource in this habitats (Alexandre Peressin, personal observation). Some fish of the genus *Astyanax*, the species *B. stramineus* and *H. anisitsi*, all more abundant in urban streams, are opportunistic omnivores capable of consuming a large variety of food items (Ferreira *et al.*, 2012; Gomieiro & Braga, 2008; Alexandre Peressin, personal observation). Being foragers of the water column, they depend on depth (Casatti & Castro, 1998), and, in fact, the urban streams showed a larger amount of pools which, added to trophic plasticity, justifies the higher abundance of these species. The species *G. brasiliensis* was also more abundant in urban stretches as it adapts easily to disturbed environments due to its ability to forage in sandy substrates and also to its trophic plasticity (Sabino & Castro, 1990).

Nevertheless, for the same number of individuals, estimated richness is greater for non-urban streams, just as the estimated richness based on rare species. In extreme cases, the analysis of a few populations of dominant species is sufficient to establish differences generated by anthropic impact. However, in less distinct gradients, rare species are more reliable indicators for different groups of aquatic organisms, since smaller populations tend to be more sensitive to anthropic impact (Cao *et al.*, 1998). These findings provide evidence that the changes are still not patent enough to promote significant differences in the assemblage structure; however, they are evident regarding the composition and estimated richness.

Several factors influence the ichthyofauna, which can generate the observed differences in the composition and estimated richness of the assemblages studied. It is generally known that the physical structure of the habitat is one of the most important factors to influence the composition of aquatic biota (Gorman & Karr, 1978; Marsh Matthews & Matthews, 2000; Rodriguez & Lewis 1997). The correlation between environmental variables and the composition of fauna indicates that the structural changes caused by surrounding urbanization may explain the observed differences in fish assemblages. In general, the surrounding environment seems to be indirectly responsible by causing changes in the physical structure of the channel, which is indeed the most important element for maintaining fish populations (Cunico *et al.*, 2012). The fauna of streams located in urban areas may also be adversely affected by a set of effects denominated by Walsh *et al.* (2005) as the "Syndrome of Urban Streams". According to this generalization, urban streams have large areas of impermeable surface surrounding them, resulting in decreased water penetration into the soil and increasing the speed at which rainwater flows into the streams. As a consequence,

they suffer sudden increases in flow that can have serious negative consequences, for fish populations, that cannot be measured through structural, morphological and chemical variables. Due to the smaller amount of water that percolates, aquatic organisms also suffer a stronger reduction of habitats than expected during the dry season, often resulting in a depleted and simplified fauna (Cleto-Filho & Walker, 2001).

In stable conditions, large species, represented by few individuals, are expected to dominate. Under conditions of disturbance, however, smaller species with shorter life cycles are favored (Clarke & Warwick, 1994). Thus, in the first situation, the biomass curve lies above the curve that represents abundance, while the opposite occurs in environments subject to exogenous disturbances (Clarke & Warwick, 1994). In the current study, both for urban and non-urban stretches, biomass curves were above the abundance curves. It is known that environmental heterogeneity is important for the maintenance of larger individuals, since it provides shelter for survival, food, and less waste (Casatti *et al.*, 2006b). In the environmental gradient, the urban points were evident by a larger amount of pools, a meso-habitat important for the maintenance of *H. malabaricus* and *Rhamdia quellen*, two larger species that are able to survive in disturbed environments (Daga *et al.*, 2012). Thus, regardless of the type of stream, the presence of these species is guaranteed, which did not allow us to distinguish between the environments using the biomass-abundance analysis (curve ABC).

Although changes in abiotic conditions are moderate and the assemblage structure has remained similar, the estimated richness and the composition of fish assemblages differed between urban and non-urban streams. Our results indicate that even when dealing with small towns, hydrological and structural changes are underway and populations of rare species are declining. The water legislation in Brazil focuses on chemical pollution, even when structural impacts on water courses caused by changes in the surrounding environment also jeopardize the integrity of these environments (Pringle *et al.*, 2000; Tejerina garro *et al.*, 2005). This is evident when taking into account that the two towns studied treat 100% of their sewage, and yet changes are detected in the ichthyofauna. The results of this study indicate that changes in the environmental characteristics are causing changes in the composition of the fish fauna. These hydrological changes, over time, may result in an increase in erosion and lead to changes in the geomorphological channel (Walsh *et al.*, 2005), accentuating the changes in the assemblages.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors thank the Coordenação para o Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) and the Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) for the MSc scholarship to the first author (FAPESP 2010/13758-0) and the research grant to the second author (FAPESP 2009/53056-8). We also thank Professor Francisco Langeani Neto (UNESP-São José do Rio Preto) for his valuable help in the identification of specimens and Bruna B. Cruz, Rodrigo da S. Almeida, Fernanda A. Teshima and Bruno Mello for assistance in field collections. Finally, we are grateful to the graduate program in Biodiversity and Conservation (PPGDBC) for the financial support granted for translation of the manuscript.

REFERENCES

- Allan, J.D. 2004. Landscapes and riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Annual Reviews of Ecology Evolution and Systematics*, 35:257–84.
- Angermeier, P. L. & J. R. Karr. 1983. Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. *Environmental Biology of Fishes*, 9(2): 117-35.
- Bojsen, B. H., & Barriga, R. 2002. Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. *Freshwater Biology*, 47:2246–2260.
- Cao, Y., D.D. Williams, & N.E. Williams. 1998. How important are rare species in aquatic community ecology and bioassessment?. *Limnology and Oceanography*, 43(7):1403 – 1409.
- Casatti, L. & R.M.C. Castro. 1998. A fish community of the São Francisco river headwater riffles, southeastern, Brazil. *Ichthyology Exploration Freshwaters*, 9(3):229-242.
- Casatti, L., F. Langeani, A.M. Silva, & R.M.C. Castro. 2006a. Stream fish, water and habitat quality in a pasture dominated basin, southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 66(2B): 681-696.
- Casatti, L., F. Langeani & C.P. Ferreira. 2006b. Effects of Physical Habitat Degradation on the Stream Fish Assemblage Structure in a Pasture Region. *Environmental Management*, 38:974–982
- Cetra, M., F.C. Ferreira & A.L. Carmassi. 2009. Caracterização das assembléias de peixes de riachos de cabeceira na bacia do rio Cachoeira (sudeste da Bahia). *Biota Neotropica*, 9(2). <http://www.biotaneotropica.org.br/v9n2/pt/abstract?article+bn0160902>.
- Cetra, M. & M. Petreire Jr.. 2006. Fish-Assemblage Structure of the Corumbatai River Basin, São Paulo State, Brazil: Characterization and Anthropogenic Disturbances. *Brazilian Journal of Biology*, 66(2A): 431-439.

- Clarke K. R. & R. M. Warwick. 1994. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth, UK. Pp.144.
- Cleto-Filho, S. E. N., & I. Walker. 2001. Effects of urban occupation on the aquatic macroinvertebrate from a small stream of Manaus, Amazonas State, Brazil. *Acta Amazonica* 31: 69–89.
- Comitê Da Bacia Hidrográfica Do Alto Paranapanema CBH – ALPA. 2003. Fundo Estadual de Recursos Hídricos – FEHIDRO. Plano de bacia UGRHI – 14. Available from: http://www.sigrh.sp.gov.br/cgi-bin/sigrh_home_colegiado.exe?tema=apresentacao&colegiado=crh/cbh-alpa&lwgactw=145630 (04/03/2010).
- Comitê Da Bacia Hidrográfica Do Alto Paranapanema CBH – ALPA. 2008. Relatório de situação dos recursos hídricos do alto Paranapanema. Fundação Paulista de Tecnologia e Educação. Available from: http://www.sigrh.sp.gov.br/cgi-bin/sigrh_home_colegiado.exe?COLEGIADO=CRH/CBH-ALPA&TEMA=RELATORIO2008 (04/03/2010).
- Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB. Relatório de qualidade de águas interiores do estado de São Paulo, 2006. Available from: <http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/aguas-superficiais/35-publicacoes/-relatorios> (20/08/2012).
- 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.
- Daga, V.S., E.A. Gubiani, A.M. Cunico & G. Baumgartner. 2012. Effects of abiotic variables on the distribution of fish assemblages in streams with different anthropogenic activities in southern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 10(3):643-652.
- Dias, A.M. & F.L. Tejerina-Garro. 2010. Changes in the structure of fish assemblages in streams along an undisturbed-impacted gradient, upper Paraná River basin, Central Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 8(3):587-598.
- Falkenmark, M. 1997. Society's interaction with the water cycle: a conceptual framework for a more holistic approach. *Hydrological Sciences Journal*, 42: 451–466.
- Ferreira, A., F. De Paula, S.F.D.E.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.
- Ferreira, C. P. & L. Casatti. 2006. Influência da estrutura do hábitat sobre a ictiofauna de um riacho em uma micro-bacia de pastagem, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(3):642-651.

- Ferreira, K.M. 2007. Biology and ecomorphology of stream fishes from the rio Mogi-Guaçu basin, Southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 5(3):311-326.
- 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(1), Jan./Mar. 2008. Available from: <http://www.biotaneotropica.org.br/v8n1/en/abstract?article+bn00608012008>.
- Gorman, O.T. & J.R. Karr. 1978. Habitat structure and stream fish communities. *Ecology*, 59(3):507-515.
- Gotelli, N.J. & G.L. Entsminger, GL. 2004. EcoSim: Null models software for ecology. Version 7. Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear. Jericho, VT 05465. Available from: <http://garyentsminger.com/ecosim/index.htm> (22/10/2012).
- Hammer, O.; D.A.T. Harper, P.D. Ryan. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1): 9.
- Harding, J., J. Clapcott, J. Quinn, J. Hayes, M. Joy, R. Storey, H. Greig, J. Hay, T. James, M. Beech, R. Ozane, A. Meredith & I. Boothroyd. 2009. Stream habitat assessment protocols for wadeable rivers and streams of New Zeland. School of biological sciences, Canterbury educational printing services, New Zeland. Pp.133p.
- Hoeinghaus, D.J., K.O. Winemiller & J.S. Birnbaum 2007. Local and regional determinants of stream fish assemblage structure: inferences based on taxonomic vs. functional groups. *Journal of Biogeography* , 34:324–338.
- Hoeinghaus, D.J., C.A. Layman, D.A. Arrington & K.O. Winemiller, K.O. 2003. Spatio temporal variation in fish assemblage structure in tropical floodplain creeks. *Environmental Biology of Fishes*, 67: 379–387.
- Hugueny, B., T. Oberdorff & P.A. Tedesco. 2010. Community Ecology of River Fishes: A Large-Scale Perspective. Pp. 1–34. In: D. A. Jackson and K. B. Gido. Community ecology of stream fishes: concepts, approaches, and techniques. American Fisheries Society, Symposium 73, Bethesda, Maryland.
- Karr, J. R. 1995. Clean water is not enough. *Illahee* 11: 51–59.
- Karr J. R., K. D. Fausch, P. L. Angermeier, P. R. Yant, I. J. Schlosser. 1986. Assessing biological integrity in running waters, a method and its rationale. Natural History Survey, Special Publication 5, Urbana, USA, Pp.28.
- Karr, J. R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6(1):21-27.
- Karr, P. L. 1982. Resource seasonality and fish diets in a Illinois stream. *Environmental Biology of Fishes*, 7(3):251-264.

- Karr, J.R. & E.W. Chu. 2000. Sustaining living Rivers. *Hydrobiologia*, 422/423: 1–14.
- Logan, M. 2010. Biostatistical design and analysis using R – A practical guide. John Wiley & Sons Ltd, The Atrium, Southern Gate, Chichester, West Sussex, PO19 8SQ, UK. Pp. 546.
- Lorion, C.M. & B.P. Kennedy. 2009. Riparian forest buffers mitigate the effects of deforestation on fish assemblages in tropical headwater streams. *Ecological Applications*, 19:468-479.
- Magurran, A.E. 2011. Medindo a diversidade biológica. Editora UFPR. Pp. 261.
- Matthews, W. J. 1998. Patterns in freshwater fish ecology. Chapman & Hall.
- Marsh-Matthews E. & W.J. Matthews. 2000. Geographic, terrestrial and aquatic factors: which most influence the structure of stream fish assemblages in the midwestern United States? *Ecology of Freshwater Fish*, 9: 9–21.
- Matheson, R. E. & G.R. Brooks. 1983. Habitat segregation between *Cottus bairdi* and *Cottus girardian* example of complex inter- and intraspecific resource partitioning. *American Midland Naturalist*, 10(1):165-176.
- Miltner, R. J., D. White & C. Yoder. 2004. The biotic integrity of streams in urban and suburbanizing landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 69:87–100.
- 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).
- Paul, M. J. & J.L. Meyer. 2001. Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32:333–365.
- Pease, A.A., A.A. Gonzalez-Diaz, R. Rodiles-Hernandez & K.O. Winemiller. 2012. Functional diversity and trait–environment relationships of stream fish assemblages in a large tropical catchment. *Freshwater Biology*, 57:1060–1075.
- Pringle, C. M., M. Freeman & B. Freeman. 2000. Regional effects of hydrologic alterations on riverine macrobiota in the new world: tropical-temperate comparisons. *BioScience*, 50: 807–823.
- 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 Development Core Team. 2008. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Ramírez, A., C.M. Pringle & K.M. Wantzen. 2008. Tropical stream conservation. Pp. 285-300. In: Dudgeon, D. (Ed.). *Tropical Stream Ecology*. Amsterdam, Academic Press, 370p.
- Rodríguez, M.A. & W.M. Lewis. 1997. Structure of fish assemblages along environmental gradients in floodplain lakes of the Orinoco River. *Ecological Monographs*, 67:109–128.

- Sabino, J. & R.M.C. Castro. 1990. Alimentação, período de atividade e distribuição espacial dos peixes de um riacho da floresta Atlântica (sudeste do Brasil). *Revista Brasileira de Biologia*, 50: 23-36.
- Scott, M. C. & G. S. Helfman. 2001. Native invasions, homogenization, and the mismeasure of integrity of fish assemblages. *Fisheries* 26:6–15.
- Scott, M.C. 2006. Winners and losers among stream fishes in relation to land use legacies and urban development in the southeastern US. *Biological Conservation*, 127:301 –309.
- Smart, S.M., K.Thompson, R.H. Marrs, M.G.L. Duc, L.C. Maskell & L.G. Firbank. 2006. Biotic homogenization and changes in species diversity across human-modified ecosystems. *Proceedings of the Royal Society B*, (273):2659-2665.
- Strahler, A.N. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Transactions, American Geophysical Union.*, 38(6).
- Tejerina-Garro, F.L, M. Maldonado, C. Ibañez, D. Pont, N. Roset & T. Oberdorff. 2005. Effects of Natural and Anthropogenic Environmental Changes on Riverine Fish Assemblages: a Framework for Ecological Assessment of Rivers. *Brasilian Archives of Biology and Technology*, 48(1): 91-108.
- Toham, A.K. & G.G. Teugels. 1997. Patterns of microhabitat use among fourteen abundant fishes of the lower Ntem River Basin (Cameroon). *Aquatic Living Resources* 10: 289–298.
- Walsh, C.J., A.H. Roy, J.W. Feminella, P.D. Cottingham, P.M. Groffman & R.P. Morgan. 2005. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society*, 24(3):706–723.
- Walters, D. M., D.S. Leigh & A.B. Bearden. 2003. Urbanization, sedimentation, and the homogenization of fish assemblages in the Etowah River Basin, USA. *Hydrobiologia* 494:5–10.
- Wang, L. & P. Kanehl. 2003. Influences of watershed urbanization and instream habitat on macroinvertebrates in cold water systems. *Journal of the American Water Resources Association*, 39: 1181–1196.
- Ward, J. V. 1998. Riverine landscapes: biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. *Biological Conservation*, 83(3):269-278.
- Willis, S. C., K.O. Winemiller & H. López-Fernandes. 2005. Hábitat structural complexity and morphological diversity of fish assemblages in a Neotropical floodplain river. *Oecologia*, 142:284-295.

Winemiller, K. O., A.A. Agostinho & E.P. Caramaschi. 2008. Fish ecology in tropical streams. Pp. 336-346. In: Dudgeon, D. (Ed.). *Tropical Stream Ecology*. Amsterdam, Academic Press, 370p.

Winemiller, K.O. 1996. Dynamic diversity in fish assemblages of tropical rivers. Pp. 99–132. In: M.L. Cody & J.A. Smallwood (ed.), *Long-term Studies of Vertebrate Communities*, Academic Press, Orlando.

CAPÍTULO II

INFLUÊNCIA DA URBANIZAÇÃO NA ECOLOGIA TRÓFICA E CONDIÇÃO CORPORAL DA ICTIOFAUNA DE RIACHOS DA BACIA DO ALTO RIO PARANAPANEMA (SP), BRASIL

RESUMO

Neste trabalho buscamos avaliar impactos da urbanização na estrutura trófica da ictiofauna, a influência da composição do substrato na estrutura trófica e a condição corporal de *Astyanax fasciatus*. Para isso, realizamos coletas em quatro trechos de riachos localizados em áreas urbanas e cinco em áreas não urbanas, todos na bacia do alto rio Paranapanema. Encontramos 7 espécies herbívoras/detrítivas, 14 invertívoras/insetívoras, 7 onívoras e 1 piscívora. Três espécies herbívoras/detrítivas e 4 espécies invertívoras/insetívoras ocorreram exclusivamente em trechos não urbanos, ao passo que 3 espécies onívoras e 1 invertívora/insetívora foram exclusivas de trechos urbanos. A estrutura em riqueza e biomassa está sendo alterada pela urbanização, sendo que a abundância não foi afetada. A composição do substrato variou entre os tipos de riachos, estando positivamente relacionada à riqueza de invertívoros/insetívoros e herbívoros/detrítivos e negativamente relacionada com a biomassa de onívoros. Tal padrão evidencia a importância do substrato como abrigo para invertebrados e superfície de estabelecimento para algas, sendo que alterações na sua composição podem afetar diretamente a disponibilidade de recursos. Em geral, as espécies exclusivas dos riachos do tipo não urbano possuem alguma especialização alimentar e hábito de forrageamento bentônico, ao passo que aquelas exclusivas dos trechos urbanos são espécies nectônicas com alta plasticidade trófica. Esta conclusão é amparada pela condição corporal de *A. fasciatus*, uma espécie onívora nectônica que apresentou maior peso médio nos riachos do tipo urbano.

Palavras chave. Categorias tróficas. Estrutura trófica. Substrato. Riachos urbanos. Condição corporal.

ABSTRACT

In this paper we evaluate the impacts of urbanization on the trophic structure of fish assemblage, the influence of substrate composition in trophic structure and the body condition of *Astyanax fasciatus*. For this, we collected samples in four sections located in urban areas and five located in non-urban areas, all in the upper Paranapanema river basin. We found 7 herbivore/detritivores species, 14 invertivorous/insectivorous, 7 omnivorous and 1 piscivore. Three species of herbivore/detritivores and 4 of invertivorous/insectivorous occurred exclusively in non-urban stretches, while 3 omnivorous and 1 invertivorous/insectivorous were present unique in urban stretches. The richness and biomass structure is being altered by urbanization, but the abundance was not affected. The substrate composition varied between types of streams, explaining the variation in richness of invertivores/insectivores and herbivores/detritivores and in the biomass of omnivores (negative relationship). This pattern highlights the importance of the substrate as shelter for invertebrates and algae facility to surface. Thus, changes in its composition can directly affect the availability of resources. In general, species unique from non-urban streams have benthic feeding habit of foraging and some diet specialization, while those unique from urban stretches are nektonic species with high trophic plasticity. This conclusion is supported by the body condition of *A. fasciatus*, an omnivorous nektonic species with higher weight in urban streams.

Keywords: Guilds. Trophic structure. Substrate. Urban streams. Body condition.

INTRODUÇÃO

Ambientes de água doce são os mais ameaçados do mundo devido a uma série de alterações ambientais (Barletta *et al.*, 2010). Entre elas, destacam-se a modificação do fluxo e a degradação do habitat, ambas como resultado de interferências diretas no canal ou indiretas, a partir de alterações na bacia de drenagem (Dudgeon *et al.*, 2006).

A distribuição de espécies se dá através dos componentes espacial, temporal e trófico do nicho (Pianka, 1978), de modo que a disponibilidade de alimentos pode ser considerada um fator importante na estruturação das assembleias de peixes. Adicionalmente, a análise da dieta traz informações importantes acerca da dinâmica trófica (Ross, 1986), conhecimento fundamental em relação à ambientes sujeitos a impactos humanos (Johnson & Arunachalam, 2012). No entanto, as informações sobre estrutura trófica de peixes de riachos são reduzidas quando comparadas à informação existente para grandes rios e represas (Esteves & Aranha, 1999).

A despeito da conhecida plasticidade da dieta de peixes tropicais (Lowe-McConnell, 1999), diversos estudos sugerem que algum nível de especialização pode ocorrer nestas comunidades (Herder & Freyhoff, 2006). Dado que a abundância das guildas tróficas está correlacionada com a disponibilidade de itens alimentares, que por sua vez varia de acordo com o tamanho do rio (Vannote *et al.* 1980), é esperado que existam poucas guildas tróficas em riachos, nos quais quatro grandes grupos de recursos alimentares podem ser identificados: detrito orgânico, perifíton, tecido animal morto e tecido vegetal vivo (Uieda & Motta, 2007). Geralmente, predominam em riachos os insetívoros e onívoros, com uma quantidade menor de herbívoros e piscívoros (Angermeier & Karr, 1983; Moyle & Senanayake, 1984).

A estrutura trófica balanceada (Lyons *et al.* 1995) é característica de riachos com condições adequadas de integridade, devido a conservação da complexidade e heterogeneidade do ambiente aquático (Lima-Jr. *et al.*, 2006). Em ambientes não alterados há maior disponibilidade de alimentos para os peixes, tal qual insetos aquáticos (Winemiller *et al.*, 2008), o que por sua vez pode contribuir para a manutenção de uma maior diversidade de espécies (Wichert & Rapport, 1998). Conseqüentemente, à medida que a influência antrópica aumenta, as espécies mais sensíveis começam a desaparecer e a estrutura trófica é alterada. A remoção do ambiente natural do entorno muda a disponibilidade de micro-habitats, eliminando abrigos importantes para alimentação (Berkman & Rabeni, 1987 *apud* Dias & Tejerina-Garro, 2010). Com isso, em ambientes degradados espera-se uma redução no número de categorias tróficas presentes (Poff & Allan, 1995), bem como o aumento na

utilização do recurso detrito, devido principalmente ao aumento em abundância de espécies com hábitos generalistas (Cunico *et al.*, 2006; Ferreira & Casatti, 2006)

Entender os efeitos de pequena e grande escala das condições abióticas é fundamental para uma compreensão mais completa da ecologia do ecossistema, e por sua vez para o estabelecimento de um manejo efetivo (Barletta *et al.*, 2008). Em riachos, alterações nos componentes da estrutura do canal podem afetar a disponibilidade de alimentos (Luiz *et al.*, 1998). Diversos elementos do substrato, como galhos, folhas e rochas criam micro-habitats que possibilitam a criação de algas e fungos (Gordon, 1993), além de fornecer abrigos a formas jovens de insetos.

Os peixes podem responder às alterações ambientais em nível individual através de sua condição, termo utilizado por Le Cren (1951) para descrever o bem estar de um indivíduo. Assumindo que quando comparados indivíduos do mesmo tamanho, o maior peso resulta em um estado fisiológico mais saudável (Murphy *et al.*, 1991), é possível considerar a condição corporal como um indicador de reservas de energia (Camara *et al.*, 2011). Com isso, assume-se que peixes com melhor condição corporal apresentam maiores taxas de crescimento, maior potencial reprodutivo e taxas mais altas de sobrevivência (Bojsen, 2005), de modo a representar um bom indicador do bem estar do peixe em um determinado ambiente (Camara *et al.*, 2011).

A estruturação física bem delimitada e o tamanho pequeno tornam os riachos bons modelos para avaliação dos efeitos de impactos físicos sobre as comunidades aquáticas (Herder & Freyhoff, 2006). Assim, tendo em vista a contínua degradação de ambientes de riachos bem como a necessidade de compreensão das respostas da assembléia íctica ao impacto antrópico, este trabalho busca responder as seguintes perguntas: i. A estrutura trófica da ictiofauna é alterada pela urbanização do entorno? ii. A composição do substrato pode explicar variações na estrutura trófica? iii. A condição corporal de *Astyanax fasciatus*, uma espécie onívora e abundante, é alterada pela urbanização?

METODOLOGIA

Área de estudos

Os riachos amostrados fazem parte da porção superior da bacia do alto rio Paranapanema, localizada na porção sudoeste do estado de São Paulo. Esta região é delimitada ao norte pela bacia do médio Paranapanema, a nordeste pelo médio Tietê/Sorocaba e ao sul pelas bacias do Ribeira do Iguape e Litoral Sul (CBH-ALPA, 2003; 2008).

Os trechos amostrados estão localizados nas cidades de Pilar do Sul e São Miguel Arcanjo (SP). Estas cidades possuíam, em 2008, populações de 27.758 e 35.277 habitantes, respectivamente, com taxas de urbanização de 77% e 65% (CBH-ALPA, 2003; 2008). Ambas tratam 100% do esgoto coletado, sendo a taxa de coleta de 97% para Pilar do Sul e 92% para São Miguel Arcanjo (CETESB, 2006).

Fora das áreas urbanas predominam a vegetação natural, reflorestamentos de *Eucalyptus* spp e pastagens. A cobertura vegetal natural, que cobre 15% da área da bacia, inclui fragmentos de floresta subcaducifólia tropical, cerrado e matas de várzea (CBH-ALPA, 2003; 2008).

Coleta de dados

As coletas foram realizadas entre os meses de agosto a dezembro dos anos de 2010 e 2011, em nove trechos de riachos selecionados a partir da acessibilidade e tamanho que permitisse o manuseio do aparato de pesca elétrica.

Entre estes, três tangenciam a zona urbana de Pilar do Sul (SP) e um a zona urbana de São Miguel Arcanjo (SP), possuindo áreas de ocupação urbana em pelo menos uma de suas margens (distância média a partir do marco zero das cidades: 1076 metros, medidos com o software Google Earth). Os demais riachos estão localizados em regiões sem área urbana à montante e distantes de qualquer área urbana (distância média a partir do marco zero das cidades: 12251 metros, medidos com o software Google Earth) (Tabela 1; Fig. 1). Os riachos do tipo urbano e não urbano foram igualmente largos e profundos ($p = 0.529$).

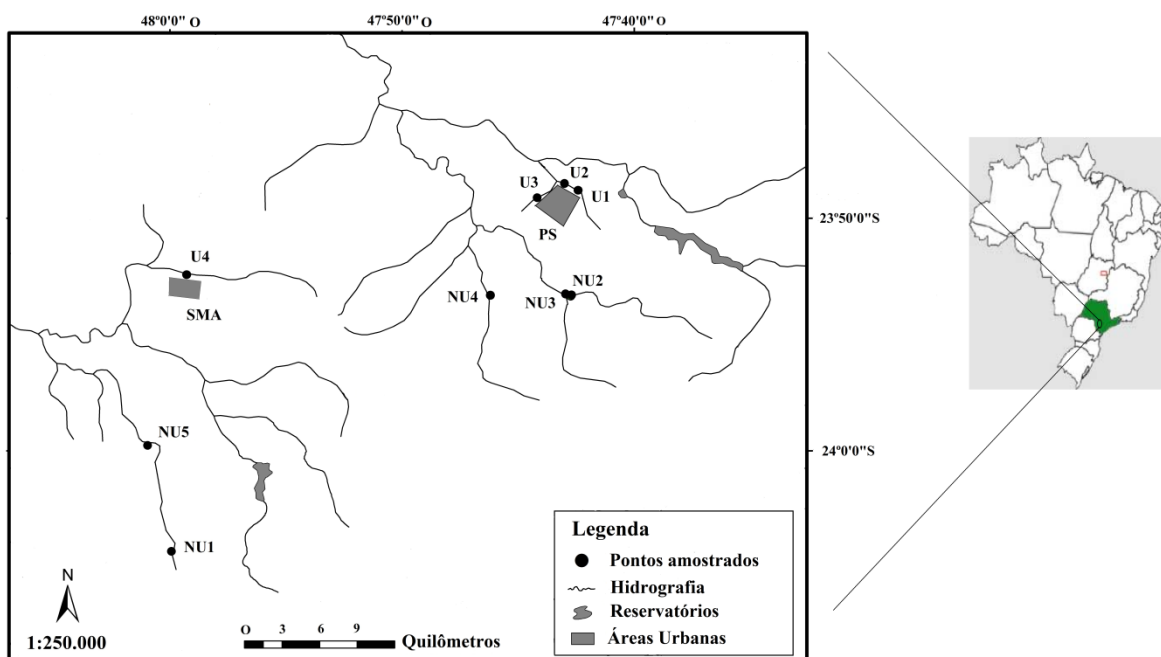


Figura 1. Trechos amostrados nas cidades de Pilar do Sul (PS) e São Miguel Arcanjo (SMA) (SP). U=trechos urbanos e NU=trechos não urbanos.

Tabela 1. Tipo do trecho, município (PS=Pilar do Sul, SMA=São Miguel Arcanjo), e localização geográfica dos riachos amostrados na parte superior da bacia do alto rio Paranapanema.

Trecho	Riacho	Tipo	Município	Latitude	Longitude
U1	Ribeirão do Pilar	Urbano	PS	23S 48' 48"	47W 42' 25"
U2	Ribeirão do Pilar	Urbano	PS	23S 48' 30"	47W 42' 59"
U3	Córrego do Campo Grande	Urbano	PS	23S 49' 07"	47W 44' 10"
U4	Ribeirão São Miguel Arcanjo	Urbano	SMA	23S 52' 26"	47W 59' 17"
NU1	Ribeirão Taquaral	Não Urbano	SMA	24S 04' 20"	47W 59' 52"
NU2	Rio Clarinho	Não Urbano	PS	23S 53' 21"	47W 42' 44"
NU3	Rio Claro Grande	Não Urbano	PS	23S 53' 21"	47W 42' 44"
NU4	Rio Pinhal	Não Urbano	PS	23S 53' 18"	47W 46' 12"
NU5	Ribeirão Taquaral	Não Urbano	SMA	23S 59' 44"	48W 00' 41"

As amostras foram realizadas em trechos de 70 metros, distância suficiente para representar a variabilidade ambiental dos riachos (sequência rápido-corredeira-poço). Em cada um destes trechos foram tomadas informações em três secções transversais nas distâncias 10, 35 e 60 metros. Em cada uma destas secções foi medida a largura (m), sendo que, a cada metro, eram realizadas medidas de profundidade (m). Da mesma forma, a cada

metro foi posicionada uma moldura de um metro quadrado, dentro da qual foi avaliada a composição do substrato. O procedimento foi realizado atribuindo um valor de 1 a 4 para cada categoria de substrato, sendo que 1 corresponde a até 24%, 2 de 25-49%, 3 de 50-74% e 4 acima de 75%. Os tipos de substrato foram classificados em: a) galhos ou troncos, b) folhas, c) silte (< 0,6 mm); d) areia (0,6 – 2 mm); e) cascalho (6 – 16 mm); f) seixo (16 - 64 mm); g) matacão (64 – 265 mm); h) bloco (> 265 mm).

Ictiofauna

Considerando que a flutuação sazonal do nível da água é um dos fatores mais importantes a influenciar a estrutura das assembléias de peixes (Rodríguez & Lewis 1997), definiu-se a estação seca como período de amostragem da ictiofauna (Licença nº 13352-1 SISBIO/ IBAMA/MMA). Neste período, as associações entre a estrutura da assembléia de peixes e a estrutura do hábitat são mais robustas, sendo possível controlar o efeito da variação temporal (Willis *et al.*, 2005), além de realizar uma amostragem mais eficiente devido ao menor volume de água e conseqüente aumento na densidade de peixes (Pease *et al.* 2012).

A amostragem foi realizada com um aparelho de pesca elétrica, entre 8h e 17h. O aparelho consiste em um transformador alimentado por um gerador (Toyama 2000W), sendo que a este transformador estão conectados dois puçás, que dentro da água liberam uma corrente contínua (2A). A captura foi realizada por dois indivíduos manuseando os puçás no sentido jusante-montante, em uma passagem sem rede de contenção (Cetra *et al.*, 2009).

O material coletado foi acondicionado em sacos plásticos, dividido por ponto de amostragem, sendo posteriormente fixados em formalina 10% por dois dias e posteriormente transferidos para álcool 70%. No laboratório, os peixes foram identificados ao nível de espécie e medidos quanto ao comprimento (cm) e massa (g). Posteriormente, exemplares foram depositados no Laboratório de Ictiologia do Departamento de Zoologia e Botânica da UNESP– São José do Rio Preto (DZSJRP).

Classificação trófica

No laboratório, os peixes foram dissecados e somente os estômagos completamente cheios foram retirados, pesados e conservados (Braga, 1999).

Os itens alimentares foram identificados e agrupados nas seguintes categorias: Detrito (Det), que inclui matéria orgânica particulada em diferentes estágios de decomposição; Material Vegetal (MV) que inclui fragmentos de plantas vasculares, macrófitas aquáticas e sementes; Algas (Alg) que inclui diversos tipos de algas uni e pluricelulares; Invertebrados

(Inv) que inclui tecamoebas, ácaros aquáticos, nemátodos, oligochaeta, crustáceos decápodos e moluscos gastrópodos e bivalves; Insetos (Ins) que inclui diversos insetos adultos e larvas; e Peixe (Pei). A classificação dos invertebrados seguiu Mugnai *et al.* (2009).

Para análise da dieta, os itens alimentares receberam valores de acordo com o método do Grau de Preferência Alimentar (GPA) (Braga, 1999). No GPA, caso ocorra apenas um item no estômago, será atribuído o valor 4. Caso ocorra mais do que um item por estômago, os valores adotados são 3, 2 ou 1, de acordo com a participação relativa do item no conteúdo estomacal analisado. Neste caso, o item mais abundante recebe o valor 3, o menos abundante recebe o valor 1 e o intermediário valor 2. Caso ocorra mais de 3 itens, dois ou mais deles podem receber o mesmo valor, seguindo a mesma lógica do explanado acima. Para cada categoria de itens alimentares foi calculado o valor do GPA. Este valor é dado pela divisão da somatória dos valores atribuídos a cada item pelo número de estômagos analisados ($GPA = S(i)/N$, onde: $S(i)$ é a somatória dos valores atribuídos à abundância do item alimentar i e N o número total de estômagos analisados). Desse modo, os itens alimentares foram classificados como preferencial absoluto ($GPA = 4$), preferencial em alto grau ($3 < GPA < 4$), preferencial ($2 < GPA < 3$), secundário ($1 < GPA < 2$) e ocasional ($GPA < 1$).

De acordo com as categorias de itens consumidos, as espécies foram classificadas em categorias tróficas. Um determinado item foi considerado parte da dieta da espécie sempre que não classificado como ocasional ($GPA > 1$). Espécies que se alimentaram de detritos, algas e/ou material vegetal foram consideradas herbívoras/detritívoras (Her/Det), pois determinadas espécies alternam uma dieta baseada em algas ou material vegetal na estação cheia para uma dieta baseada em detritos na estação seca (Johnson & Arunachalam, 2012; Winemiller *et al.*, 2008). Espécies cujo maior valor de GPA foi obtido para os itens insetos ou invertebrados foram consideradas invertívoras/insetívoras (Inv/Ins). Espécies que consumiram pelo menos um dos itens da categoria insetos, invertebrados e peixes e pelo menos um dos itens material vegetal, algas e detrito foram classificadas como onívoras (Oni). Espécies que tiveram o maior valor de GPA registrado para o item peixe foram consideradas piscívoras (Pis).

Análise de dados

A partir de uma matriz contendo os valores de GPA para todos os itens e espécies, foi realizada uma análise de componentes principais (ACP), visando ordenar as espécies de acordo com a dieta de cada uma. Para testar se os grupos formados na ACP foram distintos quanto aos itens alimentares - representados pelos valores de GPA- foi aplicada uma análise

de variância multivariada não paramétrica (Permanova), com 9999 replicações, utilizando-se o índice de Bray-Curtis (Hammer *et al.*, 2001). *Hoplias malabaricus* não foi incluída nesta análise por ser representante única de sua categoria trófica (Piscívoros).

Considerando todos os trechos, foram geradas três matrizes representativas da estrutura trófica: uma de riqueza de espécies, uma de abundância de indivíduos e uma de biomassa, sempre contendo as 4 categorias tróficas.

Para verificar se havia diferença significativa na riqueza de espécies, abundância e biomassa (variáveis dependentes), levando-se em consideração as 4 categorias tróficas para os riachos urbanos e não urbanos (fatores), foi aplicada uma análise de variância multivariada não paramétrica (Permanova), com 9999 replicações utilizando-se o índice de Bray-Curtis (Hammer *et al.*, 2001). A biomassa foi calculada dividindo a massa total (gramas) de cada categoria trófica pelo volume do trecho ($V = L_m \times P_m \times C$, onde L_m é a largura média do trecho (m); P_m é a profundidade média (m); e C é o comprimento, padronizado em 70 m). Foi aplicada uma transformação em raiz quadrada para os dados de riqueza e abundância.

A partir das médias ponderadas de ocorrência de cada categoria de substrato, foi gerada uma matriz dos tipos de substrato para cada trecho. Com esta matriz foi feito um escalonamento multidimensional não métrico (NMMDS) e aplicada uma Permanova com 9999 replicações, para verificar a significância da similaridade na composição do substrato dentro e entre os trechos urbanos e não urbanos (Hammer *et al.*, 2001).

Com o intuito de verificar o efeito da composição do substrato sobre a estrutura trófica, foi calculado o coeficiente de correlação de Pearson entre o eixo 1 da NMMDS, representativo da composição do substrato com a riqueza e densidade das categorias tróficas (Hammer *et al.*, 2001). A abundância não foi utilizada por não ser diferente entre os trechos urbanos e não urbanos ($p=0.14$).

A condição corporal de *Astyanax fasciatus* foi analisada. Esta espécie foi selecionada por apresentar número suficiente de indivíduos em ambos os tratamentos e pelo hábito alimentar onívoro, já que ocorreram mais espécies desta categoria trófica em trechos urbanos. O peso médio dos indivíduos foi comparado através de uma análise de covariância (ANCOVA) (Cetra, 2005). Nesta análise, o peso total dos indivíduos é a variável dependente, o tratamento (urbano e não urbano) é o fator e o comprimento é a covariável. Todos os valores de peso foram log-transformados (Log10) (R Development Core Team, 2008).

RESULTADOS

Foram analisados 281 estômagos de 29 espécies. Inseto foi o item predominante, sendo consumido por 24 espécies. Peixe foi o item mais raro, presente apenas na dieta de *Hoplias malabaricus*. As espécies foram divididas em quatro categorias tróficas, sendo 7 delas consideradas herbívoras/detrítivas, 14 invertívoras/insetívoras, 7 onívoras e 1 piscívora. Nos trechos urbanos, ocorreram 7 espécies de herbívoros/detrítivos, ante 4 nos trechos urbanos. *Neoplecostomus selenae*, *Neoplecostomus* sp. e *Hypostomus ancistroides* foram capturadas exclusivamente em trechos não urbanos. Para o grupo dos invertívoros/insetívoros, ocorreram 13 espécies nos trechos não urbanos e 10 nos trechos urbanos, sendo *Astyanax paranae*, *Characidium schubarti*, *Imparfinis borodini* e *Trichomycterus* sp. exclusivas dos trechos não urbanos e *Gymnotus carapo* exclusiva dos urbanos. Para os onívoros, 4 espécies ocorreram em trechos não urbanos e 7 nos urbanos, sendo *Apareiodon piracicabae*, *Geophagus brasiliensis* e *Hyphessobrycon anisitisi* exclusivas destes últimos (Tabela 2).

Tabela 2. Valores de GPA por espécie (MV= Material vegetal; Alg=Algas; Det=Detrito; Inv = Invertebrados; Ins=Insetos; Pei=Peixe), ocorrência em trechos urbanos (U) e não urbanos (NU), categoria trófica das espécies (CT) e número de estômagos analisados (N).

Espécie	MV	Alg	Det	Inv	Ins	Pei	U	NU	CT	N
<i>Hisonotus</i> sp (HIS)	-	0,50	3,50	-	-	-	X	X	Herbívoro/Detritívoro	8
<i>Hypostomus ancistroides</i> (HYA)	-	-	3,67	-	0,33	-	-	X	Herbívoro/Detritívoro	6
<i>Hypostomus nigromaculatus</i> (HYN)	-	-	4,00	-	-	-	X	X	Herbívoro/Detritívoro	6
<i>Neoplecostomus selenae</i> (NES)	0,08	1,23	2,15	-	0,54	-	-	X	Herbívoro/Detritívoro	24
<i>Neoplecostomus</i> sp (NEO)	-	-	4,00	-	-	-	-	X	Herbívoro/Detritívoro	24
<i>Parodon nasus</i> (PAN)	1,50	0,50	2,00	-	-	-	X	X	Herbívoro/Detritívoro	11
<i>Phalloceros reisi</i> (PRE)	-	-	3,84	-	0,16	-	X	X	Herbívoro/Detritívoro	14
<i>Astyanax</i> aff, <i>Paranae</i> (ASP)	0,47	0,35	-	0,12	3,06	-	-	X	Invertívoro/Insetívoro	9
<i>Bryconamericus stramineus</i> (BST)	0,24	-	-	-	3,76	-	X	X	Invertívoro/Insetívoro	8
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i> (CTI)	0,29	0,10	-	0,19	3,43	-	X	X	Invertívoro/Insetívoro	13
<i>Characidium gomesi</i> (CHG)	-	-	-	-	4,00	-	X	X	Invertívoro/Insetívoro	12
<i>Characidium schubarti</i> (CHS)	-	-	-	-	4,00	-	-	X	Invertívoro/Insetívoro	1
<i>Characidium zebra</i> (CHZ)	-	-	-	0,17	3,83	-	X	X	Invertívoro/Insetívoro	1
<i>Gymnotus carapo</i> (GYC)	-	-	-	1,14	2,86	-	X	-	Invertívoro/Insetívoro	7
<i>Gymnotus sylvius</i> (GYS)	-	-	-	-	4,00	-	X	X	Invertívoro/Insetívoro	3
<i>Imparfinis borodini</i> (IMB)	-	-	-	2,67	1,33	-	-	X	Invertívoro/Insetívoro	15
<i>Imparfinis mirini</i> (IMM)	0,14	-	-	0,09	3,77	-	X	X	Invertívoro/Insetívoro	3
<i>Piabina argentea</i> (PAR)	0,22	-	-	0,27	3,51	-	X	X	Invertívoro/Insetívoro	2
<i>Pimelodella avanhandavae</i> (PAV)	0,08	0,08	-	0,86	2,98	-	X	X	Invertívoro/Insetívoro	3
<i>Rhamdia quellen</i> (RHQ)	0,28	-	-	2,76	0,97	-	X	X	Invertívoro/Insetívoro	14
<i>Trichomycterus</i> sp (TRI)	-	-	-	-	4,00	-	-	X	Invertívoro/Insetívoro	12
<i>Apareiodon piracicabae</i> (API)	-	-	2,59	-	1,41	-	X	-	Onívoro	1
<i>Astyanax altiparanae</i> (ASA)	2,24	-	-	0,16	1,60	-	X	X	Onívoro	2
<i>Astyanax bockmanni</i> (ASB)	0,31	0,43	1,53	0,08	1,65	-	X	X	Onívoro	21
<i>Astyanax fasciatus</i> (ASF)	1,83	0,24	-	0,10	1,83	-	X	X	Onívoro	16
<i>Geophagus brasiliensis</i> (GEB)	-	-	1,05	1,80	1,14	-	X	-	Onívoro	29
<i>Hypheobrycon anisitsi</i> (HAN)	0,18	0,24	2,06	-	1,52	-	X	-	Onívoro	5
<i>Rineloricaria pentamaculata</i> (RIP)	-	-	1,60	-	2,40	-	X	X	Onívoro	8
<i>Hoplias malabaricus</i> (HOM)	-	-	-	1,33	-	2,67	X	X	Piscívoro	3

As espécies das três categorias tróficas consideradas formaram grupos distintos. O primeiro eixo da ACP, único retido para interpretação devido ao valor de “Broken stick”, explicou 40,22 % da variância total no conjunto de dados. A categoria invertívoro/insetívoro exibiu valores menores no eixo 1 e herbívoros/detritívoros foi posicionado no outro extremo (Figura 2). Os itens mais importantes na composição deste eixo foram, em seqüência, detrito ($r= 0,905$), insetos ($r= -0,885$), algas ($r= 0,566$), invertebrados ($r= 0,292$) e material vegetal ($r= 0,055$). As três categorias foram diferentes entre si em relação aos itens consumidos ($P_{Her/Det \times Inv/Ins} = <0,001$, $P_{Her/Det \times Oni} = <0,001$, $P_{Inv/Ins \times Oni} = <0,001$) (Tabela 3).

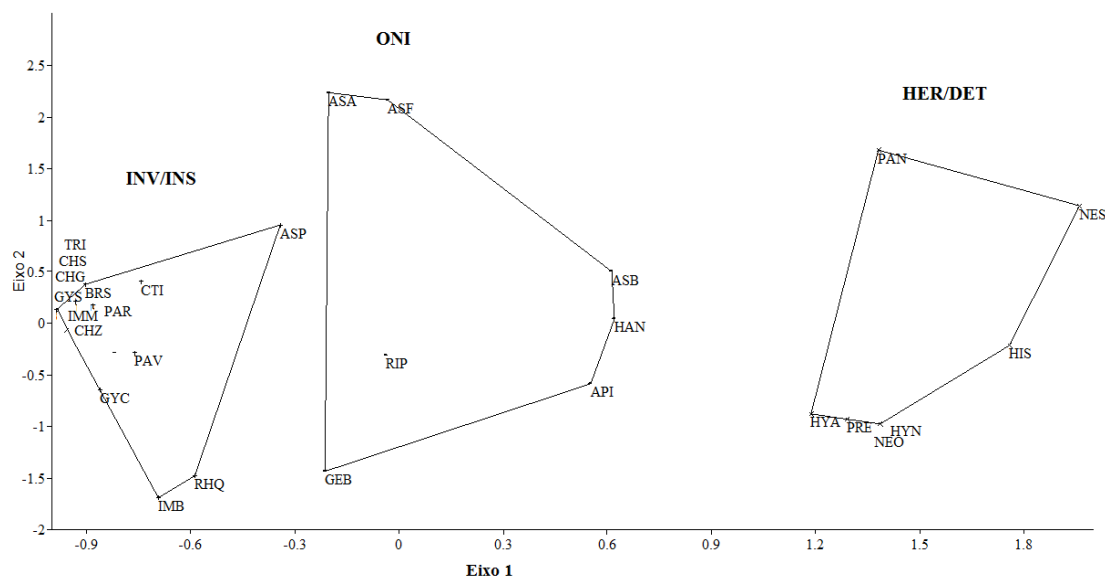


Figura 2. Análise de Componentes Principais para a dieta das 28 espécies analisadas. Espécies de uma mesma categoria trófica estão encerradas em polígonos (Her/Det= Herbívoros/Detrítívoros; Inv/Ins= Invertívoros/Insetívoros; Oni= Onívoros). Para os códigos das espécies, ver tabela 2.

Tabela 3. Análise de variância multivariada não paramétrica (Permanova) para as categorias tróficas da ictiofauna capturada nos trechos de riachos. F=estatística de teste, SQT=soma dos quadrados totais; SQG= soma dos quadrados dentro dos grupos.

	F	SQT	SQG
Categoria trófica	27,11	5,78	1,82

Quando consideradas as quatro categorias tróficas, a riqueza e a biomassa foram diferentes entre os tipos de riacho. Contudo, a abundância não sofreu efeito da urbanização (Tabela 4).

Tabela 4. Análise de variância multivariada não paramétrica (Permanova) para riqueza, abundância e densidade das 5 categorias tróficas encontradas nos trechos de riachos do tipo urbano e não urbano. F=estatística de teste, SQT=soma dos quadrados totais; SQG= soma dos quadrados dentro dos grupos; P= valor exato de probabilidade. * indica valores de p significativos.

	F	SQT	SQG	P
Riqueza	6,25	0,22	0,12	0,01*
Abundância	1,87	0,27	0,21	0,14
Biomassa	5,82	164,30	89,69	0,01*

Os trechos urbanos e não urbanos apresentam composição de substrato diferenciada, formando dois grupos distintos. Quando ordenados, os trechos não urbanos receberam valores maiores que os não urbanos em relação ao eixo 1 do NMMDS (Figura 3; Tabela 5).

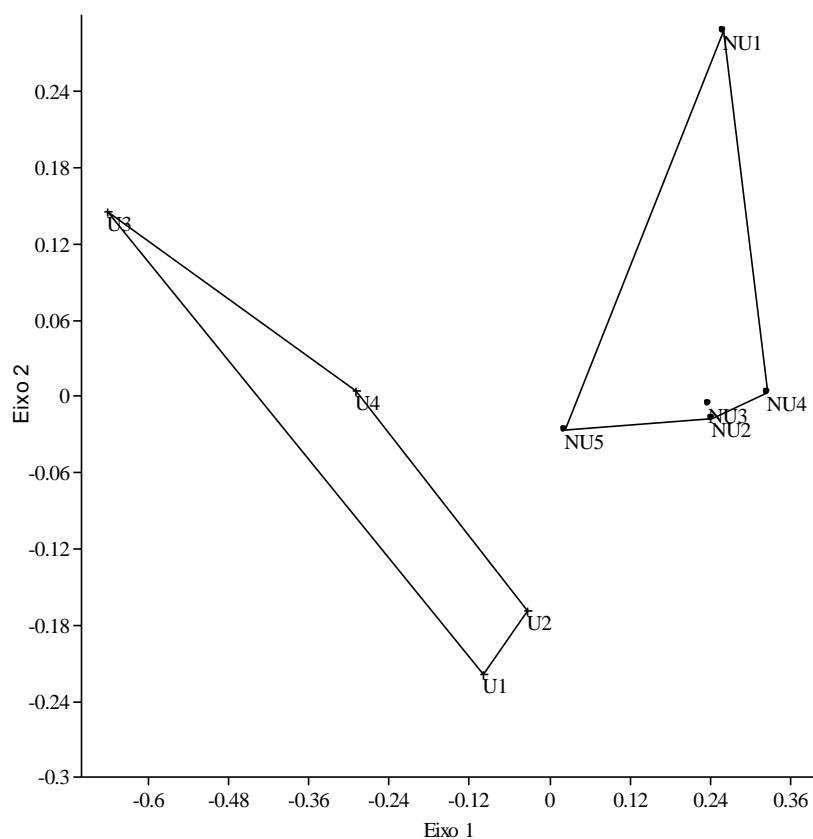


Figura 3. Escalonamento multidimensional não métrico dos trechos de coleta de acordo com a composição do substrato. U=trechos urbanos; NU= trechos não urbanos.

Tabela 5. Análise de variância multivariada não paramétrica (Permanova) para composição substrato nos trechos de riachos do tipo urbano e não urbano. F=estatística de teste, SQT=soma dos quadrados totais; SQG=soma dos quadrados dentro dos grupos; P= valor exato de probabilidade. * indica valores de p significativos.

	F	SQT	SQG	P
Composição substrato	4,86	1,32	0,78	0,01*

A riqueza de herbívoros/detrítívoros e de invertívoros/insetívoros está relacionada com a composição do substrato, sendo que substratos mais complexos correspondem a maiores riquezas destas categorias tróficas. A biomassa de onívoros também varia conforme o substrato, porém de maneira inversa: substratos mais complexos resultam em menor densidade desta categoria trófica. A biomassa de herbívoros/detrítívoros, a biomassa de

invertívoros/insetívoros e a riqueza de onívoros não se correlacionam com a composição do substrato (Tabela 6).

Tabela 6. Relações entre composição do substrato, riqueza e biomassa de três categorias tróficas. r= coeficiente de correlação e p= valor exato da probabilidade. * indica valores de p significativos.

Categoria trófica		Riqueza	Biomassa
Herbívoro/Detritívoro	R	0,82	0,09
	P	0,01*	0,81
Invertívoro/Insetívoro	R	0,68	-0,29
	P	0,04*	0,43
Onívoro	R	-0,33	-0,94
	P	0,38	0,0002*

Quando descontado o efeito do comprimento, o peso médio de *Astyanax fasciatus* foi maior nos riachos do tipo urbano, indicando que a condição corporal desta espécie é melhor nos riachos urbanos (Tabelas 7 e 8).

Tabela 7. Análise de covariância (ANCOVA) para o peso total de *Astyanax fasciatus*. A variável dependente é o peso total, a covariável é o comprimento total e o fator é o tipo de riacho (urbano ou não urbano). SQ=soma dos quadrados; Gl=graus de liberdade; QM=quadrado médio; F=estatística de teste; P= valor exato de probabilidade; e CT=Comprimento total. * indica valores de p significativos.

Efeito	SQ	Gl	QM	F	P
CT	9,78	1	9,78	3.684,14	<0,01*
Tipo	0,05	1	0,05	18.31	<0,01*
Tipo*CT	0,001	1	0,001	0.34	0,56
Erro	0,21	81	0,003		

Tabela 8. Média, média ajustada e inclinação da reta para o peso total de *Astyanax fasciatus*, em trechos urbanos e não urbanos.

	Média	Média ajustada	Inclinação
Urbanos	0,88	0,69	0,17
Não Urbanos	0,40	0,63	0,18

DISCUSSÃO

O item predominante na dieta da fauna analisada foi inseto, seguido por invertebrados, detrito, material vegetal, alga e peixe, correspondendo ao conhecimento registrado na literatura para peixes de riachos (Braga & Gomieiro, 2009; Casatti, 2002; Mazzoni *et al.*, 2010; Silva *et al.*, 2012; Rondineli *et al.*, 2011). Entre as categorias tróficas predominaram os

invertívoros/insetívoros, seguidos pelos herbívoros/detrítívoros, onívoros e piscívoros, um padrão em riachos tropicais (Esteves & Aranha, 1999; Schneider *et al.*, 2011; Winemiller *et al.*, 2008).

Em ambientes que sofreram impactos antrópicos são esperadas alterações em diversos padrões relativos à ictiofauna, entre eles a mudança na composição dos itens alimentares consumidos e redução do número de categorias tróficas (Alexandre *et al.*, 2010; Casatti *et al.*, 2009). Embora nos riachos estudados o número de categorias tenha permanecido inalterado, a estrutura trófica diferiu em termos de riqueza e biomassa entre riachos urbanos e não urbanos, sempre considerando o espaço multivariado em que estão representadas todas as categorias tróficas simultaneamente. A variabilidade nas condições abióticas e conseqüentemente o grau de degradação podem determinar em parte a disponibilidade de recursos (Abelha *et al.*, 2001), que por sua vez podem provocar alterações na estrutura trófica (Luiz *et al.*, 1998). A urbanização pode alterar a disponibilidade de recursos aos peixes de diversas maneiras. Alterações do substrato e diminuição na transparência causam redução na diversidade de macrófitas (Suren, 2000). O aumento na velocidade de escoamento da água e as perturbações repentinas causadas por pulsos de inundação, geralmente proporcionais à superfície impermeabilizada no entorno, podem reduzir a quantidade de algas (Paul & Meyer, 2001; Walsh *et al.*, 2005). O aporte de toxinas, assoreamento e outras alterações do hábitat físico frequentemente simplificam a assembleia de invertebrados (Cleto-Filho & Walker, 2001; Ramirez *et al.*, 2008).

A composição do substrato é um dos fatores mais importantes na estruturação de assembleias de peixes de riachos (Angermeier & Karr, 1983). A urbanização do entorno pode alterar a textura dos sedimentos, aumentando a quantidade de sedimentos finos e diminuindo a quantidade de galhos e troncos (Finkenbine *et al.*, 2000; Pizzuto *et al.*, 2000). Em nossa análise, verificamos que os trechos urbanos receberam menores valores no eixo 1 da NMMDS, indicando uma composição de substrato mais simples em relação aos trechos não urbanos. Observamos também que a variação na composição do substrato explicou a variação na riqueza de herbívoros/detrítívoros e de invertívoros/insetívoros. Reconhecidamente, substratos como folhas, galhos, troncos e rochas são superfícies que possibilitam o crescimento de diversos tipos de algas, entre elas o perífíton, além de criar micro-habitats que fornecem abrigo à fauna de insetos imaturos (Russo *et al.*, 2002). Assim, a ausência destes tipos de substrato pode afetar diretamente a disponibilidade de recursos para espécies que tem em algas ou invertebrados aquáticos suas principais fontes de alimento. Adicionalmente, a biomassa de onívoros decresceu com o aumento na complexidade do substrato. Em geral,

espécies onívoras de riachos são forrageadores da coluna d'água, portanto não dependentes do substrato. Este hábito de forrageamento somado a grande plasticidade trófica das espécies onívoras confere a elas vantagens adaptativas em ambientes alterados (Barreto & Aranha, 2006). Taylor & Roff (1986) observaram que a entrada de sedimentos finos decorrentes da construção de uma estrada resultou em aumento na abundância relativa de forrageadores de coluna d'água, ocorrendo o inverso com forrageadores bentônicos.

Entre as 14 espécie de invertívoros/insetívoros registradas, quatro foram exclusivas de áreas não urbanas (*Imparfinis borodini*, *Astyanax paranae*, *Characidium schubarti* e *Trichomycterus* sp.). *Imparfinis borodini* é um siluriforme heptapterideo, que consumiu insetos e invertebrados. Durante as coletas, notamos que indivíduos desta espécie eram sempre capturado em meio a blocos de rocha e matações, indicando dependência da composição do substrato. *Astyanax paranae*, a despeito de exibir certa plasticidade na dieta, consome preferencialmente itens de origem alóctone (Bonatto *et al.*, 2012; Silva *et al.*, 2012; Gomiero & Braga, 2005), hábito que pode prejudicar sua ocorrência em trechos urbanos. A ausência de *C. schubarti* e *Trichomycterus* sp. pode estar relacionada aos hábitos destas. Espécies do gênero *Characidium* são predadores visuais que preferem leitos pedregosos e com águas rápidas, nos quais capturam suas presas utilizando a estratégia conhecida como “sit and wait” (Casatti & Castro, 1998; Sabino & Castro, 1990). Estas espécies possuem características anatômicas que favorecem a captura de presas em locais de difícil acesso a outros taxa (Aranha *et al.*, 2000). *Trichomycterus* sp. teve insetos como item único da dieta. Os representantes deste gênero são consumidores de invertebrados bentônicos (Braga & Gomiero, 2009; Cetra *et al.*, 2011), com hábitos reofílicos e frequentemente típicas de riachos preservados, com fundo de pedra e água claras (Oyakawa *et al.*, 2009). Geralmente, capturam seu alimento junto ao fundo do riacho, revolvendo o substrato e capturando suas presas por sucção (Casatti, 2002). *Gymnotus carapo* foi a única espécie considerada invertívora/insetívora de ocorrência exclusiva em pontos urbanos. A despeito de ser geralmente descrita como uma espécie invertívora (Rondinelli *et al.*, 2011), tal qual demonstram nossos resultados, trata-se de uma espécie com certa plasticidade trófica, podendo se comportar inclusive como onívora em determinados locais (Luiz *et al.*, 1998), característica que facilitaria sua permanência em ambientes modificados.

Entre os herbívoros/detrítívoros, não houve nenhuma espécie exclusiva das áreas urbanas, porém, três delas foram capturadas apenas em trechos não urbanos. *Hypostomus ancistroides*, *Neoplecostomus* sp. e *N. selenae* consumiram preferencialmente detrito, um recurso considerado abundante em ambientes degradados (Oliveira & Bennemann, 2005).

Portanto, a ausência destas espécies em áreas urbanas não deve ser creditada ao hábito alimentar. As informações sobre a biologia de *N. selenae* são escassas e restritas a localidade tipo, devido a sua descrição taxonômica recente. Oyakawa *et al.* (2009) afirmam que esta espécie está associada a ambientes de cabeceira, rasos, com mata ciliar íntegra, águas frias, cristalinas e correntosas, e fundo de pedras. As demais espécies de *Neoplecostomus* acompanham este padrão, tendo ocorrência associada à ambientes preservados com presença de rochas no leito (Casatti & Castro, 1998; Gomieiro & Braga, 2009, Oyakawa *et al.*, 2009). Quanto a *H. ancistroides*, há indícios de que sua ausência esteja relacionada ao seu hábito e substrato de forrageamento. Segundo Casatti (2002), indivíduos desta espécie começam a atividade de forrageio com o início da noite, principalmente junto às margens, sendo dependentes de substratos como galhos e troncos submersos, onde os indivíduos ficam aderidos pela boca enquanto raspam.

Sete espécies de hábito alimentar onívoro foram identificadas sendo que destas, três espécies foram capturadas apenas em trechos urbanos. O sucesso de espécies onívoras na colonização de ambientes degradados é um padrão relatado para peixes de riachos, pois espécies oportunistas podem alterar sua dieta de acordo com variações espaciais e interações com outras espécies (Teixeira *et al.*, 2005; Bennemann *et al.*, 2005; Uieda & Pinto, 2011). *Apareiodon piracicabae*, *Geophagus brasiliensis* e *Hyphessobrycon anisitisi* são espécies que apresentam grande plasticidade trófica, consumindo principalmente detrito e insetos. Detrito é um item alimentar bastante comum em riachos degradados (Bonato *et al.*, 2012; Ferreira & Casatti, 2006; Oliveira & Bennemann, 2005), portanto, é razoável supor que a capacidade em utilizar este recurso pode conferir vantagens adaptativas em trechos urbanizados. Espécies do gênero *Apareiodon* apresentam dieta ampla, que varia de onívoro a exclusivamente detritívoro (Casatti & Castro, 1998; Luz-Agostinho *et al.*, 2006; Rondineli *et al.*, 2011). *Geophagus brasiliensis*, além da conhecida plasticidade trófica, também é capaz de forragear em diferentes tipos de substrato, incluindo os arenosos (Sabino & Castro 1998, Gomieiro & Braga, 2009). Espécies de *Hyphessobrycon* são comumente descritas como forrageadoras de meia água com espectro alimentar amplo (Uieda *et al.*, 1997). Barreto & Aranha (2006), descrevendo os hábitos de *Hyphessobrycon griemi*, afirmam que esta espécie busca recursos em todos os estratos, procurando o alimento nas porções intermediárias da coluna d'água, e investindo no fundo ou superfície após a localização do alimento.

Constatamos que *Astyanax fasciatus* possui melhor condição corporal em trechos urbanos. Inúmeros fatores podem influenciar o bem-estar do peixe, tornando complicada a identificação dos motivos exatos. No entanto, é conhecida a grande capacidade de adaptação

de *A. fasciatus* em ambientes impactados (Bojsen & Barriga, 2002). Trata-se de uma espécie onívora nectônica, capaz de consumir praticamente qualquer categoria de alimento, inclusive detrito (Ferreira *et al.* 2012, Ferreira 2007; Alexandre Peressin, observação pessoal), além de ser resistente a poluição (Schulz & Martins Jr., 2001). A constatação da melhor condição corporal de *A. fasciatus* em áreas urbanas torna-se interessante quando considerado que a estrutura trófica não variou em relação à abundância, porém foi diferente quando considerada a biomassa. Evidentemente, a resposta da condição corporal de uma espécie não deve ser extrapolada como um padrão para todos os onívoros. No entanto, fornece indícios de que a melhor condição corporal de espécies de hábito alimentar generalista e não dependentes do substrato pode estar impactando a estrutura em biomassa.

CONCLUSÃO

Embora estudos sobre respostas dos peixes à urbanização tenham aumentado nos últimos anos, ainda é escasso o conhecimento a cerca dos padrões de repostas dos peixes às atividades humanas (Furlan *et al.*, 2013). Neste estudo, verificamos que a estrutura trófica da ictiofauna esta sendo alterada pela urbanização do entorno, sempre que consideradas a biomassa e a riqueza. Adicionalmente, concluímos que o substrato é um elemento importante para explicar a resposta dos peixes às alterações antrópicas. Tendo em vista que o conhecimento dos hábitos alimentares permite identificar fatores que afetam distribuição e abundância das espécies (Esteves & Galetti, 1995), também foi possível relacionar os itens consumidos e o hábito alimentar com a presença ou ausência de espécies em trechos urbanos. De maneira complementar, o peso médio de *Astyanax fasciatus*, uma espécie onívora e abundante, foi maior em áreas urbanas. Este resultado fornece indícios dos motivos pelos quais o nível de urbanização observado não afeta a estrutura em abundância das categorias tróficas, mas altera a biomassa.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abelha, M.C.F., A.A. Agostinho & E. Goulart. 2001. Plasticidade trófica em peixes de água doce. *Acta Scientiarum*, 23: 425-434.
- Alexandre, C.V.; K.E. Esteves & M.A.M.M. 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.
- Angermeier, P.L. & J.R. Karr. 1983. Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. *Environmental Biology of Fishes*, 9(2): 117-35.

- Aranha, J.M.R., J.H.C. Gomes & F. N.O. Fogaça. 2000. Feeding of two sympatric species of *Characidium*, *C. lanei* and *C. pterostictum* (Characidiinae) in a coastal stream of Atlantic Forest (Southern Brazil). *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 43(5):527-531.
- Barletta M., A.J. Jaureguizar, 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. Fabré, 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.
- Barletta, M., C.S. Amaral, M.F.M. Correa, F. Guebert, D.V. Dantas, L. Lorenzi & U. Saint-Paul. 2008. Factors affecting seasonal variations in demersal fish assemblages at an ecocline in a tropical-subtropical estuary. *Journal of Fish Biology* 73:1314–1336.
- Barreto, A. P. & L. M. R. Aranha. 2006. Alimentação de quatro espécies de Characiformes de um riacho da Floresta Atlântica, Guaraqueçaba, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23: 779-788.
- Bennemann, S.T.; A.M. Gealh; M.L. Orsi & L.M. Souza. 2005. Ocorrência e ecologia trófica de quatro espécies de *Astyanax* (Characidae) em diferentes rios da bacia do rio Tibagi, Paraná, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, 95 (3): 247-254.
- Bojsen, B.H. 2005. Diet and condition of three fish species (Characidae) of the Andean foothills in relation to deforestation. *Environmental Biology of Fishes* 73: 61–73.
- Bojsen, B. H., & R. Barriga. 2002. Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. *Freshwater Biology*, 47:2246–2260.
- 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(1):27–38.
- Braga, F. M. S. 1999. O grau de preferência alimentar: um método qualitativo e quantitativo para o estudo do conteúdo estomacal de peixes. *Acta Scientiarum*, 21(2):291-295.
- Braga, F.M.S. & L.M. Gomiero. 2009. Alimentação de peixes na microbacia do Ribeirão Grande, Serra da Mantiqueira Oriental, SP. *Biota Neotropica*, 9(3): 207-212.
- Camara, E.M., É.P. Caramaschi & A.C. Petry. 2011. Fator de condição: bases conceituais, aplicações e perspectivas de uso em pesquisas ecológicas com peixes. *Oecologia Australis*, 15(2): 249-274.
- Casatti, L. 2002. Alimentação dos peixes em um riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, Bacia do Alto Rio Paraná, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica*, 2: 1-14.

- Casatti, L., C. P. Ferreira & F. Langeani. 2009. A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. *Hydrobiologia*, 623: 173-189.
- Casatti, L. & R.M.C. Castro. 1998. A fish community of the São Francisco river headwater riffles, southeastern, Brazil. *Ichthyology Exploration Freshwaters*, 9(3):229-242.
- Cetra, M. 2005. Avaliação do bem estar em peixes: ANCOVA uma alternativa para estudos da relação peso-comprimento. *Boletim Sociedade Brasileira de Ictiologia*, 81:3-5.
- Cetra, M., F.C. Ferreira & A.L. Carmassi. 2009. Caracterização das assembléias de peixes de riachos de cabeceira na bacia do rio Cachoeira (sudeste da Bahia). *Biota Neotropica*, 9(2). Available from: <http://www.biotaneotropica.org.br/v9n2/pt/abstract?article+bn0160902>.
- Cetra, M., G. R. Rondineli & U. P. Souza. 2011. Compartilhamento de recursos por duas espécies de peixes nectobentônicas de riachos na bacia do rio Cachoeira (BA). *Biota Neotropica*, 11:1-9.
- Cleto-Filho, S. E. N., & I. Walker. 2001. Effects of urban occupation on the aquatic macroinvertebrate from a small stream of Manaus, Amazonas State, Brazil. *Acta Amazonica* 31: 69–89.
- Comitê Da Bacia Hidrográfica Do Alto Paranapanema CBH – ALPA. 2003. Fundo Estadual de Recursos Hídricos – FEHIDRO. Plano de bacia UGRHI – 14. Available from: http://www.sigrh.sp.gov.br/cgi-bin/sigrh_home_colegiado.exe?tema=presentacao&colegiado=crh/cbh-alpa&lwgactw=145630 (04/03/2010).
- Comitê Da Bacia Hidrográfica Do Alto Paranapanema CBH – ALPA. 2008. Relatório de situação dos recursos hídricos do alto Paranapanema. Fundação Paulista de Tecnologia e Educação. Available from: http://www.sigrh.sp.gov.br/cgi-bin/sigrh_home_colegiado.exe?COLEGIADO=CRH/CBH-ALPA&TEMA=RELATORIO2008 (04/03/2010).
- Cunico, A.M.; A.A. Agostinho & J.D. Latini. 2006. Influência da urbanização sobre as assembléias de peixes em três córregos de Maringá, Paraná. *Revista Brasileira de Zoologia* 23(4):1101-1110.
- Dias, A.M. & F.L. Tejerina-Garro. 2010. Changes in the structure of fish assemblages in streams along an undisturbed-impacted gradient, upper Paraná River basin, Central Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 8(3):587-598.
- Dudgeon, D., A.H. Arthington, M.O. Gessner, Z.I. Kawabata, D.J. Knowler, C. Lévêque, R.J. Naiman, A.H. Prieur-Richard, D. Soto, M.L.J. Stiassny & C.A. Sullivan 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81:163-182.

Esteves, K. E. & J.M.R. Aranha. 1999. Ecologia trófica de peixes de riachos. Pp. 157-182. In: Caramaschi, E.P., R. Mazzoni, C.R.S.F. Bizerril & P. Peres-Neto. (Eds.). *Ecologia de Peixes de Riachos: Estado Atual e Perspectivas*. Rio de Janeiro, PPGEUFRJ, *Oecologia Brasiliensis*, VI.

Esteves, K. E. & P.M. Galetti. 1995. Food partitioning among some characids of a small brazilian floodplain lake from the Paraná River basin. *Environmental Biology of Fishes*, 42:375-389.

Ferreira, A., F. De Paula, S.F.D.E.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.

Ferreira, C. P. & L. Casatti. 2006. Influência da estrutura do hábitat sobre a ictiofauna de um riacho em uma micro-bacia de pastagem, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(3):642-651.

Ferreira, K.M. 2007. Biology and ecomorphology of stream fishes from the rio Mogi-Guaçu basin, Southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 5(3):311-326.

Finkenbine J.K., D.S. Atwater, D.S. Mavinic. 2000. Stream health after urbanization. *Journal of the American Water Resources Association*, 36:1149–60.

Furlan, N., Esteves, K.E. & Quinágua, G.A. 2013. Environmental factors associated with fish distribution in an urban neotropical river (Upper Tietê River Basin, São Paulo, Brasil). *Environmental Biology of Fishes*, 96(1):77-92.

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(1). Available from: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v8n1/en/abstract?article+bn00608012008>>.

Gomiero, L.M. & F.M.S. Braga. 2005. Uso do grau de preferência alimentar para a caracterização da alimentação de peixes na APA de São Pedro e Analândia. *Acta Scientiarum Biological Sciences* 27(3):265-270.

Gordon, N.D. 1993. *Stream hidrology: a introduction*. Chichester, John Willey & Sons, 526p.

Hammer, O.; D.A.T. Harper, P.D. Ryan. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1): 9.

Herder, F. & J. Freyhoff. 2006. Resource partitional in a tropical fish assemblage. *Journal of Fish Biology*, 69:571–589.

Johnson, J. A. & M. Arunachalam. 2012. Feeding habit and food partitioning in a stream fish community of Western Ghats, India. *Environmental Biology of Fishes*, 93: 51-60.

- Le Cren, E. D. 1951. The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). *Journal of Animal Ecology*, 20(2):201-219.
- Lima-Jr., S. E., I.B. Cardone & R. Goitein. 2006. Fish assemblage structure and aquatic pollution in a Brazilian stream: some limitations of diversity indices and models for environmental impact studies. *Ecology of Freshwater Fish*, 15(1):284-290.
- Lowe-McConnell, R. H. 1999. *Estudos ecológicos em comunidades de peixes tropicais*. São Paulo: Editora USP, 535p.
- Luiz, E. A., A. A. Agostinho, L. C. Gomes & N. S. Hahn. 1998. Ecologia trófica de peixes em dois riachos da Bacia do Rio Paraná. *Revista Brasileira de Biologia*, 58:273-285.
- Luz-Agostinho K.D.G., L.M. Bini, R. Fugi, A.A. Agostinho & H.F. Júlio Jr. 2006. Food spectrum and trophic structure of the ichthyofauna of Corumbá reservoir, Paraná river Basin, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 4(1):61-68.
- Lyons, J., S. Navarro-Pérez, P.A. Cochran, C. Santana & M. Guzmán-Arroyo. 1995. Index of biotic integrity based on fish assemblages for the conservation of streams and rivers in west-central México. *Conservation Biology*, 9(3):569-584.
- Mazzoni, R., M. Moraes, C. F. Rezende & J. C. Miranda. 2010. Alimentação e padrões ecomorfológicos das espécies de peixes de riacho do alto rio Tocantins, Goiás, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, 100:162-168.
- Moyle, P. B. & F. R. Senanayake. 1984. Resource partitioning among the fishes of rainforest streams in Sri Lanka. *Journal of Zoology*, 202:195-223.
- Mugnai, R., J.L. Nessimian & D.F. Baptista. 2009. *Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do estado do Rio De Janeiro*. Technical Books, 173p.
- Murphy, B.R., D.W. Willis & T.A. Springer. 1991. The relative weight index in fisheries management: status and needs. *Fisheries* 16:30-38.
- 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*, 5:96-107.
- Oyakawa, O.T., N.A. Menezes, O.A. Shibata, C.T.F. Lima, F. Langeani, C.S. Pavanelli, D.T.B. Nielsen & A.W.S. Hilsdorf. 2009. Peixes de água doce, Pp 349-422. Em: *Fauna ameaçada de extinção no estado de São Paulo: Vertebrados*. Coord.: Bressan P.M., M.C.M. Kierulff & A.M. Sugieda. São Paulo: Fundação Parque Zoológico de São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente.
- Paul, M. J. & J.L. Meyer. 2001. Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32:333-365.

- Pease, A.A., A.A. Gonzalez-Diaz, R. Rodiles-Hernandez & K.O. Winemiller. 2012. Functional diversity and trait–environment relationships of stream fish assemblages in a large tropical catchment. *Freshwater Biology*, 57:1060–1075.
- Pianka, E. R. 1978. *Evolutionary ecology*. 2 ed. New York, Harper e Row, 397p.
- Pizzuto J.E., W.C. Hession & M. McBride. 2000. Comparing gravel-bed rivers in paired urban and rural catchments of southeastern Pennsylvania. *Geology* 28:79–82.
- Poff, N.L. & J.D. Allan. 1995. Stream fish assemblages in relation to hydrological variability. *Ecology* 76(2):606-627.
- R Development Core Team. 2008. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Ramírez, A., C.M. Pringle & K.M. Wantzen. 2008. Tropical stream conservation. Pp. 285-300. In: Dudgeon, D. (Ed.). *Tropical Stream Ecology*. Amsterdam, Academic Press, 370p.
- Ross, S. T. 1986. Resource partitioning in fish assemblages: a review of field studies. *Copeia*, 2:352-388.
- Rodríguez, M.A. & W.M. Lewis. 1997. Structure of fish assemblages along environmental gradients in floodplain lakes of the Orinoco River. *Ecological Monographs*, 67:109–128.
- Rondineli, G.; M. Gomiero, A.L. Caramassi & F.M.S. Braga. 2011. Diet of fishes in Passa Cinco stream, Corumbataí River subbasin, São Paulo state, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 71(1):157-167.
- Russo, M. R., A. Ferreira & R. M. Dias. 2002. Disponibilidade de invertebrados aquáticos para peixes bentófagos de dois riachos da bacia do rio Iguaçu, Estado do Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum*, 24:411-417.
- Sabino, J. & R.M.C. Castro. 1990. Alimentação, período de atividade e distribuição espacial dos peixes de um riacho da floresta Atlântica (sudeste do Brasil). *Revista Brasileira de Biologia*, 50:23-36.
- Schneider, M.P., P.U. Aquino, M.J.M. Silva & C.P. Fonseca. 2011. Trophic structure of a fish community in Bananal stream subbasin in Brasília National Park, Cerrado biome (Brazilian Savanna), DF. *Neotropical Ichthyology*, 9:579-592.
- Schulz U.H. & H. Martins Jr. 2001. *Astyanax fasciatus* as bioindicator of water pollution of Rio dos Sinos, RS, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 61:615–622.
- Silva, J.C., R.L. Delariva & K.O. Bonato. 2012. Food-resource partitioning among fish species from a first-order stream in northwestern Paraná, Brazil, *Neotropical Ichthyology*, 10(2).

- Suren, A.M. 2000. Effects of urbanization, Pp. 260–288.. In: New Zealand Stream Invertebrates: Ecology and Implications for Management. ed. Collier, K.J. & M.J. Winterbourn. Hamilton: New Zeland Limnological Society.
- Taylor, B.R. & J.C. Roff. 1986. Long-term effects of highway construction on the ecology of a Southern Ontario stream. *Environmental Pollution Series*, 40:317–344.
- Teixeira, T.p., B.C.T. Pinto, B.F. Terra, E.O. Estiliano, D. Gracia & F.G. Araújo. 2005. Diversidade das assembléias de peixes nas quatro unidades geográficas do rio Paraíba do Sul. *Iheringia, Série Zoologia*, 95(4):347-357.
- Uieda, V. S. & T. L. F. Pinto. 2011. Feeding selectivity of ichthyofauna in a tropical stream: space-time variations in trophic plasticity. *Community Ecology*, 12: 31-39.
- Uieda, V. S. & R.L. Motta. 2007. Trophic organization and food web structure of southeastern Brazilian streams: a review. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 19(1):15-30.
- Uieda, V. S., P. Buzzato & R. Kikuchi. 1997. Partilha de recursos alimentares em peixes de um riacho de serra do sudeste do Brasil. *Academia Brasileira de Ciências*, 69: 243-252.
- Vannote, R. L.; G.W. Minshall, K.W. Cummins, J.R. Sedell & C.E. Cushing. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries Aquatic Sciences*, 37(1):130-137.
- Walsh, C.J., A.H. Roy, J.W. Feminella, P.D. Cottingham, P.M. Groffman & R.P. Morgan. 2005. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society*, 24(3):706–723.
- Wichert, G. A. & D.J. Rapport. 1998. Fish community structure as a measure of degradation and rehabilitation of riparian systems in an agricultural drainage basin. *Environmental Management*, 22(3):425-443.
- Willis, S. C., K.O. Winemiller & H. López-Fernandes. 2005. Hábitat structural complexity and morphological diversity of fish assemblages in a Neotropical floodplain river. *Oecologia*, 142:284-295.
- Winemiller, K. O., A.A. Agostinho & E.P. Caramaschi. 2008. Fish ecology in tropical streams. Pp. 336-346. In: Dudgeon, D. (Ed.). *Tropical Stream Ecology*. Amsterdam, Academic Press, 370p.

APÊNDICES

APÊNDICE A. Descrição dos trechos de coleta urbanos.

Trecho	Corpo d'água	Sub-bacia	Ordem	Latitude	Longitude	Elev	Descrição
U1	Ribeirão do Pilar	Turvo Pilar	3	7363815	224205	678	Trecho cortado por uma estrada sem pavimentação asfáltica, muito próximo a área urbana da cidade de Pilar do Sul. Nele encontra-se uma estação de captação de água. Conta com poções, corredeiras e rápidos. Há macrófitas, tanto submersas quanto emergentes e abrigos como troncos e pedras. Cerca de metade da extensão do trecho possui vegetação de entorno com estratos herbáceo, arbustivo e arbóreo. Nas margens há principalmente barranco e solo exposto, com poucas raízes e vegetação. Na sua primeira metade não há sombreamento algum, sendo que a segunda metade é totalmente sombreada.
U2	Ribeirão do Pilar	Turvo Pilar	3	7364342	223223	668	Na margem esquerda está situado um bairro da cidade de Pilar do Sul e, na outra margem, há uma extensa pastagem. Na vegetação de entorno está presente apenas o estrato herbáceo, contudo, o canal conta com diversos tamanhos de substrato, de silte a matacão, abrigos como poços, troncos, pedras e macrófitas emergentes. Não há sombreamento no trecho, e as margens são formadas quase exclusivamente por barranco e solo exposto.
U3	Córrego do Campo Grande	Turvo Pilar	1	7363178	221239	685	O local é circundado por um bairro, pastagem e criações de animais. O riacho é bastante estreito, possui apenas silte como substrato e é bastante pobre em abrigos para os peixes, possuindo muitas gramíneas nas margens e algumas macrófitas. Não há sombreamento, as margens são cobertas principalmente por gramíneas.
U4	Ribeirão Fazenda Velha	Turvo São Miguel	4	7356529	195682	649	Ribeirão que tangencia do seu lado esquerdo um bairro da cidade de São Miguel Arcanjo e é cortado por uma estrada, através de uma ponte. A vegetação de entorno é composta apenas pelo estrato herbáceo, com algumas árvores esparsas, e o canal tem poções, corredeiras e rápidos, além macrófitas emergentes. Não há sombreamento, sendo as margens compostas por barranco e solo exposto, com pouca vegetação.

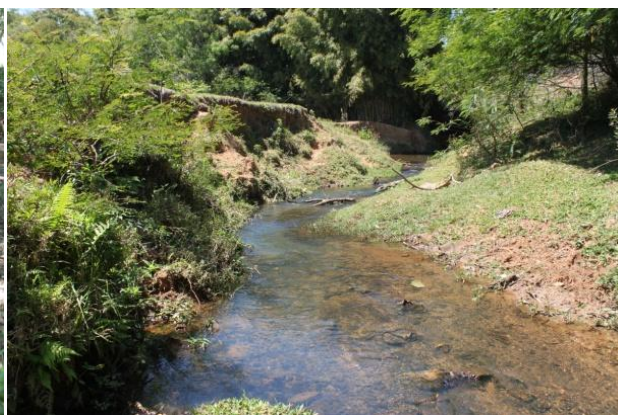
APÊNDICE B. Descrição dos trechos de coleta não urbanos.

Trecho	Corpo d'água	Sub-bacia	Ordem	Latitude	Longitude	Elev	Descrição
NU1	Rio Taquaral	Paranapanema	4	7334525	195173	669	Trecho distante de ocupações urbanas é circundado por extensa mata ciliar, bastante preservada. O riacho é largo, com inclinação evidente. Há rápidos e corredeiras, sem poções. Estão ausentes as macrófitas aquáticas, mas há abrigos formados por troncos e pedras. O substrato é predominantemente grande, com altas proporções de matações e blocos. O sombreamento varia de moderado a alto. Nas margens, há apenas rochas.
NU2	Rio Clarinho	Pinhal	3	7355389	223828	695	No entorno há atividade agrícola, com alguma cobertura vegetal formada pelos estratos herbáceo, arbustivo e arbóreo na margem esquerda. No canal predominam fortemente os rápidos, com poucos poções. Há pedras e troncos como abrigo, não há vegetação aquática alguma e o substrato é formado por seixo. O trecho é pouco sombreado e nas margens há barranco, solo exposto, raízes e vegetação.
NU3	Rio Claro Grande	Pinhal	3	7355389	223828		Trecho circundado por pastagens, sem mata ciliar, com sombreamento irrelevante. No canal há apenas rápidos, o substrato conta com areia e seixo, há troncos e pedras como abrigo e nenhuma vegetação aquática. Nas margens, há muito barranco e solo exposto, com poucas raízes ou vegetação.
NU4	Rio Pinhal	Pinhal	4	7355372	217944	673	Trecho circundado por pastagens, sem mata ciliar, com sombreamento irrelevante. No canal há apenas rápidos, o substrato conta com areia e seixo, há troncos e pedras como abrigo e nenhuma vegetação aquática. Nas margens, há muitas raízes e rochas.
NU5	Rio Lajeado	Turvo São Miguel	5	7342984	803595	664	Neste trecho há vegetação no entorno contando com estratos herbáceo, arbustivo e arbóreo. No riacho, há macrofitas, substratos variando de silte a matação, e abrigos formados por troncos e pedras. Não há corredeiras, apenas rápidos (em maior quantidade) e poções. O sombreamento é moderado, e, nas margens, predominam raízes e vegetação.

APÊNDICE C. Registro fotográfico dos trechos de coleta.



U1 - Ribeirão do Pilar



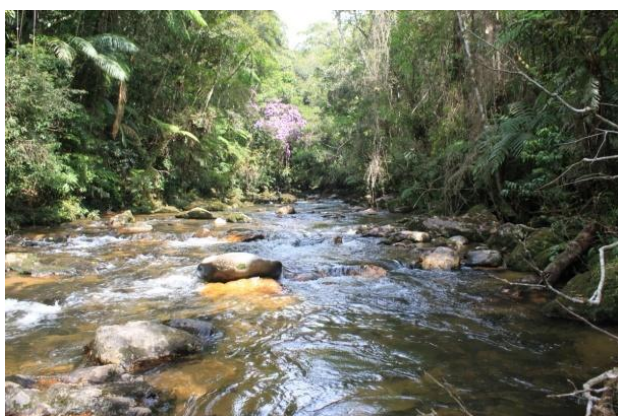
U2 - Ribeirão do Pilar



U3 – Córrego do Campo Grande



U4 – Ribeirão Fazenda Velha



NU1 – Rio Taquaral



NU2 – Rio Clarinho



NU3 – Rio Claro Grande



NU4- Rio Pinhal



NU5 – Rio Taquaral

APÊNDICE D. Lista taxonômica e número de tomo dos exemplares capturados nos riachos da parte superior da bacia do alto rio Paranapanema. DZSJRP= Coleção do departamento de zoologia e botânica da UNESP - *campus* São José do Rio Preto.

	Número de tomo (DZSJRP)
Ostariophysi	
Characiformes	
Characidae	
<i>Astyanax altiparanae</i> Garutti & Britski, 2000	13655
<i>Astyanax bockmani</i> Vari & Castro, 2007	15321
<i>Astyanax</i> cf. <i>fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	13673/13682
<i>Astyanax paranae</i> Eigenmann, 1914	15325
<i>Bryconamericus stramineus</i> Eigenmann, 1908	13663
<i>Hyphessobrycon anisitsi</i> (Eigenmann, 1907)	15327
<i>Hyphessobrycon bifasciatus</i> Ellis, 1911	15332
<i>Piabina argentea</i> Reinhardt, 1867	15330
Crenuchidae	
<i>Characidium gomesi</i> Travassos, 1956	13643/13665
<i>Characidium schubarti</i> Travassos, 1955	13650
<i>Characidium zebra</i> Eigenmann, 1909	13645
Erythrinidae	
<i>Hoplias</i> gr. <i>malabaricus</i> (Bloch, 1794)	13683
Parodontidae	
<i>Apareiodon piracicabae</i> (Eigenmann, 1907)	15322
<i>Parodon nasus</i> Kner, 1859	13642
Gymnotiformes	
Gymnotidae	
<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758	15329
<i>Gymnotus sylvius</i> Albert & Fernandes-Matioli, 1999	15328/13657
Siluriformes	
Heptapteridae	
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i> Schubart & Gomes, 1959	13648
<i>Imparfinis borodini</i> Mees & Cala, 1989	13694
<i>Imparfinis mirini</i> Haseman, 1911	13666
<i>Phenacorhamdia tenebrosa</i> (Schubart, 1964)	13656
<i>Pimelodella avanhandavae</i> Eigenmann, 1917	13695
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	13685
Loricariidae	
<i>Hisonotus</i> sp	15323
<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering, 1911)	13692/13701
<i>Hypostomus nigromaculatus</i> (Schubart, 1967)	15319/15320
<i>Neoplecostomus seleneae</i> Zawadzki, Pavanelli & Langeani, 2008	15331
<i>Neoplecostomus</i> sp	13676
<i>Rineloricaria pentamaculata</i> Langeani & Araújo, 1994	13686
Trichomycteridae	
<i>Trichomycterus</i> sp	13687/15324
Acantopterygii	
Cyprinodontiformes	
Poeciliidae	
<i>Phalloceros reisi</i> Lucinda, 2008	13699

Synbranchiformes

Synbranchidae

Synbranchus marmoratus Bloch, 1795 13667

Perciformes

Cichlidae

Geophagus brasiliensis (Quoy & Gaimard, 1824) 13674

APÊNDICE E. Fotografias dos exemplares presentes na coleção didática do Laboratório de Ecologia de Peixes de Riachos da UFSCar-Sorocaba.

CHARACIFORMES



Astyanax altiparanae



Astyanax fasciatus



Astyanax aff. paranae



Bryconamericus stramineus



Hyphessobrycon anisitisi



Piabina argentea



Characidium gomesi



Characidium schubarti



Characidium zebra



Hoplias malabaricus



Apareiodon piracicabae



Parodon nasus

SILURIFORMES



Cetopsorhamdia iheringi



Imparfinis borodini



Imparfinis mirini



Phenacorhamdia tenebrosa



Pimelodella avanhandavae



Rhamdia quellen



Hisonotus sp.



Hypostomus ancistroides



Neoplecostomus selenae



Rineloricaria pentamaculata



Trichomycterus sp.

CYPRINODONTIFORMES*Phalloceros reisi***SYNBRANCHIFORMES***Synbranchus marmoratus***PERCIFORMES***Geophagus brasiliensis*

APÊNDICE F. Scripts utilizados para realização das análises no software R Studio.

CAPÍTULO I

Teste t índice Shannon (H')

```
H <- read.table("índice Shannon.txt", header=T, sep="\t")
###Verifica normalidade
boxplot(h ~ Trat, H)
## Realiza teste
t.test(h ~ Trat, H)
```

Teste t índice Margalef (Mg)

```
MG <- read.table("índice Margalef.txt", header=T, sep="\t")
###Verifica normalidade
boxplot(mg ~ Trat, MG)
## Realiza teste
t.test(mg ~ Trat, MG)
```

Teste t índice Pielou (J')

```
J <- read.table("índice Pielou.txt", header=T, sep="\t")
###Verifica normalidade
boxplot(j ~ Trat, J)
## Realiza teste
t.test(j ~ Trat, J)
```

CAPÍTULO II

###ANCOVA Peso Total *A. fasciatus*

```
ASF <- read.table("Peso Total ASF.txt", header=T, sep="\t")
## Verificar normalidade
boxplot(log10(PT) ~ Trat, ASF)
###Verificar homogeneidade de variâncias
plot(aov(log10(PT) ~ log10(C) + Trat, ASF), which = 1)
##verificar linearidade
```

```
library(car)
> scatterplot(log10(PT) ~ log10(C) | Trat, ASF)
## Verificar interação entre co-variável e tratamento
anova(aov(log10(PT) ~ log10(C) * Trat, ASF))
##Realizar ANCOVA
data.aov <- aov(log10(PT) ~ log10(C) + Trat, ASF)
anova(data.aov)
####Box plot ASF PT
boxplot(log10(PT) ~ Trat, pch = 16, xlab = "Tratamento",
        ylab = "Peso Total", ASF)
```