



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
"JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
Câmpus de São José do Rio Preto

Jaquelini de Oliveira Zeni

A estrutura trófica da ictiofauna de riachos reflete a estrutura
física do habitat?

São José do Rio Preto
2012

Jaqueline de Oliveira Zeni

A estrutura trófica da ictiofauna de riachos reflete a estrutura física do habitat?

Dissertação apresentada para a obtenção do título de Mestre em Biologia Animal, área de Ecologia e Comportamento junto ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal do Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Campus de São José do Rio Preto.

Orientadora: Prof^a Dr^a Lilian Casatti

São José do Rio Preto
2012

Zeni, Jaqueline de Oliveira.

A estrutura trófica da ictiofauna de riachos reflete a estrutura física do habitat? / Jaqueline de Oliveira Zeni. - São José do Rio Preto : [s.n.], 2012.

44 f. : il. ; 30 cm.

Orientador: Lilian Casatti

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas

1. Ecologia Animal. 2. Ecologia de água doce. 3. Ecossistemas aquáticos. 4. Ictiofauna. I. Casatti, Lilian. II. Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas. IV. Título

CDU - 597

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca do IBILCE
Campus de São José do Rio Preto - UNESP

Jaqueline de Oliveira Zeni

A estrutura trófica da ictiofauna de riachos reflete a estrutura física do habitat?

Dissertação apresentada para a obtenção do título de Mestre em Biologia Animal, área de Ecologia e Comportamento junto ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal do Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Campus de São José do Rio Preto.

Banca Examinadora

Prof^a Dr^a Lilian Casatti
UNESP - São José do Rio Preto – SP
Orientadora

Prof^a Dr^a Norma Segatti Hahn
Universidade Estadual de Maringá – PR

Prof^a Dr^a Denise de Cerqueira Rossa-Feres
UNESP - São José do Rio Preto – SP

São José do Rio Preto
02/março/2012

*Dedico este trabalho aos meus pais, Luiz Carlos e Sueli e a minha irmã,
Ana Carla pelo incentivo incondicional e amor desmedido. É por vocês
que eu procuro sempre fazer meu melhor.*

AGRADECIMENTOS

Primeiramente gostaria de agradecer minha querida orientadora Lilian Casatti, por acreditar no potencial de uma menina desesperada que bateu em sua porta em uma tarde de sexta-feira. Por me ensinar que dedicação, ética, respeito e comprometimento andam de mãos dadas com verdadeiros profissionais e que apenas baseado nesses valores alcançaremos o tão sonhado sucesso. Obrigada por todo o ensinamento, por toda palavra de incentivo, toda bronca, porque tudo isso me conduziu para a pessoa que sou hoje. Espero poder contar com seus conhecimentos, sua amizade e apoio durante todo o longo caminho acadêmico que escolhi trilhar e que está apenas começando. Muito Obrigada!

Agradeço também:

- ♦ Aos meus pais, Luiz Carlos e Sueli, por abdicar de muitas coisas para que eu tivesse uma oportunidade que lhes foi negada: a oportunidade de estudar! Vocês são os amores da minha vida, meus exemplos de pessoas de bem, trabalhadoras e honestas. Espero algum dia poder retribuir tudo o que vocês tem me dado;
- ♦ À minha irmã Ana Carla, por fazer tudo àquilo que uma verdadeira irmã faz: me irritar, me deixar preocupada, me explorar financeiramente e o mais importante me amar, mesmo que isso as vezes seja difícil. Também te amo, Fia;
- ♦ A toda família do Laboratório de Ictiologia, Kiko, Mônica, Mariela, Angélica, Fernanda, Cristiane, Mateus, Camilo, Fabrício, Renato e Angelo, por todo o apoio durante a realização deste estudo, todas as risadas compartilhadas, todo o ombro amigo e mão experiente. Vocês me ensinaram que laços de amizade e respeito são fundamentais para um ambiente de trabalho saudável;

- ♦ À Professora Denise de Cerqueira Rossa-Feres, por me apresentar a ecologia;
- ♦ À Cristiane de Paula Ferreira, por me mostrar como é belo o mundo contido nos estômagos dos peixes;
- ♦ À Mônica Ceneviva-Bastos pela ajuda com a identificação do conteúdo estomacal dos peixes e pela paciência em repetir muitas vezes a mesma coisa;
- ♦ A Fabrício Barreto Teresa, por me ajudar com as análises estatísticas e me mostrar que essa temida ferramenta da ecologia pode ser de fácil compreensão.
- ♦ À Maria Stela M. Castilho Noll e Mateus Ferrareze Feitosa pelas sugestões durante a qualificação;
- ♦ Aos meus amigos, DaniA, DaniE, Denise, Elô, Júlia, Carol, Gabi, Ana Carol, Luana e Diego pelos anos mais lindos da minha vida, pela companhia, por todo apoio e confiança, gargalhadas sem motivo e churrascos regados a truco. Eu carrego um pedacinho de cada um de vocês comigo... Amo vocês e espero que os laços de amizade e companheirismo sejam cada vez mais fortes, mesmo que a vida teime em nos levar por caminhos diferentes;
- ♦ Às minhas atuais companheiras de casa, Gi e Angélica e as antigas, Milena e Jéssica, por todos os jantares, as conversas de madrugada e o apoio nas horas de desespero;
- ♦ À Fernandinha, por sua amizade, pelas inúmeras conversas, cafés e idas ao mercado e é claro, por todas as suas piadas... Espero poder rir muito com você ainda;

- ♦ À minha amiga Bruna, por dividir comigo aquele banco de ônibus a alguns anos atrás... Seu apoio foi fundamental para mais essa vitória. Amo você;
- ♦ Ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal IBILCE/UNESP e ao departamento de Zoologia e Botânica pelo apoio e;
- ♦ À Fundação de Amparo à Pesquisa, pelo financiamento através de uma bolsa de Mestrado (Processo 2009/11169-0). Para o desenvolvimento deste projeto foram utilizados equipamentos e exemplares coletados durante a vigência do auxílio à Pesquisa 01/13340-7 vinculado ao Programa BIOTA/FAPESP.

*“Utopias não são o horizonte do impossível, mas o impulso que nos dá
rumo, a visão que temos no presente do que será
real e terreno no futuro”*

Marina Silva

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	3
OBJETIVOS.....	6
MATERIAL E MÉTODOS.....	6
Área de estudo.....	6
Desenho amostral	8
Análise dos dados.....	11
RESULTADOS	14
DISCUSSÃO.....	24
CONCLUSÃO.....	29
REFERÊNCIAS	30
ANEXO 1	36
ANEXO 2.....	41

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi investigar a relação do componente estrutural do hábitat e a estrutura trófica da comunidade de peixes de riachos. Foram selecionados dois grupos estruturalmente distintos de riachos: simplificados (SIM= 39), internamente ocupados por gramíneas e com substrato arenoso; e não simplificados (NSIM=39), com maior diversidade de substratos, além de troncos, galhos e folhço provenientes da vegetação ripária. Os peixes foram coletados por meio de pesca elétrica em trechos de 75 m de extensão em cada riacho. O conteúdo estomacal das espécies com mais de dez exemplares em cada riacho foi examinado. Para cada item alimentar foi calculada a frequência de ocorrência e a dominância, visando à determinação das guildas tróficas. Os valores de abundância e biomassa de cada guilda trófica foram comparados entre SIM e NSIM por meio de “box-plots” e as diferenças testadas por meio do teste de Mann-Whitney. As matrizes de similaridade dos riachos foram construídas usando o índice de Bray-Curtis e comparadas através da ANOSIM. Adicionalmente, utilizou-se a rotina SIMPER no programa estatístico Primer 6.0 para identificar quais guildas contribuiriam para a dissimilaridade da estrutura trófica. Cinco guildas foram comuns aos riachos SIM e NSIM; insetívoros aquáticos, insetívoros terrestres, detritívoros, herbívoros e onívoros. Além disso, algívoros e detritívoros-algívoros foram guildas exclusivas de SIM. Para a abundância, o teste de Mann-Whitney apontou diferenças significativas entre os riachos SIM e NSIM nas guildas: insetívoros aquáticos, insetívoros terrestres, detritívoros e algívoros. Para a biomassa, houve diferenças significativas nos insetívoros aquáticos, insetívoros terrestres e algívoros. A estrutura trófica geral dos riachos SIM e NSIM (biomassa e abundância) diferiram de maneira significativa. Os resultados obtidos demonstram que a simplificação física do hábitat, característica dos riachos SIM, interfere nos atributos funcionais, como a estrutura trófica. Dentro deste contexto, destaca-se o papel modulador da vegetação ripária na estrutura trófica de peixes de riachos, por meio da sua influência no fornecimento de material alóctone (frutos, folhas e insetos), incremento da heterogeneidade física do canal (galhos, troncos e folhas), e no sombreamento, que limita o crescimento de produtores (principalmente algas).

Palavras-chave: simplificação física, guildas tróficas, vegetação ripária, diversidade trófica.

ABSTRACT

The present study aimed to investigate the relationship between habitat structural components with fish community trophic structure. We selected two groups of structurally distinct streams: simplified (SIM = 39), characterized by the presence of grasses in the water column and sandy substrate; and non-simplified (NSIM = 39), with a greater variety of substrates, in addition to woody debris and litter from riparian vegetation. In each stream, fish were caught with electrofishing in 75 m long stretches. Stomach contents were analyzed from species with more than ten individuals. To each feeding item, the frequency of occurrence and dominance were calculated, aiming to determine the trophic guilds. The values of biomass and abundance of each trophic guild were compared between SIM and NSIM through 'box-plots' and differences tested using the Mann-Whitney test. The matrices of similarity among streams were constructed using the Bray-Curtis Index, and further compared using ANOSIM. Additionally, we used the SIMPER routine of the Primer software 6.0 to identify which guilds contribute to dissimilarity of the trophic structure. Five guilds were common to SIM and NSIM streams: aquatic insectivores, terrestrial insectivores, detritivores, herbivores, and omnivores. In addition, algivores and detritivores-algivores were exclusive of SIM streams. For abundance, the Mann-Whitney test showed significant differences between SIM and NSIM streams in the following guilds: aquatic insectivores, terrestrial insectivores, detritivores, and algivores. For biomass, guilds exhibiting significant differences were aquatic insectivores, terrestrial insectivores and algivores. The trophic structure of SIM and NSIM streams differ significantly. The results show us that physical habitat simplification, characteristics of SIM streams, interferes in the functional attributes such as trophic structure. Within this context, the modulating role of riparian vegetation in the trophic structure of stream fishes can be highlighted, through its influence on the supply of allochthonous material (fruits, leaves, and insects), increase of the physical channel heterogeneity (branches, trunks, and leaves) and shading, which limits the producers growth (mostly algae).

Keywords: *physical simplification, trophic guilds, riparian vegetation, trophic diversity*

1.0 – INTRODUÇÃO

As comunidades biológicas dos ecossistemas fluviais são compostas por organismos adaptados às condições regionais, incluindo o ambiente físico e os recursos alimentares. Mudanças no clima, na vegetação e no uso do solo influenciam as características físicas e químicas desses ambientes e, conseqüentemente, afetam também o conjunto de espécies presente na comunidade (ALLAN & CASTILLO, 2007). Uma das alterações mais comuns em ecossistemas aquáticos é a supressão da vegetação ripária, que afeta direta e indiretamente as suas comunidades (BOJSEN & BARRIGA, 2002; LORION & KENNEDY, 2009). A estrutura trófica das comunidades é um dos aspectos que podem ser afetados por tais alterações (LORION & KENNEDY, 2009), mas cujos efeitos e mecanismos ainda são pouco conhecidos (ESTEVES et al., 2008).

O conhecimento da estrutura trófica gera subsídios para um melhor entendimento das relações dos componentes da ictiofauna e os demais organismos da comunidade aquática (LUZ et al., 2001). Uma das estratégias para a avaliação da estrutura trófica da comunidade consiste na definição das guildas tróficas (ALLAN & CASTILLO, 2007), que representam um grupo de espécies que subsiste utilizando a mesma gama de recursos, ou possuem características e dimensões de nicho comparáveis dentro de uma mesma comunidade (UIEDA & MOTTA, 2007). Elas podem ser atribuídas independentemente da composição de espécies, tornando-se muito adequadas quando a organização funcional de diferentes comunidades está sendo comparada (UIEDA & MOTTA, 2007).

As informações disponíveis sobre a estrutura trófica das comunidades de peixes de riacho são bastante restritas (UIEDA & MOTTA, 2007). Esse é um fato preocupante, tendo em vista a velocidade com que esses ecossistemas têm sido alterados e destruídos (ESTEVES & ARANHA, 1999). Alguns padrões consistentes da estrutura trófica das comunidades de

peixes de riacho foram observados por UIEDA & MOTTA (2007). Um deles é a alta frequência de espécies onívoras, que está diretamente relacionada com a plasticidade trófica exibida pelos peixes de riachos. A ocorrência de dieta flexível é uma característica marcante da ictiofauna fluvial tropical, como relatado por ABELHA et al. (2001), sendo que a maioria das espécies pode mudar de um alimento para outro tão logo ocorram oscilações na abundância relativa do recurso em uso, motivadas por alterações ambientais espaço-temporais. Outro padrão é a predominância de insetos aquáticos na dieta das espécies, provavelmente devido à grande disponibilidade desse recurso. Igualmente importantes na alimentação dos peixes são os recursos provenientes do meio terrestre adjacente (UIEDA & MOTTA, 2007). Os insumos alóctones constituem uma gama de itens alimentares como sementes, flores e insetos terrestres, que contribuem para a variabilidade na dieta da ictiofauna (ALLAN & CASTILLO, 2007) e cuja disponibilidade está diretamente associada com o grau de integridade do ecossistema terrestre marginal (KAWAGUCHI & NAKANO, 2001).

Em um estudo de um riacho localizado em matriz florestal, CASATTI (2002) registrou um acréscimo de espécies em cada categoria trófica ao longo do gradiente longitudinal e considerou este fato um provável reflexo da crescente complexidade longitudinal de micro-habitats na área, responsável pela disponibilidade de sítios de alimentação adicionais (cf. SCHLOSSER, 1982; ANGERMEIER & KARR, 1984). Neste contexto, a complexidade do habitat pode ser definida como a heterogeneidade no arranjo da estrutura física do habitat analisado (LASSAU & HOCHULI, 2004). Existe uma correlação positiva entre a heterogeneidade e aspectos quantitativos das comunidades de peixes, como diversidade, abundância e biomassa (BARRETO, 1999), mas para determinados aspectos ecológicos da comunidade, como a estrutura trófica, essa relação permanece pouco conhecida. Uma compreensão dos fatores determinantes para essa estruturação trófica se faz necessária, a fim

de permitir a formulação de hipóteses sobre o funcionamento dos ecossistemas de riachos (UIEDA & MOTTA, 2007).

Diversos estudos apontam forte associação de peixes em riachos com características locais que promovem complexidade estrutural em diferentes escalas (e.g., GORMAN & KARR, 1978; ANGERMEIER & KARR, 1984; FLECKER, 1997; BÜHRNHEIM & COX-FERNANDES, 2003), sendo que a simplificação de habitats pode afetar diretamente diversos atributos ecológicos, desde populações (e.g., TORGERSEN & CLOSE, 2004) a comunidades (e.g., SNYDER et al., 2006; SCHNEIDER & WINEMILLER, 2008). Por exemplo, CASATTI et al. (2009), ao compararem riachos dominados por gramíneas nas suas margens com outros com maior complexidade de habitat, verificaram que a riqueza de espécies, a abundância de espécies raras e a dominância divergiam entre os dois grupos de riachos, sendo que a riqueza e a abundância de espécies raras foram maiores nos trechos de riachos com maior complexidade de habitat. Já a dominância da espécie exótica *Poecilia reticulata* foi maior nos trechos de riachos mais simplificados. Os autores sugerem que a simplificação de habitats está relacionada com a simplificação da ictiofauna (CASATTI et al., 2009).

Em vista do exposto anteriormente, acreditamos que os mecanismos que influenciam a estrutura quantitativa da ictiofauna de riachos também atuam em outras dimensões da comunidade. Assim, é previsível que não somente riqueza e diversidade de espécies, tal como registrado no estudo acima mencionado (CASATTI et al., 2009), mas também a estrutura trófica da ictiofauna seja mais diversa nos riachos NSIM quando comparados com os riachos SIM. Além disso, acredita-se que a guilda dos insetívoros aquáticos seja mais representativa em abundância e biomassa nos riachos SIM que nos NSIM, devido a estrutura física desses ambientes. E, por fim, acredita-se que guildas dependentes de recursos alóctones, como

insetívora terrestre e herbívora, sejam mais abundantes e tenham maior biomassa nos riachos NSIM.

2.0 – OBJETIVOS

O objetivo geral deste estudo foi investigar se a estrutura trófica da ictiofauna varia entre dois grupos de riachos que diferem quanto ao grau de simplificação estrutural do hábitat, na escala abordada pelo estudo de CASATTI et al. (2009). Os objetivos específicos foram:

- 1: Determinar a ocorrência e a dominância de cada item alimentar na dieta da ictiofauna nos dois grupos de riachos e identificar as guildas tróficas de cada riacho;
- 2: Determinar a frequência de ocorrência, diversidade e equabilidade de guildas tróficas para cada grupo de riachos;
- 3: Determinar a composição de recursos alimentares autóctones e alóctones na dieta da ictiofauna nos dois grupos de riachos;
- 4: Determinar a composição, abundância e biomassa para cada guilda trófica de peixes nos dois grupos de riachos;
- 5: Investigar se os dois grupos de riachos diferem quanto à estrutura trófica de suas comunidades e determinar quais guildas mais contribuíram para a dissimilaridade entre os dois grupos de riachos.

3.0 – MATERIAL E MÉTODOS

3.1 – Área de estudo

A área de estudo está localizada na região Noroeste do Estado de São Paulo, Sudeste do Brasil (Figura 1). Essa região era originalmente coberta por Floresta Estacional Semidecidual com manchas de Cerrado (SILVA et al., 2007). Durante anos, a vegetação nativa foi

sistemática e indiscriminadamente suprimida, restando atualmente menos de 4% da cobertura vegetal original (NALON et al., 2008), distribuídos em pequenos fragmentos inseridos em matriz de pastagem e cana-de-açúcar (SILVA et al., 2007).

No contexto geomorfológico, a região está localizada na formação Serra Geral, caracterizada pela presença de basaltos e rochas sedimentares dos Grupos Bauru e Caiuá (SILVA et al., 2007), além de planícies de natureza fluvial quaternária, formadas por sedimentos arenosos e argilosos inconsolidados, conferindo-lhes alto potencial erosivo (IPT, 1999). O clima é tropical quente, com temperaturas máximas entre 31°C e 32°C, mínimas entre 13°C e 14°C e precipitação anual entre 1.300 e 1800 mm (SILVA et al., 2007), estando sob maior influência das massas equatoriais tropicais (IPT, 1999). Apresenta dois períodos bem definidos: um seco, com pico entre os meses de junho e agosto, onde são registrados os menores índices pluviométricos e temperaturas mais amenas; e um chuvoso, onde os maiores índices pluviométricos e temperaturas ocorrem entre os meses de dezembro e fevereiro (IPT, 1999).

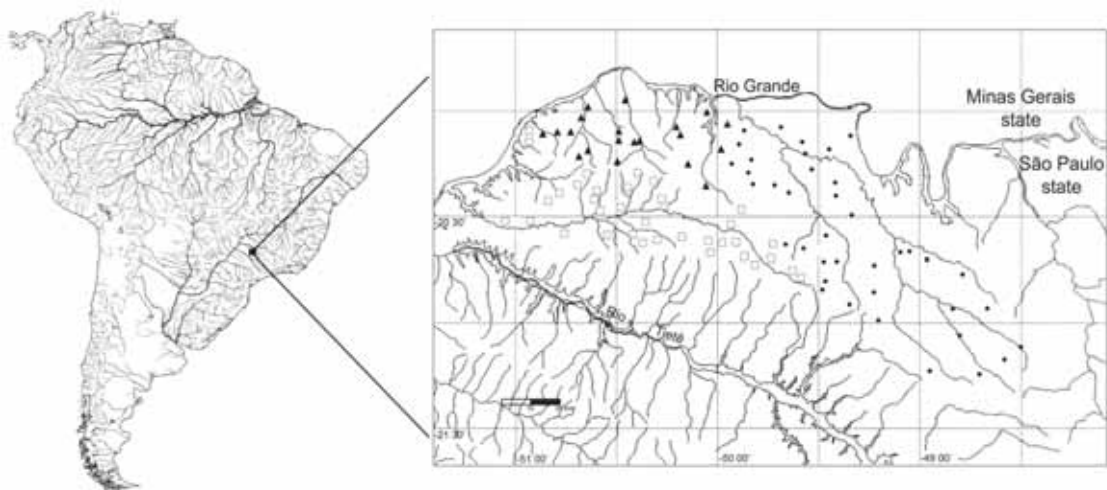


Figura 1. Região Noroeste do Estado de São Paulo, evidenciando a localização de cada um dos riachos amostrados durante os anos de 2003 (□), 2004 (▲) e 2005 (●). Extraído de Casatti et al. (2009).

3.2 – Desenho amostral

Com base na análise de descritores físicos relacionados à complexidade interna do habitat e vegetação ripária em 95 trechos de riachos, CASATTI et al. (2009) demonstraram a predominância de dois grupos estruturalmente distintos de riachos na região noroeste do estado de São Paulo e os nomearam de (i) riachos *grassy*, estruturalmente simplificados, com porção interna dominada por gramíneas e substrato majoritariamente arenoso; e (ii) riachos não *grassy*, que apresentam maior diversidade de estruturas físicas e substratos e, portanto, maior heterogeneidade estrutural. Além disso, riachos não *grassy* apresentam uma vegetação ripária que varia de arbustiva à arbórea de pequeno porte. No presente estudo utilizou-se a mesma base de dados de CASATTI et al. (2009), admitindo-se que os riachos “*grassy*” e “não *grassy*” representam unidades amostrais simplificadas (SIM) e não simplificadas (NSIM), respectivamente (Figura 2).



A



B

Figura 2. A) Vista geral de um típico riacho simplificado *SIM*, mostrando o canal quase totalmente encoberto pelas gramíneas da região marginal. B) Vista geral de um riacho não simplificado *NSIM*, mostrando o acúmulo de galhos e troncos advindos da vegetação ripária.

Da base de dados obtida por CASATTI et al. (2009), foram selecionados 39 trechos de cada grupo de riacho, com base na existência de número adequado de exemplares para as análises pretendidas. Assim, foram selecionados 78 trechos no total, que estão localizados nas

bacias hidrográficas dos rios São José dos Dourados e Turvo-Grande (Figura 1), exclusivamente em áreas não urbanas. As amostragens foram realizadas nos anos de 2003 a 2005, exclusivamente na estação seca para minimizar possíveis efeitos da sazonalidade (CASATTI et al., 2009). Os peixes foram coletados através de duas passagens de pesca elétrica em trechos de 75 m de extensão em cada riacho, com gerador de corrente alternada (220 V, 50-60 Hz, 3,4-4,1 A, 1000 W) (CASATTI et al., 2009). No campo, foram fixados em solução de formol 10% e, após 48 horas, transferidos para solução de etanol 70%. As espécies foram identificadas e todos os espécimes depositados na coleção de peixes do Departamento de Zoologia e Botânica da Universidade Estadual Paulista, São José do Rio Preto, São Paulo, Brasil (DZSJRP 5833-6190 e 7264-7443) Além disso, foram coletadas amostras de água para posterior dosagem de nitrato, amônia e ortofosfato, em laboratório.

No grupo de riachos SIM foram analisadas 26 espécies e no NSIM, 25 espécies (Tabela 1). De cada espécie foram selecionados os conteúdos estomacais de 10 exemplares, totalizando 1.500 exemplares nos riachos SIM e 950 exemplares nos NSIM. Procurou-se selecionar exemplares adultos, como medida para evitar que possíveis diferenças ontogenéticas na alimentação interferissem nos resultados.

Tabela 1. Número de exemplares analisados por espécie nos riachos simplificados (SIM) e não simplificados (NSIM). A classificação taxonômica segue Buckup et al. (2007).

Ordens, famílias e espécies	Nº analisado	
	SIM	NSIM
CHARACIFORMES		
Parodontidae		
<i>Parodon nasus</i> Kner, 1858	20	10
Curimatidae		
<i>Cyphocharax vanderi</i> (Britski, 1980)	-	20
<i>Steindachnerina insculpta</i> (Fernández-Yépez, 1948)	-	20
Crenuchidae		
<i>Characidium zebra</i> Eigenmann, 1909	20	30
Characidae		
<i>Astyanax altiparanae</i> Garutti & Britski, 2000	240	240
		continua

Continuação Tabela 1

<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	20	90
<i>Astyanax paranae</i> Eigenmann, 1914	-	20
<i>Hemigrammus marginatus</i> Ellis, 1911	20	20
<i>Knodus moenkhausii</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)	120	50
<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i> (Steindachner, 1907)	10	-
<i>Oligosarcus pintoii</i> Campos, 1945	70	40
<i>Piabina argentea</i> Reinhardt, 1867	60	70
<i>Serrapinnus heterodon</i> (Eigenmann, 1915)	-	10
<i>Serrapinnus notomelas</i> (Eigenmann, 1915)	100	20
Lebiasinidae		
<i>Pyrrhulina australis</i> Eigenmann & Kennedy, 1903	20	-
SILURIFORMES		
Callichthyidae		
<i>Aspidoras fuscoguttatus</i> Nijssen & Isbrücker, 1976	170	60
<i>Corydoras aeneus</i> (Gill, 1858)	60	10
Loricariidae		
<i>Hisonotus francirochai</i> (Ihering, 1928)	10	10
<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering, 1911)	70	30
<i>Hypostomus</i> sp.	-	40
Heptapteridae		
<i>Imparfinis mirini</i> Haseman, 1911	10	-
<i>Imparfinis schubarti</i> (Gomes, 1956)	20	10
<i>Pimelodella avanhandavae</i> Eigenmann, 1917	-	10
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	10	10
GYMNOTIFORMES		
Gymnotidae		
<i>Gymnotus sylvius</i> Linnaeus, 1758	100	10
CYPRINODONTIFORMES		
Poeciliidae		
<i>Phalloceros harpagos</i> Lucinda, 2008	30	10
<i>Poecilia reticulata</i> Peters, 1859	150	100
PERCIFORMES		
Cichlidae		
<i>Cichlasoma paranaense</i> Kullander, 1983	30	-
<i>Crenicichla britskii</i> Kullander, 1982	20	-
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	70	-
<i>Laetacara</i> aff. <i>araguaiae</i> Ottoni & Costa 2009	40	-
<i>Satanoperca pappaterra</i> (Heckel, 1840)	10	10

3.3 – Análise dos dados

Os exemplares foram inicialmente pesados e medidos, com auxílio de balança de precisão e paquímetro digital. Todos os exemplares tiveram os estômagos retirados da cavidade abdominal com auxílio de tesouras cirúrgicas e pinças e foram armazenados em álcool 70%. Os conteúdos estomacais foram analisados com auxílio de microscópico estereoscópico e identificados em recursos autóctones (insetos aquáticos, microcrustáceos, moluscos, anelídeos e algas filamentosas), alóctones (insetos terrestres, aracnídeos e vegetais superiores), ou ainda recursos de origem desconhecida, como matéria orgânica particulada (detrito).

Para atender os objetivos propostos foram aplicados métodos específicos, descritos a seguir:

1º objetivo: *Determinar a frequência de ocorrência e a dominância de cada item alimentar na dieta da ictiofauna nos dois grupos de riachos e identificar as guildas tróficas de cada riacho*

Para atingir esse objetivo, foram calculados a frequência de ocorrência e dominância dos itens alimentares. A frequência de ocorrência, que representa o número de vezes que determinado item aparece comparado com o total de estômagos analisados, permitiu assinalar a presença e ausência dos itens alimentares, assim como a participação de cada item na composição da dieta das espécies (ZAVALA-CAMIN, 1996). A dominância permitiu inferir, visualmente, qual foi o item alimentar dominante para cada exemplar analisado e posteriormente para cada espécie. Assim os itens com maiores frequências de ocorrência e dominância determinaram as guildas tróficas para cada espécie de cada riacho.

2º objetivo: *Determinar a frequência de ocorrência, equabilidade e diversidade de guildas tróficas em cada grupos de riachos.*

A frequência de ocorrência de cada guilda foi calculada com base no número de vezes que determinada guilda foi registrada comparado ao número total de lotes (conjunto de exemplares da mesma espécie coletados em um mesmo local) em cada grupo de riachos (SIM e NSIM) e indica qual é a contribuição de cada guilda para o total de lotes analisadas. Nos riachos SIM, o número de lotes analisados foi de 150, perfazendo 1.500 exemplares. Já nos riachos NSIM foram 95 lotes com 950 exemplares analisados. A equabilidade foi calculada usando os dados da frequência de ocorrência das guildas, através da fórmula:

$$\left[\left(\frac{1}{\sum p_i^2} \right) * \left(\frac{1}{n} \right) \right]$$

Onde,

p_i = frequência de ocorrência da guilda i

n = total de guildas

A diversidade trófica foi calculada através do índice de Simpson usando também a frequência de ocorrência das guildas nos grupos de riachos através da fórmula:

$$\left(\frac{1}{\sum p_i^2} \right)$$

Onde,

p_i = frequência de ocorrência da guilda i

3º objetivo: *Determinar a diversidade de recursos alimentares autóctones e alóctones na dieta da ictiofauna nos dois grupos de riachos*

Os recursos alimentares foram classificados em autóctones e alóctones para cada riacho nos dois grupos de riachos (SIM e NSIM). Foram construídos “box-plots” com valores de

mediana e percentis de 25 e 75%. Para avaliar se as diferenças no consumo de recursos autóctones e alóctones eram significativas, foi aplicado o teste t após constatação da normalidade (teste de Shapiro-Wilk) e homocedasticidade (teste de Levene) dos dados. Todas as análises foram realizadas no programa estatístico Statistica versão 6.0.

4º objetivo: *Determinar a composição, abundância e biomassa para cada guilda trófica de peixes nos dois grupos de riachos.*

A composição de cada guilda trófica foi obtida com a análise das espécies que apresentaram o mesmo hábito alimentar. A abundância foi contabilizada através do número de exemplares que cada guilda apresentou em cada riacho e a biomassa através do peso que os exemplares apresentaram. Posteriormente, os valores de abundância e biomassa de cada guilda trófica foram comparados entre os dois grupos de riachos por meio de “box-plots”.

Além disso, foram testados os pressupostos de normalidade (teste de Shapiro-Wilk) e homocedasticidade (teste de Levene). Como parte dos dados não atendia tais pressupostos, aplicou-se o teste de Mann-Whitney (*Wilcoxon rank-sum test*), que é uma prova não-paramétrica destinada a comparar duas amostras independentes do mesmo tamanho ou desiguais, cujos escores tenham sido mensurados pelo menos a nível ordinal (AYRES et al., 2007). Para a aplicação deste teste foi usado o programa BioEstat 5.0. As análises foram realizadas par a par, ou seja, a abundância/biomassa da guilda dos insetívoros aquáticos dos riachos SIM foi comparada com a abundância/biomassa da mesma guilda dos riachos NSIM.

5º objetivo: *Investigar se os dois grupos de riachos diferiam quanto à estrutura trófica de suas comunidades e determinar em quais aspectos se concentraram as principais diferenças.*

Para atender a este objetivo, com os dados de abundância e biomassa foram construídas matrizes de similaridade através do coeficiente de Bray-Curtis, que foram posteriormente

comparadas através da ANOSIM *one-way* com 9.999 permutações e com nível de significância de 0,05. Para discriminar quais as guildas tróficas contribuem para a dissimilaridade entre os conjuntos amostrais foi adotada a rotina SIMPER. Além disso, para ilustrar os resultados da ANOSIM, foi gerada uma NMDS (*Non-Metric Multi Dimensional Scaling Analysis*). Todas as análises referentes a este objetivo foram realizadas no programa Primer versão 6.0 (CLARKE & GORLEY, 2006).

4.0 – RESULTADOS

Foram identificadas cinco guildas tróficas comuns para os riachos SIM e NSIM: insetívoras aquáticas, com dieta composta por estádios larvais de insetos (e.g., Chironomidae, Simuliidae, Ephemeroptera, Trichoptera) e/ou insetos aquáticos adultos (Coleoptera e Heteroptera); insetívoras terrestres, com dieta composta por insetos de origem alóctone (e.g., Hymenoptera, Isoptera, Coleoptera); detritívoras, que se alimentaram de qualquer forma de matéria não viva, desde animais mortos, fezes até matéria vegetal; herbívoras, cuja dieta foi composta, majoritariamente, por itens de origem vegetal como folhas, raízes, sementes e frutos; e onívoras, que se alimentaram de itens de mais de um nível trófico, isto é, de organismos fotossintetizantes (sementes, folhas e algas filamentosas) que compõem a base das cadeias alimentares, e de consumidores, ou seja, organismos heterotróficos. Além disso, exclusivamente nos riachos SIM foram registradas algívoras, que consumiram algas filamentosas; e detritívoras-algívoras, que consumiram igualmente matéria orgânica particulada (detrito) e algas filamentosas. A relação das espécies e respectivas guildas nos riachos SIM e NSIM estão contidas nos anexos 1 e 2, respectivamente.

A frequência de ocorrência das guildas tróficas, assim como a abundância e biomassa relativas foram diferentes entre os grupos de riachos SIM e NSIM (Tabela 2). A guilda dos

insetívoros aquáticos apresentou maior frequência de ocorrência nos dois grupos de riachos, particularmente nos riachos SIM. Nesses riachos, a alta dominância (47%) de consumidores de insetos aquáticos contribuiu para a menor equabilidade na distribuição trófica das espécies. Nos riachos NSIM, a frequência de ocorrência foi semelhante entre quatro das cinco guildas (exceto onívoros), o que explica as maiores diversidade e equabilidade tróficas encontradas nesses riachos (Tabela 3). As maiores disparidades na frequência de ocorrência das guildas foram observadas nas insetívoras terrestres (correspondendo a 6,0% das amostras analisadas SIM e 26,3% em NSIM), insetívoras aquáticas (47,3% das amostras nos riachos SIM e 30,5% nos NSIM) e herbívoras (em 6,7% das amostras nos SIM e 14,7% nos NSIM) (Tabela 2).

Os insetívoros aquáticos e detritívoros nos riachos SIM perfazem cerca de 70% da abundância e biomassa totais. Nos riachos NSIM, a abundância está distribuída de forma homogênea entre as quatro principais guildas (insetívoros aquáticos, insetívoros terrestres, herbívoros e detritívoros), somando 98,5% da abundância total. Já a biomassa está concentrada na guilda dos herbívoros e insetívoros terrestres, perfazendo cerca de 65% do total.

Tabela 2: Número de amostras (lotes) examinadas (N), frequência de ocorrência (%), abundância relativa (%) e biomassa relativa (%) das guildas tróficas registradas nos riachos simplificados (SIM) e não simplificados (NSIM).

Guildas	N		FO (%)		Abundância (%)		Biomassa (%)	
	SIM	NSIM	SIM	NSIM	SIM	NSIM	SIM	NSIM
Herbívora	10	14	6,7	14,7	5,7	21,5	9,7	33,8
Insetívora aquática	71	29	47,3	30,5	31,8	23,5	56,5	15,5
Detritívora	37	24	24,7	25,3	40	28,6	14,6	17
Onívora	3	3	2,0	3,2	3,3	1,5	1,0	1,7
Insetívora terrestre	9	25	6,0	26,3	4,8	24,9	4,6	32
Algívora	16	0	10,6	0	13,5	0	12,2	0
Detritívora-Algívora	4	0	2,7	0	0,9	0	1,4	0

Tabela 3: Equabilidade, dominância e diversidade de guildas tróficas nos riachos simplificados (SIM) e não simplificados (NSIM). Entre parênteses estão indicados os números de guildas em cada grupo de riacho.

Riachos	Equabilidade	Dominância	Diversidade (Simpson)
SIM (7)	0,47	0,53	3,2
NSIM (5)	0,80	0,20	4,0

O número de recursos autóctones foi significativamente ($p = 0,01$) maior nos riachos SIM do que nos NSIM (Figura 3), enquanto que o número de recursos alóctones foi estatisticamente semelhante entre os dois grupos de riachos, porém menor do que os autóctones.

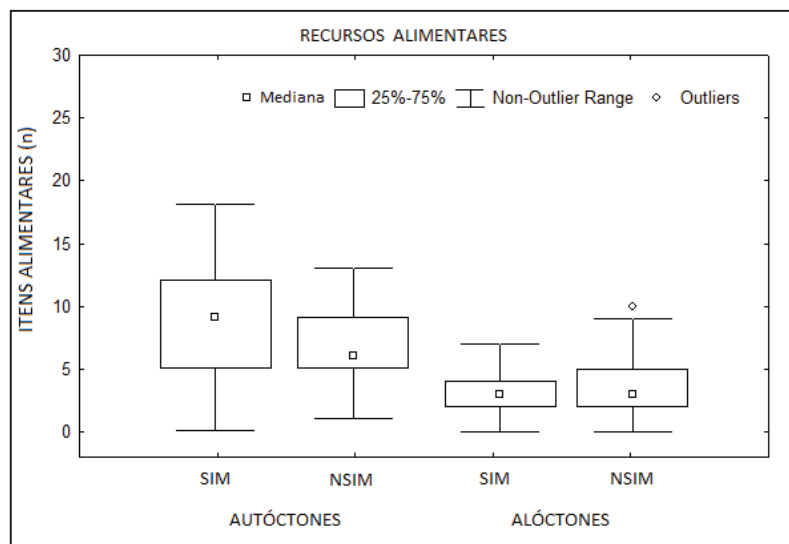


Figura 3: “Box-plots” dos recursos alimentares autóctones e alóctones nos riachos simplificados (SIM) e não simplificados (NSIM).

Para ambos os grupos de riachos houve algumas espécies que apresentaram grande plasticidade trófica (Tabelas 4 e 5). As espécies com maior diversidade de hábitos alimentares foram nectônicas, como *Astyanax altiparanae*, que nos dois grupos de riachos foi classificada como insetívora aquática, insetívora terrestre, herbívora e onívora e nos riachos SIM foi também algívora; *Knodus moenkhausii* foi classificada como insetívora aquática, herbívora,

onívora, algívora e detritívora nos riachos SIM e como insetívora aquática e terrestre nos riachos NSIM; e *Astyanax fasciatus*, foi classificada como insetívora aquática, insetívora terrestre, herbívora e onívora nos riachos NSIM. Já nos riachos SIM apresentou hábitos algívoros e insetívoros terrestres.

Tabela 4: Composição específica das guildas tróficas (insetívoros aquáticos, insetívoros terrestres, herbívoros, detritívoros, onívoros, algívoros e detritívoros/algívoros) identificadas nos riachos simplificados (SIM).

Guildas tróficas SIM	Espécies	
Insetívoros aquáticos	<i>Aspidoras fuscoguttatus</i>	<i>Imparfinis schubarti</i>
	<i>Astyanax altiparanae</i>	<i>Knodus moenkhausii</i>
	<i>Characidium zebra</i>	<i>Laetacara aff. araguaiae</i>
	<i>Corydoras aeneus</i>	<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i>
	<i>Crenicichla britskii</i>	<i>Oligosarcus pintoii</i>
	<i>Geophagus brasiliensis</i>	<i>Piabina argentea</i>
	<i>Gymnotus sylvius</i>	<i>Poecilia reticulata</i>
	<i>Hemigrammus marginatus</i>	<i>Pyrrhulina australis</i>
	<i>Imparfinis mirini</i>	<i>Rhamdia quelen</i>
Insetívoros terrestres	<i>Astyanax altiparanae</i>	<i>Oligosarcus pintoii</i>
	<i>Astyanax fasciatus</i>	<i>Pyrrhulina australis</i>
	<i>Hemigrammus marginatus</i>	
Onívoros	<i>Astyanax altiparanae</i>	<i>Knodus moenkhausii</i>
Detritívoros	<i>Cichlasoma paranaense</i>	<i>Phalloceros harpagos</i>
	<i>Hisonotus francirochai</i>	<i>Piabina argentea</i>
	<i>Hypostomus ancistroides</i>	<i>Poecilia reticulata</i>
	<i>Knodus moenkhausii</i>	<i>Satanoperca pappaterra</i>
	<i>Laetacara aff. araguaiae</i>	<i>Serrapinnus notomelas</i>
	<i>Oligosarcus pintoii</i>	
Algívoros	<i>Astyanax altiparanae</i>	<i>Parodon nasus</i>
	<i>Astyanax fasciatus</i>	<i>Serrapinnus notomelas</i>
	<i>Knodus moenkhausii</i>	
Herbívoros	<i>Astyanax altiparanae</i>	<i>Laetacara aff. araguaiae</i>
	<i>Knodus moenkhausii</i>	<i>Piabina argentea</i>
Detritívoros/algívoros	<i>Cichlasoma paranaense</i>	<i>Serrapinnus notomelas</i>
	<i>Parodon nasus</i>	

Tabela 5: Composição específica das guildas tróficas (insetívoros aquáticos, insetívoros terrestres, herbívoros, detritívoros e onívoros) identificadas nos riachos não simplificados (NSIM).

Guildas tróficas NSIM	Espécies	
Insetívoros aquáticos	<i>Aspidoras fuscoguttatus</i>	<i>Phalloceros harpagos</i>
	<i>Astyanax altiparanae</i>	<i>Piabina argentea</i>
	<i>Astyanax fasciatus</i>	<i>Pimelodella avanhandavae</i>
	<i>Characidium zebra</i>	<i>Poecilia reticulata</i>
Insetívoros aquáticos	<i>Gymnotus sylvius</i>	<i>Rhamdia quelen</i>
	<i>Hemigrammus marginatus</i>	<i>Serrapinnus heterodon</i>
	<i>Imparfinis schubarti</i>	<i>Serrapinnus notomelas</i>
	<i>Knodus moenkhausii</i>	
Insetívoros terrestres	<i>Astyanax altiparanae</i>	<i>Knodus moenkhausii</i>
	<i>Astyanax fasciatus</i>	<i>Oligosarcus pintoii</i>
	<i>Astyanax paranae</i>	<i>Piabina argentea</i>
	<i>Hemigrammus marginatus</i>	
Onívoros	<i>Astyanax altiparanae</i>	
	<i>Astyanax fasciatus</i>	
Detritívoros	<i>Corydoras aeneus</i>	<i>Parodon nasus</i>
	<i>Cyphocharax vanderi</i>	<i>Poecilia reticulata</i>
	<i>Hisonotus francirochai</i>	<i>Satanoperca pappaterra</i>
	<i>Hypostomus ancistroides</i>	<i>Serrapinnus notomelas</i>
	<i>Hypostomus sp.</i>	<i>Steindachnerina insculpta</i>
Herbívoros	<i>Astyanax altiparanae</i>	<i>Astyanax paranae</i>
	<i>Astyanax fasciatus</i>	<i>Piabina argentea</i>

A abundância dos insetívoros aquáticos, detritívoros e algívoros foi maior nos riachos SIM, enquanto os insetívoros terrestres e herbívoros foram mais abundantes nos riachos NSIM (Figuras 4 A, B e C). O teste de Mann-Whitney apontou diferenças significativas entre os riachos SIM e NSIM para as seguintes guildas: insetívora aquática ($p = 0,0005$); insetívora terrestre ($p = 0,01$); detritívora ($p = 0,0096$) e algívora ($p = 0,0097$).

Quanto à biomassa, a guilda dos insetívoros aquáticos, detritívoros e dos algívoros mostrou valores mais elevados nos riachos SIM quando comparado aos NSIM (Figura 5 A, B e C). Nos riachos NSIM, os insetívoros terrestres e os herbívoros apresentaram biomassa superior às mesmas guildas encontradas nos riachos SIM. O teste de Mann-Whitney apontou

diferenças estatisticamente significativas entre insetívoros aquáticos ($p = 0,0005$), insetívoros terrestres ($p = 0,0096$) e algívoros ($p = 0,0097$) dos dois grupos de riachos.

A estrutura trófica referente tanto à biomassa quanto à abundância das guildas tróficas diferiram significativamente entre os grupos de riachos SIM e NSIM ($p_{\text{biomassa}} = 0,0006$; $p_{\text{abundância}} = 0,0002$), graficamente exposto através da análise de ordenação NMDS (Figura 7 A e B). Para a biomassa, as guildas que contribuíram para a alta dissimilaridade (85,5%) foram insetívoros aquáticos (33,85%), insetívoros terrestres (19,6%), detritívoros (18,8%), herbívoros (16,5%) e algívoros (8,5%) (Tabela 6). Já para a abundância, a dissimilaridade de 79% foi impulsionada pelos insetívoros aquáticos (29,2%), seguida dos detritívoros (28,9%), insetívoros terrestres (14,6%), herbívoros (12,8%) e algívoros (11,5%) (Tabela 7).

Tabela 6: Média da biomassa, da dissimilaridade e porcentagem de contribuição da guilda dos insetívoros aquáticos, insetívoros terrestres, detritívoros, herbívoros e algívoros para dissimilaridade entre os riachos simplificados (SIM) e não simplificados (NSIM).

Guildas	Média Biomassa ^a		Média de dissimilaridade ^b	% de Contribuição ^c
	SIM	NSIM		
Insetívora aquática	168,5	39,2	28,99 ± 1,0	33,85
Insetívora terrestre	14,6	80,8	16,7 ± 0,70	19,60
Detritívora	30,9	85,6	16,0 ± 0,65	18,9
Herbívora	60,1	42,9	13,1 ± 0,7	16,50
Algívora	36,9	0	7,3 ± 0,56	8,45

a= Contribuição de cada uma das guildas para a média da dissimilaridade da biomassa entre SIM e NSIM

b= Média de dissimilaridade entre os dois grupos ± desvio padrão

c= % de contribuição de cada guilda trófica para a dissimilaridade entre os grupos

Tabela 7: Média da abundância, da dissimilaridade e porcentagem de contribuição da guilda dos detritívoros, insetívoros aquáticos, insetívoros terrestres, herbívoros e algívoros para dissimilaridade entre os riachos simplificados (SIM) e não simplificados (NSIM).

Guildas	Média Abundância ^a		Média de dissimilaridade ^b	% de Contribuição ^c
	SIM	NSIM		
Insetívora aquática	67,0	19,0	23,0 ± 1,1	29,2
Detritívora	84,5	23,2	22,80± 1,0	28,9
Insetívora terrestre	10,0	20,1	11,5 ± 0,7	14,6
Herbívoras	12,0	17,5	10,0 ± 0,6	12,8
Algívora	28,5	0	9,1 ± 0,5	11,5

a= Contribuição de cada uma das guildas para a média da dissimilaridade da abundância entre SIM e NSIM

b= Média de dissimilaridade entre os dois grupos ± desvio padrão

c= % de contribuição de cada guilda trófica para a dissimilaridade entre os grupos.

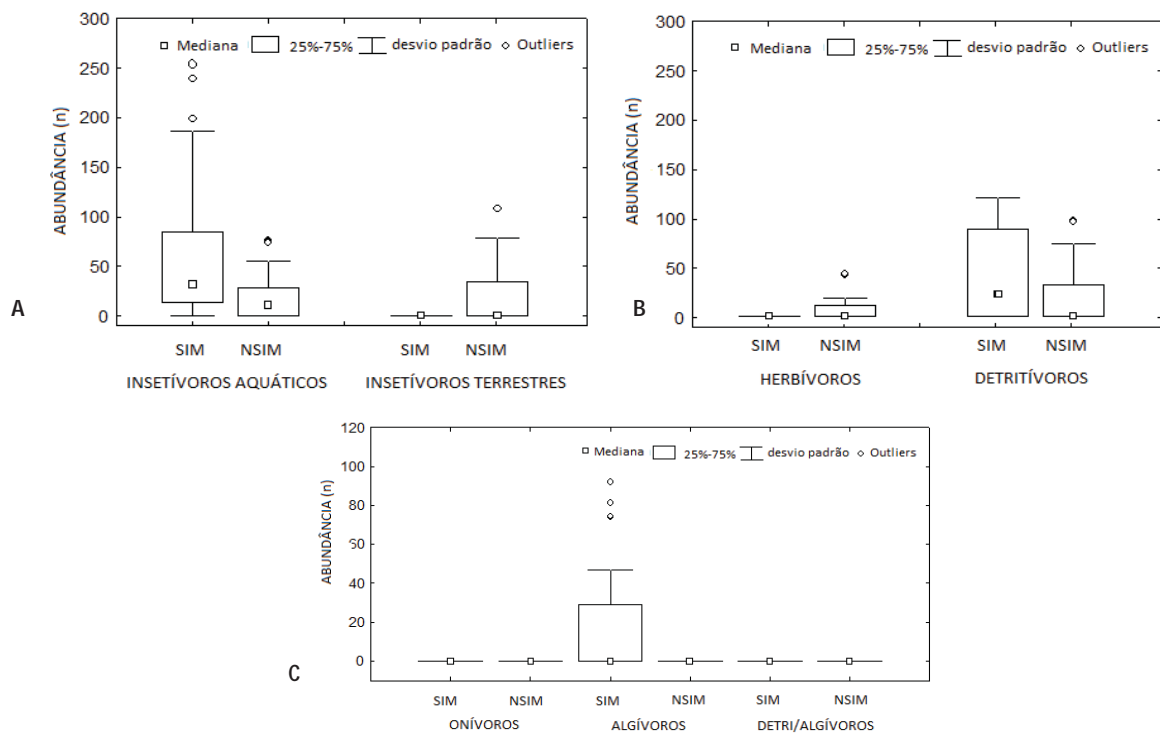


Figura 4: “Box-plots” comparativo da abundância das guildas tróficas: A- insetívoros aquáticos e insetívoros terrestres; B- herbívoros e detritívoros; e C- onívoros, algívoros e detritívoros-algívoros nos riachos simplificados (SIM) e não simplificados (NSIM).

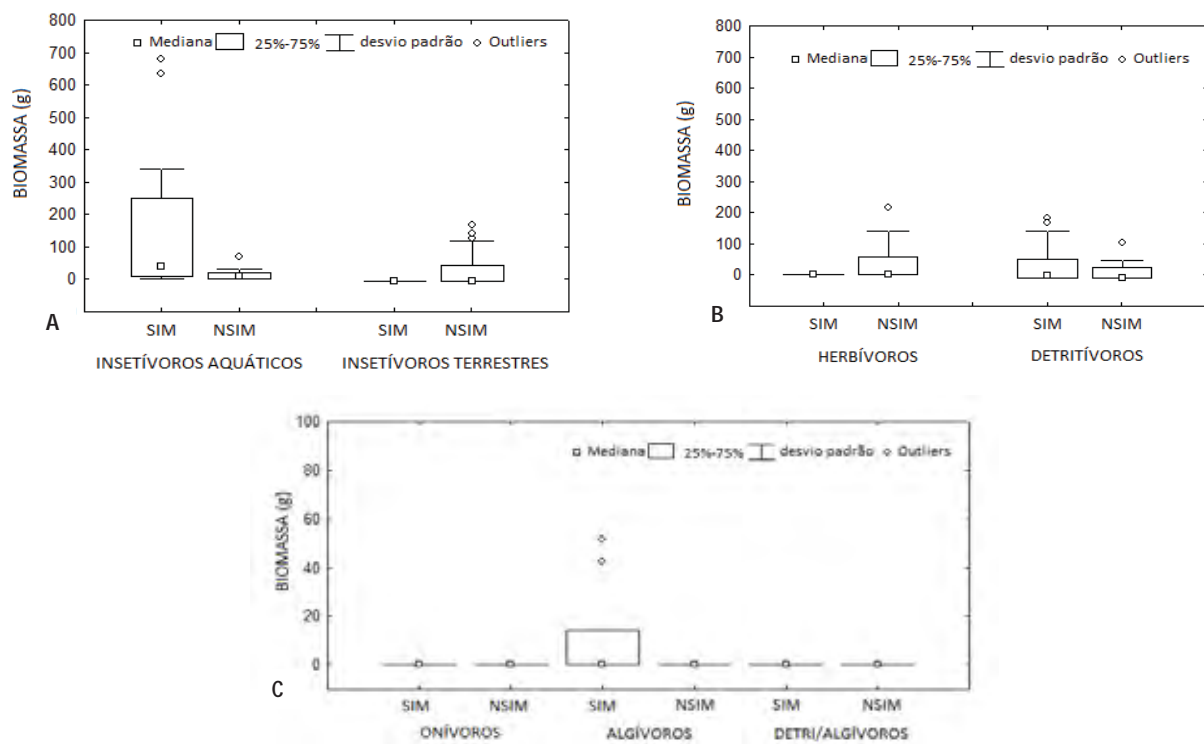


Figura 5: “Box-plots” comparativo da biomassa das guildas tróficas: A- insetívoros aquáticos e insetívoros terrestres; B- herbívoros e detritívoros; e C- onívoros, algívoros e detritívoros-algívoros nos riachos simplificados (SIM) e não simplificados (NSIM).

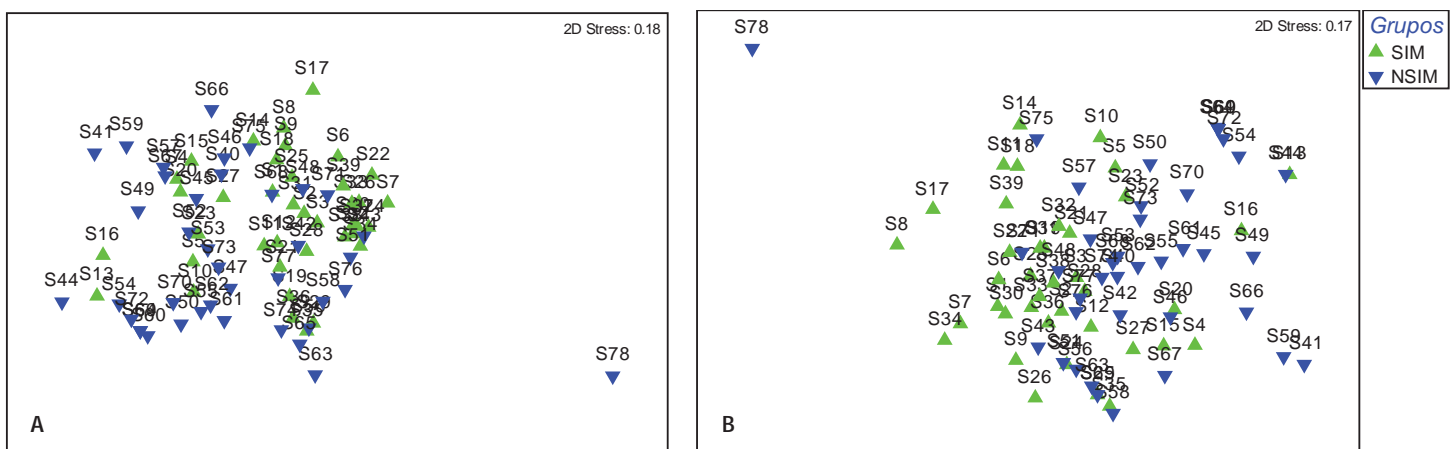


Figura 7: Projeção dos dois primeiros eixos da Análise de Escalonamento Multidimensional não Métrica contendo valores de (A) biomassa e (B) abundância da ictiofauna de riachos simplificados (SIM) e não simplificado (NSIM).

5.0 – DISCUSSÃO

Mesmo apresentando maior número de guildas alimentares, os riachos SIM (sete guildas), quando comparado aos NSIM (cinco guildas), mostraram menor diversidade trófica, o que se explica principalmente pela alta dominância dos insetívoros aquáticos. Nos riachos NSIM, estruturas promotoras de complexidade estrutural interna, como galhos, troncos, rochas (CASATTI et al., 2009) fornecem para a ictiofauna sítios de alimentação mais diversificados (ANGERMEIER & KARR, 1984; CASATTI, 2002). Além disso, o maior aporte de material alóctone (folhas, frutos e insetos) em riachos florestados tem papel fundamental na estruturação trófica da ictiofauna (PUSEY & ARTHINGTON, 2003). A organização trófica dos peixes nos riachos NSIM mostrou-se fortemente influenciada pela vegetação ripária, mesmo esta sendo composta por poucas árvores e plantas herbáceas. Assim, a vegetação ripária parece contribuir direta (fornecimento de itens alóctones) e indiretamente (fornecimento de estruturas promotoras de complexidade estrutural) para a distribuição mais equitativa das espécies entre as guildas tróficas nos riachos NSIM.

A plasticidade trófica é amplamente registrada para espécies de peixes neotropicais (ABELHA et al., 2001, CEVEVIVA-BASTOS & CASATTI, 2007, BRAGA & GOMIERO, 2009; ABILHOA et al., 2011) e, segundo TEIXEIRA et al. (2005), essa habilidade ilustra a capacidade de adaptação frente a mudanças na diversidade e disponibilidade de recursos alimentares em ambientes alterados. No presente estudo, a plasticidade trófica foi amplamente registrada em espécies nectônicas, principalmente nos riachos SIM, mais propensos a mudanças estocásticas na disponibilidade de recursos uma vez que são ambientes desprovidos da proteção do “buffer” ripário. *Oligosarcus pintoii* foi registrada em três guildas diferentes nos riachos SIM (insetívoros aquáticos, insetívoros

terrestres e detritívoros), mas nos riachos NSIM consumiu apenas insetos terrestres, mostrando que, apesar de apresentar plasticidade trófica, quando existe disponibilidade de insetos terrestres, como é o caso nos riachos NSIM, estes são preferidos em relação aos demais itens.

Como registrado em outros estudos (CASATTI, 2002; POUILLY et al., 2006; SOUZA FILHO & CASATTI, 2010), os recursos autóctones foram mais numerosos na dieta das espécies dos riachos SIM e NSIM. O alto consumo de recursos autóctones, principalmente insetos aquáticos, refletiu-se na maior ocorrência de insetívoros aquáticos nos dois grupos amostrais (SIM e NSIM). ESTEVES & LOBÓN-CEVIÁ (2001), ao estudarem um riacho de Mata Atlântica, verificaram predominância de recursos autóctones na dieta das espécies, mas quando analisada a abundância total, os recursos alóctones foram responsáveis por uma grande porção da biomassa dos peixes no local estudado. O mesmo fenômeno acontece nos riachos NSIM, pois apesar do maior número de recursos autóctones consumidos, a importância dos alóctones é significativamente maior, tendo em vista a maior ocorrência de insetívoros terrestres.

Apesar do número de itens alóctones não diferir entre os riachos SIM e NSIM, tanto a abundância quanto a biomassa da guilda dos insetívoros terrestres nos riachos NSIM foram significativamente maiores às dos SIM. A disponibilidade de itens alóctones aumenta com a presença de vegetação ripária (UIEDA & KIKUCHI, 1995; OLIVEIRA & BENNEMANN, 2005; BARILI et al., 2011), conseqüentemente as espécies normalmente oportunistas passam a consumir os recursos mais abundantes (ABELHA et al., 2001; HAHN & FUGI, 2007). A maior frequência no consumo de itens alóctones pelas espécies nos riachos NSIM pode contribuir para a estabilidade da população dos consumidores e,

consequentemente, para a estabilidade de toda a comunidade (FARIA & COSTA, 2010), diminuindo o risco de extinções.

O aumento da produtividade secundária nos riachos SIM, sugerido pela alta abundância de insetos aquáticos, é uma das consequências da atividade antrópica sobre as comunidades aquáticas (GÜCKER et al., 2011). A maior disponibilidade de insetos aquáticos nesses riachos refletiu-se na maior abundância e biomassa de insetívoros aquáticos comparadas às do NSIM e pode estar relacionada com as características físicas dos riachos. ESTEVES et al. (2008), ao estudarem riachos em diferentes condições ambientais (florestas, eucalipto e pastagem), verificaram aumento da biomassa de insetívoros aquáticos nos riachos de pastagem quando comparados aos riachos florestados. A presença de gramíneas no interior do canal proporciona locais de forrageamento e abrigo para insetos aquáticos (SCHNEIDER & WINEMILLER, 2008), amplamente utilizados pelos peixes nos riachos simplificados.

A alta biomassa e abundância de insetívoros aquáticos e detritívoros nos riachos SIM representa um indicativo de que essas comunidades tem sua estrutura trófica baseada no detrito, seja ele consumido direta ou indiretamente, através do consumo de insetos aquáticos (AGOSTINHO & JÚLIO JR., 1999). CENEVIVA-BASTOS (2011) verificou que, em riachos desprovidos de vegetação ripária e com moderado grau de assoreamento, a base das teias tróficas é majoritariamente composta por detritos e não por produtores primários, como era de se esperar em riachos com alta incidência luminosa. Assim, em riachos estruturalmente simplificados e mais propensos a distúrbios inesperados, como enchentes, o detrito consumido por invertebrados e peixes, pode exercer papel fundamental na organização e sustentação das comunidades (MOORE et al., 2004) e, além disso, pode

aumentar a persistência das espécies e estabilidade das teias tróficas (LOREAU & THÉBAULT, 2005).

Nos riachos NSIM existe forte ligação entre consumidores aquáticos de topo (peixes) e produtores terrestres, visto que a maior parte da biomassa total pertence às guildas dos insetívoros terrestres e herbívoros. Diversos estudos mostram que recursos provenientes da vegetação ripária podem sustentar alta abundância e biomassa de peixes (ESTEVEZ & LOBÓN-CEVIÁ, 2001; ALVIM & PERET, 2004; SCHNEIDER et al., 2011), mas recentemente o uso de técnicas de isótopos estáveis tem demonstrado que, apesar do alto consumo de itens alóctones, a principal fonte de carbono na biomassa de peixes é derivada de recursos autóctones, como zooplâncton e algas (LAU et al., 2009; MEDEIROS & ARTHINGTON, 2010).

A ocorrência de algívoros exclusivamente nos riachos SIM parece estar associada à ausência de vegetação ripária, que proporciona aumento da intensidade luminosa (DOI, 2009). Além disso, riachos desprovidos de vegetação ripária são normalmente atingidos por altas concentrações de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, decorrente do escoamento lateral (NAIMAN & DÉCAMPS, 1997). O aumento da intensidade luminosa e concentração de nutrientes pode promover um alto crescimento algal em riachos. Como a concentração de nutrientes não diferiu estatisticamente entre os grupos amostrais SIM e NSIM, provavelmente a produção primária nos riachos simplificados responde mais efetivamente ao aumento da incidência luminosa do que a concentração de nutrientes, como proposto por ALLAN & CASTILLO (2007).

STEPHENSON & MORIN (2008) observaram declínio da biomassa algal com o aumento da cobertura vegetal e atribuíram este fato à diminuição da radiação solar sobre o canal do riacho. Assim, de maneira semelhante, pode-se dizer que nos riachos NSIM,

apesar do porte herbáceo, a vegetação ripária pode limitar o crescimento (VANNOTE et al., 1980; SABATER et al., 1998; ROY et al., 2005) e a biomassa de diversas algas (HESSEN, et al., 2002; POUILLY et al., 2006), diminuindo a oferta deste recurso. Como previsto pela Teoria do Forrageio Ótimo (MacARTHUR & PIANKA, 1966), as espécies tendem a consumir recursos que apresentem o menor custo/benefício; neste sentido, nos riachos sem cobertura vegetal alguma (SIM) a maior frequência de algívoros pode ser reflexo da maior disponibilidade de algas, que são abundantes e de fácil obtenção.

A abundância dos detritívoros foi significativamente maior nos riachos SIM que nos NSIM, em razão da grande contribuição da espécie exótica *Poecilia reticulata*. Segundo VIEIRA & SHIBATTA (2007), essa espécie é altamente adaptada a ambientes degradados, pois pode consumir uma ampla gama de detritos. Apesar de abundante nos riachos SIM, os indivíduos dessa espécie são de pequeno porte (0,5-30 mm de comprimento padrão) e, portanto, sua contribuição para a biomassa geral dos detritívoros é baixa.

Embora a ocorrência dos detritívoros tenha sido semelhante nos dois grupos de riachos, houve aumento no consumo de matéria orgânica particulada entre as espécies nectônicas (Characidae) nos riachos SIM, indicando algum grau de simplificação trófica (FERREIRA, 2010). Segundo ANGERMEIER & KARR (1983), a diversidade trófica está relacionada com a estabilidade dos recursos alimentares disponíveis. Nos riachos SIM, existe instabilidade na oferta de recursos, principalmente recursos alóctones (insetos terrestres, frutos) devido à ausência de vegetação ripária (EDWARDS & HURYIN, 1995). Nesse contexto, a matéria orgânica que se acumula junto de gramíneas marginais, junto com a própria decomposição dessa vegetação, torna-se um importante recurso na dieta dessas espécies (CENEVIVA-BASTOS & CASATTI, 2007; ABILHOA et al., 2011), mesmo que elas não apresentem evidentes adaptações morfológicas, fisiológicas ou comportamentais

para ingestão desse item, como registrado em espécies tipicamente detritívoras, como proquilodontídeos e curimatídeos (FUGI & HAHN, 1991).

A diferença observada na estrutura trófica dos riachos SIM e NSIM é decorrente de múltiplos fatores: nos riachos SIM, a menor entrada de recursos alóctones, como sementes, folhas e insetos terrestres afetou negativamente a ocorrência de herbívoros e insetívoros terrestres. Por outro lado, a maior incidência de radiação solar, decorrente da falta de vegetação ripária, favoreceu a ocorrência dos algívoros. A ausência de estruturas promotoras de complexidade (troncos, folhas, galhos) reduz o tamanho, a densidade e a diversidade das manchas de recursos (PRINGLE et al., 1988), homogeneizando os itens disponíveis para a ictiofauna, que pode ser notado pela alta dominância dos insetívoros aquáticos (biomassa e abundância). Nos riachos NSIM, as espécies têm uma oferta de recursos diversificada, que conduz a uma estrutura trófica mais equitativa e diversa.

6.0 - CONCLUSÃO

Os resultados obtidos demonstram que a simplificação física do hábitat, característica dos riachos SIM, interfere não somente nos padrões de riqueza e diversidade da ictiofauna, como já apontado em outros estudos (KANDEM TOHAM & TEUGELS, 1998; FERREIRA & CASATTI, 2006; CASATTI et al., 2009), mas, também, em atributos funcionais, como a estrutura trófica. Dentro deste contexto, podemos destacar o papel modulador da vegetação ripária na estrutura trófica de peixes de riachos, por meio da sua influência no fornecimento de material alóctone (frutos, folhas e insetos), incremento da heterogeneidade física do canal (galhos, troncos e folhas), que proporcionam diferentes sítios de alimentação, e no sombreamento, que limita o crescimento de produtores.

7.0 – REFERÊNCIAS

- ABELHA, M.C.F., AGOSTINHO, A.A. & GOULART, E. 2001. Plasticidade trófica em peixes de água doce. **Acta Scientiarum**, 23(2): 425-434.
- ABILHOA, V., BRAGA, R.R., BORNATOWSKI, H. & VITULE, J.R.S. 2011. Fishes of the Atlantic rain forest streams: ecological patterns and conservation. In: GRILLO, O. & VENORA, G. (Eds). **Changing Diversity in a Changing Environment**. InTech, Pp. 259-282.
- AGOSTINHO, A.A., JÚLIO JR., H.F. 1999. Peixes da Bacia do Alto Rio Paraná. Pp. 374-399 in LOWE-McCONNEL, R. H. **Estudos de Comunidades de Peixes Tropicais**. EDUSP: São Paulo.
- ALLAN, J.D. & CASTILLO, M.M. 2007. **Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters**. Springer, Dordrecht, 436 p.
- ALVIM, M.C. & PERET, A.C. 2004. Food resources sustaining the fish fauna in a section of the upper São Francisco River in Três Marias, MG, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 64(2): 195-202.
- ANGERMEIER, P.L. & KARR, J.R. 1984. Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. p. 38-56 in **Evolutionary Ecology of Neotropical Freshwater Fishes** (T. M. Zaret, ed.). Junk, The Hague, 1984.
- AYRES, M., AYRES Jr, M., AYRES, D.L. & SANTOS, A.S. 2007. **BioEstat 5.0: Aplicações Estatísticas nas Áreas das Ciências Biomédicas**. Sociedade Civil de Mamirauá, Belém, Brasil.
- BARILI, E., AGOSTINHO, A.A., GOMES, L.C. & LATINI, J.D. 2011. The coexistence of fishes species in streams: relationships between assemblage attributes and trophic and environmental variables. **Environmental Biology of Fishes**, 92(1): 41-52.
- BARRETO, C.C. 1999. Heterogeneidade espacial do habitat e diversidade específica: implicações e métodos de mensuração. In: SILVA, S.H.G. & LAVRADO, H.P. (eds). **Ecologia dos Ambientes Costeiros do Estado do Rio de Janeiro**. Série Oecologia Brasiliensis, 7: 121-153, PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro.
- BOJSEN, B.H. & BARRIGA, R. 2002. Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. **Freshwater Biology**, 47: 2246-2260.
- BRAGA, F.M.S. & GOMIERO, L.M. 2009. Alimentação de peixes na microbacia do Ribeirão Grande, Serra da Mantiqueira oriental, SP. **Biota Neotropica**, 9(3): 207-212.
- BUCKUP, P.A., MENEZES, N.A. & GHAZZI, M.S. 2007. **Catálogo das Espécies de Peixes de Água Doce do Brasil**. Museu Nacional, Rio de Janeiro, 195 p.

- BÜHRNHEIM, C.M. & COX-FERNANDES, C. 2003. Structure of fish assemblages in Amazonian rain-forest streams: effects of habitats and locality. **Copeia**, 2003(2): 255-262.
- CASATTI, L. 2002. Alimentação dos peixes em um riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, Bacia do Alto Paraná, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, 2(2): 1-14.
- CASATTI, L., FERREIRA, C.P. & CARVALHO, F.R. 2009. Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and guppies dominance: an assessment on two tropical pasture river basins. **Hydrobiologia**, 632(1): 273-283.
- CENEVIVA-BASTOS, M. 2011. Tramas alimentares em riachos: efeitos da sazonalidade, sombreamento e recomposição após distúrbio natural. UNESP, São José do Rio Preto, 114p. (Tese de Doutorado).
- CENEVIVA-BASTOS, M. & CASATTI, L. 2007. Oportunismo alimentar de *Knodus moenkhausii* (Teleostei Characidae): uma espécie abundante em riachos noroeste do Estado de São Paulo, Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, 97(1): 7-15.
- CLARKE, K.R. & GORLEY, R.N. 2006. **Primer v6: user manual/tutorial**. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth.
- DOI, H. 2009. Spatial patterns of autochthonous and allochthonous resources in aquatic food webs. **Population Ecology**, 51(1): 57-64.
- EDWARDS, E. & HURYN, A.D. 1996. Effect of riparian land use on contributions of terrestrial invertebrates to streams. **Hydrobiologia**, 337(1):151-159.
- ESTEVES, K.E. & ARANHA, J. M.R. 1999. Ecologia trófica de peixes de riachos. *In*: CARAMASCHI, E.P.; MAZZONI, R. & PERES-NETO, P.R.(Eds.). **Ecologia de Peixes de Riachos**. Série Oecologia Brasiliensis, 6: 157-182. PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro.
- ESTEVES, K.E. & LOBÓN-CERVIÁ. 2001. Composition and trophic structure of a fish community os a clear water in Atlantic rainforest stream in southeastern Brazil. **Environmental Biology of Fishes**, 62 (4): 429-440.
- ESTEVES, K.E., LOBO, A.V.P. & FARIA, M.D.R. 2008. Trophic structure of a fish community along environmental gradients of a subtropical river (Paraitinga River, Upper Tietê River Basin, Brazil) **Hydrobiologia**, 598: 373-387.
- FARIA, L.D.B. & COSTA, M.I.S. 2010. Omnivorous food web, prey preference and allochthonous nutrient input. **Ecological Complexity**, 7(1): 107-114.
- FERREIRA, C.P. Estrutura da ictiofauna e integridade biótica de riachos em fragmentos florestais remanescentes no Noroeste Paulista. 2010. UNESP, São José do Rio Preto, p. 158 (Tese de Doutorado).

- FERREIRA, C.P. & CASATTI, L. 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.
- FLECKER, A.S. 1997. Habitat modification by tropical fishes: environmental heterogeneity and the variability of interaction strength. **Journal of the North American Benthological Society**, 16(1): 286-295.
- FUGI, R. & HAHN, N.S. 1991. Espectro alimentar e relações morfológicas com o aparelho digestivo de três espécies de peixes comedores de fundo do rio Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, 51(4): 873-879.
- GORMAN, O.T. & KARR, J.R. 1978. Habitat structure and stream fish communities. **Ecology**, 59(3): 507-515.
- GÜCKER, B., BRAUNS, M., SOLIMINI, A.G., VOSS, M., WALZ, N. & PUSCHM.T. 2011. Urban stressors alter the trophic basis of secondary production in an agricultural stream. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 68(1): 74-88.
- HAHN, N.S. & FUGI, R. 2007. Alimentação de peixes em reservatórios brasileiros: alterações e conseqüências nos estágios iniciais do represamento. **Oecologia Brasiliensis**, 11(4): 469-480.
- HESSEN, D.O., FAEROVIG, P.J. & ANDERSEN, T. 2002. Light, nutrients, and P:C ratios in Algae: grazer performance related to food quality and quantity. **Ecology**, 83(7): 1886-1898.
- HOBSON, K. A. & WASSENAAR, L. I. 1999. Stable isotope ecology: an introduction. **Oecologia**, 120: 312-313.
- HULBERT, S.H. 1978. The measurement of niche overlap and some relatives. **Ecology**, 59(1): 67-77.
- IPT (Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo) 1999. **Diagnóstico da Situação Atual dos Recursos Hídricos e Estabelecimento de Diretrizes Técnicas Para a Elaboração do Plano da Bacia Hidrográfica do Turvo/Grande**. Relatório nº 40.515. Secretaria de Recursos Hídricos, Saneamento e Obras, São Paulo.
- KANDEM TOHAM, A. & TEUGELS, G.G. 1998. First data on an Index of Biotic Integrity (IBI) based on fish assemblages for the assessment of the impact of deforestation in a tropical West African river system. **Hydrobiologia**, 397(1): 29-38.
- KAWAGUCHI, Y. & NAKANO, S. 2001. Contribution of terrestrial invertebrates to the annual resource budget for salmonids in forest and grassland reaches of a headwater stream. **Freshwater Biology**, 46(3): 303-316.

- LASSAU, S.A. & HOCHULI, D.F. 2004. Effects of habitat complexity on ant assemblages. **Ecography**, 27 (2): 157-164.
- LAU, D.C.P., LEUNG, K.M.Y & DUDGEON, D. 2009. Are autochthonous foods more important than allochthonous resources to benthic consumers in tropical headwater streams? **Journal of the North American Benthological Society**, 28(2): 426-439.
- LAYMAN, C.A., ARRINGTON, D.A., MONTAÑA, C.G. & POST, D. M. 2007. Can stable isotope ratios provide for community-wide measures of trophic structure? **Ecology**, 88(1): 42-48.
- LEVINS, R. 1968. Evolution in changing environments, some theoretical explorations. **Monographs in Population Biology**, 2: 1-120.
- LOREAU, M. & THÉBAULT, E. 2005. Food webs and the relationship between biodiversity and ecosystem functioning. Pp. 270-294 *in* DeRUITER, P.C., WOLTERS, V. & MOORE, J.C. (Eds). **Dynamic Food Webs: Multispecies Assemblages, Ecosystem Development and Environmental Change**. Academic Press, San Diego, CA.
- LORION, C.M. & KENNEDY, B.P. 2009. Riparian forest buffers mitigate the effects of deforestation on fish assemblages in tropical headwater streams. **Ecological Applications**, 19(2): 468-479.
- LUZ, K.D.G., ABUJANRA, F., AGOSTINHO, A.A. & GOMES, L.C. 2001. Caracterização trófica da ictiofauna de três lagoas da planície aluvial do alto rio Paraná, Brasil. **Acta Scientiarum**, 23(2): 401-407.
- MACARTHUR, R.H. & PIANKA, E.R. 1966. On optimal use of a patchy environment. **The American Naturalist**, 100: 603-609.
- MEDEIROS, E.S.F. & ARTHINGTON, A. 2010. Allochthonous and autochthonous carbon sources for fish in floodplain lagoons of an Australian dryland river. **Environmental Biology of Fishes**, 90(1): 1-17.
- MOORE, J.C., BERLOW, E.L., COLEMAN, D.C. RUITER, P.C., DONG, Q. HASTINGS, A., JOHNSON, N.C, McCANN, K.S., MELVILLE, K., MORIN, P.J., NEDELHOFFER, K., ROSEMOND, A.D., POST, D.M., SABO, J.L., SCOW, K.M., VANNI, M.J. & WALL, D.H. 2004. Detritus, trophic dynamics and biodiversity. **Ecology Letters**, 7(7): 584-600.
- NAIMAN, R.J. & DÉCAMPS, H. 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 28(1): 621-658.
- NALON. M.A., MATTOS, I.F.A. & FRANCO, G.A.D. C. 2008. Meio físico e aspectos da fragmentação da vegetação. Pp. 17-21. In: RODRIGUES, R. R. & BONONI, V. L. R.

(Orgs.). **Diretrizes Para a Conservação e Restauração da Biodiversidade no Estado de São Paulo**. Secretaria do Meio Ambiente e Instituto de Botânica, 248p.

- NAKAMURA, F. & YAMADA, H. 2005. Effects of pasture development on the ecological functions of riparian forests in Hokkaido in northern Japan. **Ecological Engineering**, 24 (1): 539–550
- OLIVEIRA, D.C. & BENNEMANN, S.T. 2005. Ictiofauna, recursos alimentares e relações com as interferências antrópicas em um riacho urbano no sul do Brasil. **Biota Neotropica**, 5(1): 95-107.
- PEREIRA, P.R., AGOSTINHO, S.C., OLIVEIRA, R.J. & MARQUES, M.M. 2007. Trophic guilds of fishes in sandbank habitats of a Neotropical river. **Neotropical Ichthyology**, 5 (3): 399-404.
- POUILLY, M., BARRERA, S. & ROSALES, C. 2006. Changes of taxonomic and trophic structure of fish assemblages along an environmental gradient in the Upper Beni watershed (Bolivia). **Journal of Fish Biology**, 68: 137-156.
- PRINGLE, C.M., NAIMAN, R.J., BRETSCJKO. G., KARR, J.R., OSWOOD, M.W., WEBSTER, J.R., WELCOMME, R.L., WINTERBOURN, M.J. 1988. Patch dynamics in lotic systems: the stream as a mosaic. **Journal of North American Benthological Society**, 7(4): 503-524.
- PUSEY, B.J. & ARTHINGTON, A. H. 2003. Importance of riparian zone to the conservation and management of freshwater fishes: a review. **Marine and Freshwater Research**, 54(1):1-16.
- ROY, A.H., FAUST, C.L., FREEMAN, M.C. & MEYER, J.L. 2005. Reach-scale effects of riparian forest cover on urban stream ecosystems. **Canadian Journal of Fisheries Aquatic Science**, 62(10): 2312-2329.
- SABATER, S., BUTTURINI, A., MUÑOZ, I., ROMANÍ, A., WRAY, J. & SABATER, F. 1998. Effects of removal of riparian vegetation on algae and heterotrophs in a Mediterranean stream. **Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery**, 6(2): 129-140.
- SCHLOSSER, I.J., 1982. Fish community structure and function along two habitat gradients in a headwater stream. **Ecological Monographs**, 52(4): 395-414.
- SCHNEIDER, M., AQUINO, P.D.P.U., SILVA, M.J.M. & FONSECA, C.P. 2011. Trophic structure of a fish community in Bananal stream subbasin in Brasília National Park, Cerrado biome (Brazilian Savanna), DF. **Neotropical Ichthyology**, 9(3): 579-592.
- SCHNEIDER, K.N. & WINEMILLER, K.O. 2008. Structural complexity of woody debris patches influences fish and macroinvertebrate species richness in a temperate floodplain-river system. **Hydrobiologia**, 610(1): 235-244.

- SILVA, A.M., CASATTI, L., ALVARES, C.A., LEITE, A.M., MARTINELLI, L.A. & DURRANT, S. 2007. Soil loss risk and habitat quality in streams of a meso-scale River Basin. **Scientia Agricola**, 64(4): 336-343.
- SNYDER, C.D., YOUNG, J.A. & STOUT III, B.M. 2006. Aquatic habitats of Canaan valley, West Virginia: Diversity and environmental threats. **Northeastern Naturalist**, 13(3): 333-352.
- SOUZA FILHO, P.S. & CASATTI, L. 2010. Life history of *Laetacara* aff. *araguaiae* Ottoni & Costa, 2009 (Perciformes, Cichlidae) in two streams in Northwestern São Paulo State, Brazil. **Biota Neotropica**, 10(2): 153-158.
- STEPHENSON, J.M. & MORIN, A. 2008. Covariation of stream community structure and biomass of algae, invertebrates and fish with forest cover at multiple spatial scales. **Freshwater Biology**, 54(10): 2139-2154.
- TEIXEIRA, T.P., PINTO, B.C.T., TERRA, B.F., ESTILIANO, E.O., GRACIA, D. & ARAÚJO, F.G. 2005. Diversidade das assembléias de peixes nas quatro unidades geográficas do rio Paraíba do Sul. **Iheringia Série Zoológica**, 95(4):347-357.
- TORGERSEN, C.E. & CLOSE, D.A. 2004. Influence of habitat heterogeneity on the distribution of larval Pacific lamprey (*Lampetra tridentata*) at two spatial scales. **Freshwater Biology**, 49(5): 614-630.
- UIEDA, V. & KIKUCHI, R.M. 1995. Entrada de material alóctone (detritos vegetais e invertebrados terrestres) num pequeno curso de água corrente na cuesta de Botucatu, SP, **Acta Limnologica Brasiliensia**, 7: 105-114.
- UIEDA, V. & MOTTA, R.L. 2007. Trophic organization and food web structure of southeastern Brazilian streams: a review. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 19(1): 15-30.
- VANNOTE, R.L., MINSHALL, G.W., KUMMINS, W.K., SEDELL, J.R. & CUSHING, C.E. 1980. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries Aquatic Science**, 37:130-137.
- VIEIRA, D.B. & SHIBATTA, O.A. 2007. Peixes como indicadores da qualidade ambiental do ribeirão Esperança, município de Londrina, Paraná, Brasil. **Biota Neotropica**, 7(1):57-65.
- ZAVALA-CAMIN, L.A. 1996. **Introdução aos Estudos Sobre Alimentação Natural em Peixes**. Editora da Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 129 p.

ANEXO 1

Riachos SIM	Espécies	Guildas	Abundância	Biomassa
R2	<i>Astyanax altiparanae</i>	Herbívora	24	117,1
	<i>Corydoras aeneus</i>	Insetívora aquática	11	38
	<i>Geophagus brasiliensis</i>	Insetívora aquática	17	70,9
	<i>Gymnotus sylvius</i>	Insetívora aquática	27	243
	<i>Hypostomus ancistroides</i>	Detritívora	23	44,7
	<i>Parodon nasus</i>	Detritívora/algívora	31	102,1
	<i>Poecilia reticulata</i>	Insetívora aquática	198	26,6
R8	<i>Astyanax altiparanae</i>	Insetívora aquática	12	22,5
	<i>Hypostomus ancistroides</i>	Detritívora	21	115,6
	<i>Imparfinis mirini</i>	Insetívora aquática	32	13,9
	<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i>	Insetívora aquática	14	12,6
R13	<i>Corydoras aeneus</i>	Insetívora aquática	14	32,1
	<i>Hypostomus ancistroides</i>	Detritívora	25	185
	<i>Oligosarcus pintoii</i>	Insetívora aquática	18	18,5
	<i>Piabina argentea</i>	Detritívora	15	7,8
	<i>Serrapinnus notomelas</i>	Detritívora/algívora	16	5,5
R15	<i>Aspidoras fuscoguttatus</i>	Insetívora aquática	17	8,1
	<i>Astyanax altiparanae</i>	Herbívora	100	192,4
R20	<i>Serrapinnus notomelas</i>	Detritívora	98	36,9
	<i>Oligosarcus pintoii</i>	Insetívora terrestre	63	68,6
R23	<i>Aspidoras fuscoguttatus</i>	Insetívora aquática	35	20,7
	<i>Astyanax altiparanae</i>	Algívora	92	342,2
	<i>Gymnotus sylvius</i>	Insetívora aquática	94	1024,6
	<i>Hypostomus ancistroides</i>	Detritívora	10	8,6
	<i>Poecilia reticulata</i>	Detritívora	16	2,9
	<i>Satanoperca pappaterra</i>	Detritívora	17	355,7
R24	<i>Aspidoras fuscoguttatus</i>	Insetívora aquática	18	9,6
	<i>Astyanax altiparanae</i>	Algívora	81	157,9
	<i>Corydoras aeneus</i>	Insetívora aquática	15	33,2
	<i>Crenicichla britskii</i>	Insetívora aquática	11	134,3
	<i>Gymnotus sylvius</i>	Insetívora aquática	13	311
	<i>Hemigrammus marginatus</i>	Insetívora aquática	14	7,2
	<i>Knodus moenkhausii</i>	Insetívora aquática	103	37,5
	<i>Oligosarcus pintoii</i>	Insetívora aquática	25	58
R26	<i>Cichlasoma paranaense</i>	Detritívora	12	93,6

	<i>Knodus moenkhausii</i>	Algívora	241	28,3
	<i>Serrapinnus notomelas</i>	Algívora	49	16,9
R28	<i>Astyanax altiparanae</i>	Algívora	30	139,5
	<i>Cichlasoma paranaense</i>	Detritívora/algívora	14	53,4
	<i>Oligosarcus pintoii</i>	Detritívora	13	152
	<i>Aspidoras fuscoguttatus</i>	Insetívora aquática	10	8,7
R31	<i>Astyanax altiparanae</i>	Insetívora terrestre	31	213,7
	<i>Hemigrammus marginatus</i>	Insetívora terrestre	122	51
	<i>Knodus moenkhausii</i>	Onívora	29	15,1
	<i>Oligosarcus pintoii</i>	Insetívora terrestre	25	32,6
	<i>Serrapinnus notomelas</i>	Detritívora	95	23,7
R32	<i>Aspidoras fuscoguttatus</i>	Insetívora aquática	208	92,2
	<i>Astyanax altiparanae</i>	Insetívora terrestre	12	97,1
	<i>Knodus moenkhausii</i>	Onívora	225	24,3
	<i>Laetacara aff. araguaiaae</i>	Insetívora aquática	31	55,9
	<i>Poecilia reticulata</i>	Detritívora	819	60,5
R35	<i>Aspidoras fuscoguttatus</i>	Insetívora aquática	44	21,6
	<i>Astyanax altiparanae</i>	Algívora	50	114,8
	<i>Gymnotus sylvius</i>	Insetívora aquática	13	51,5
	<i>Knodus moenkhausii</i>	Algívora	24	11
	<i>Oligosarcus pintoii</i>	Insetívora terrestre	16	21,2
R36	<i>Astyanax altiparanae</i>	Insetívora terrestre	14	26,4
R40	<i>Poecilia reticulata</i>	Detritívora	433	44,7
R41	<i>Astyanax altiparanae</i>	Herbívora	67	493,4
	<i>Piabina argentea</i>	Insetívora aquática	29	21
	<i>Serrapinnus notomelas</i>	Detritívora/algívora	14	6,6
R43	<i>Knodus moenkhausii</i>	Herbívora	53	11,7
	<i>Pyrrhulina australis</i>	Insetívora terrestre	46	21,8
R45	<i>Astyanax altiparanae</i>	Algívora	25	90,4
	<i>Knodus moenkhausii</i>	Algívora	349	124,3
	<i>Poecilia reticulata</i>	Detritívora	48	5,8
R46	<i>Astyanax altiparanae</i>	Algívora	16	51,7
	<i>Knodus moenkhausii</i>	Insetívora aquática	18	9,6
	<i>Laetacara aff. araguaiaae</i>	Detritívora	84	115
	<i>Poecilia reticulata</i>	Detritívora	299	36,7

	<i>Serrapinnus notomelas</i>	Detritívora	86	28,7
R50	<i>Knodus moenkhausii</i>	Insetívora aquática	71	17,3
	<i>Poecilia reticulata</i>	Detritívora	103	8,1
R52	<i>Aspidoras fuscoguttatus</i>	Insetívora aquática	14	4,2
	<i>Astyanax altiparanae</i>	Herbívora	18	50,7
	<i>Knodus moenkhausii</i>	Herbívora	49	11,7
	<i>Laetacara aff. araguaiae</i>	Herbívora	29	17,8
	<i>Serrapinnus notomelas</i>	Detritívora	19	5,7
R55	<i>Knodus moenkhausii</i>	Detritívora	81	25,3
	<i>Laetacara aff. araguaiae</i>	Insetívora aquática	19	25,5
R56	<i>Aspidoras fuscoguttatus</i>	Insetívora aquática	29	31,5
	<i>Astyanax altiparanae</i>	Insetívora aquática	12	145,5
	<i>Corydoras aeneus</i>	Insetívora aquática	34	109,6
	<i>Geophagus brasiliensis</i>	Insetívora aquática	18	180,6
	<i>Gymnotus sylvius</i>	Insetívora aquática	20	324,6
	<i>Hypostomus ancistroides</i>	Detritívora	20	47,8
	<i>Knodus moenkhausii</i>	Insetívora aquática	35	44
	<i>Poecilia reticulata</i>	Detritívora	69	15,2
	<i>Rhamdia quelen</i>	Insetívora aquática	39	756,2
R61	<i>Astyanax altiparanae</i>	Herbívora	39	62,6
	<i>Astyanax fasciatus</i>	Insetívora terrestre	62	39,9
	<i>Hisonotus francirochai</i>	Detritívora	10	2,7
	<i>Imparfinis schubarti</i>	Insetívora aquática	12	8,2
	<i>Piabina argentea</i>	Herbívora	45	22,5
	<i>Poecilia reticulata</i>	Detritívora	74	6,9
	<i>Serrapinnus notomelas</i>	Detritívora	37	8,3
R62	<i>Characidium zebra</i>	Insetívora aquática	10	12
	<i>Gymnotus sylvius</i>	Insetívora aquática	16	261,7
	<i>Imparfinis schubarti</i>	Insetívora aquática	18	27,8
R65	<i>Aspidoras fuscoguttatus</i>	Insetívora aquática	35	20,2
	<i>Astyanax altiparanae</i>	Algívora	47	132
	<i>Characidium zebra</i>	Insetívora aquática	36	16
	<i>Cichlasoma paranaense</i>	Detritívora	14	97,7
	<i>Piabina argentea</i>	Detritívora	41	28,7
R73	<i>Astyanax altiparanae</i>	Algívora	38	116,5
	<i>Gymnotus sylvius</i>	Insetívora aquática	19	243,1

R75	<i>Aspidoras fuscoguttatus</i>	Insetívora aquática	21	19,1
	<i>Astyanax altiparanae</i>	Herbívora	47	225,3
	<i>Crenicichla britskii</i>	Insetívora aquática	12	21
	<i>Serrapinnus notomelas</i>	Algívora	30	14,1
R77	<i>Gymnotus sylvius</i>	Insetívora aquática	11	68,6
	<i>Pyrrhulina australis</i>	Insetívora aquática	18	11,3
	<i>Serrapinnus notomelas</i>	Detritívora	31	19,7
R79	<i>Aspidoras fuscoguttatus</i>	Insetívora aquática	19	18,3
R80	<i>Aspidoras fuscoguttatus</i>	Insetívora aquática	90	47,3
	<i>Corydoras aeneus</i>	Insetívora aquática	20	60,2
	<i>Geophagus brasiliensis</i>	Insetívora aquática	12	21,5
	<i>Gymnotus sylvius</i>	Insetívora aquática	31	183,8
	<i>Hypostomus ancistroides</i>	Detritívora	14	10,7
R82	<i>Aspidoras fuscoguttatus</i>	Insetívora aquática	33	15,9
	<i>Astyanax altiparanae</i>	Algívora	13	42,3
	<i>Hypostomus ancistroides</i>	Detritívora	31	101,2
	<i>Piabina argentea</i>	Insetívora aquática	35	44,3
	<i>Poecilia reticulata</i>	Detritívora	77	11
R85	<i>Astyanax altiparanae</i>	Onívora	15	86,2
	<i>Geophagus brasiliensis</i>	Insetívora aquática	20	254,8
	<i>Poecilia reticulata</i>	Detritívora	81	15,8
R88	<i>Aspidoras fuscoguttatus</i>	Insetívora aquática	23	15,8
	<i>Astyanax altiparanae</i>	Insetívora aquática	62	234,6
	<i>Astyanax fasciatus</i>	Algívora	16	61,6
	<i>Parodon nasus</i>	Algívora	13	67,8
	<i>Phalloceros harpagos</i>	Detritívora	21	4
R89	<i>Geophagus brasiliensis</i>	Insetívora aquática	18	126,9
	<i>Poecilia reticulata</i>	Insetívora aquática	350	63,5
R90	<i>Aspidoras fuscoguttatus</i>	Insetívora aquática	14	15,1
R91	<i>Aspidoras fuscoguttatus</i>	Insetívora aquática	11	5,5
	<i>Phalloceros harpagos</i>	Detritívora	13	2,8
	<i>Poecilia reticulata</i>	Insetívora aquática	62	7,3
R92	<i>Aspidoras fuscoguttatus</i>	Insetívora aquática	17	13
	<i>Geophagus brasiliensis</i>	Insetívora aquática	31	244,3

	<i>Oligosarcus pinto</i>	Insetívora aquática	12	26,1
	<i>Phalloceros harpagos</i>	Detritívora	26	5,5
	<i>Piabina argentea</i>	Insetívora aquática	34	24,8
R94	<i>Astyanax altiparanae</i>	Insetívora aquática	21	81,7
	<i>Geophagus brasiliensis</i>	Insetívora aquática	49	153,6
	<i>Poecilia reticulata</i>	Detritívora	41	7,7
R95	<i>Astyanax altiparanae</i>	Insetívora aquática	87	408,2
	<i>Corydoras aeneus</i>	Insetívora aquática	11	21,6
	<i>Gymnotus sylvius</i>	Insetívora aquática	13	203,6
	<i>Poecilia reticulata</i>	Detritívora	377	75,3

ANEXO 2

Riachos NSIM	Espécies	Guildas	Abundância	Biomassa
R1	<i>Astyanax altiparanae</i>	Herbívora	11	127
	<i>Corydoras aeneus</i>	Detritívora	21	71
	<i>Cyphocharax vanderi</i>	Detritívora	12	112,5
	<i>Piabina argentea</i>	Insetívora aquática	12	7,8
R5	<i>Astyanax fasciatus</i>	Herbívora	10	43,2
R6	<i>Astyanax altiparanae</i>	Insetívora aquática	47	345,7
	<i>Astyanax fasciatus</i>	Insetívora terrestre	14	37,3
R7	<i>Astyanax altiparanae</i>	Insetívora aquática	58	238,5
	<i>Serrapinnus notomelas</i>	Insetívora aquática	17	6,1
R9	<i>Hemigrammus marginatus</i>	Insetívora terrestre	15	10,8
R10	<i>Astyanax altiparanae</i>	Herbívora	44	243,7
	<i>Cyphocharax vanderi</i>	Detritívora	17	116,3
	<i>Oligosarcus pintoii</i>	Insetívora terrestre	20	43,1
	<i>Piabina argentea</i>	Herbívora	21	22
R11	<i>Astyanax altiparanae</i>	Herbívora	42	572,9
	<i>Pimelodella avanhandavae</i>	Insetívora aquática	10	32,6
	<i>Steindachnerina insculpta</i>	Detritívora	13	288,7
R14	<i>Aspidoras fuscoguttatus</i>	Insetívora aquática	23	10,6
	<i>Astyanax altiparanae</i>	Insetívora terrestre	11	31,6
	<i>Poecilia reticulata</i>	Detritívora	66	10,1
R16	<i>Characidium zebra</i>	Insetívora aquática	22	32,4
	<i>Hypostomus</i> sp.	Detritívora	56	272
	<i>Piabina argentea</i>	Insetívora aquática	33	35,7
R17	<i>Astyanax altiparanae</i>	Herbívora	22	135,6
	<i>Astyanax fasciatus</i>	Herbívora	21	80,5
	<i>Oligosarcus pintoii</i>	Insetívora terrestre	19	37,8
R18	<i>Astyanax altiparanae</i>	Insetívora terrestre	60	607
	<i>Astyanax fasciatus</i>	Insetívora terrestre	17	48,5
	<i>Oligosarcus pintoii</i>	Insetívora terrestre	31	34,9
	<i>Poecilia reticulata</i>	Detritívora	31	4

R19	<i>Aspidoras fuscoguttatus</i>	Insetívora acuática	46	150
R21	<i>Astyanax altiparanae</i>	Herbívora	11	37,4
	<i>Astyanax fasciatus</i>	Insetívora terrestre	23	51,7
	<i>Hypostomus</i> sp.	Detritívora	20	38,5
	<i>Poecilia reticulata</i>	Detritívora	26	4,3
R22	<i>Aspidoras fuscoguttatus</i>	Insetívora acuática	42	14,6
	<i>Astyanax altiparanae</i>	Herbívora	16	57,4
	<i>Oligosarcus pintoii</i>	Insetívora terrestre	28	42,8
	<i>Poecilia reticulata</i>	Detritívora	42	8,2
R25	<i>Astyanax altiparanae</i>	Insetívora terrestre	11	32,7
	<i>Knodus moenkhausii</i>	Insetívora terrestre	33	18,7
R27	<i>Astyanax altiparanae</i>	Insetívora terrestre	18	84,3
	<i>Astyanax fasciatus</i>	Insetívora terrestre	24	49,5
	<i>Knodus moenkhausii</i>	Insetívora acuática	29	11,2
R29	<i>Aspidoras fuscoguttatus</i>	Insetívora acuática	36	16
R33	<i>Astyanax altiparanae</i>	Herbívora	14	91,3
	<i>Poecilia reticulata</i>	Detritívora	97	7,9
R38	<i>Astyanax fasciatus</i>	Insetívora acuática	12	32,2
R42	<i>Astyanax altiparanae</i>	Herbívora	19	141,1
R44	<i>Astyanax altiparanae</i>	Insetívora terrestre	13	118,3
	<i>Knodus moenkhausii</i>	Insetívora terrestre	64	30,4
R47	<i>Aspidoras fuscoguttatus</i>	Insetívora acuática	14	8,5
	<i>Knodus moenkhausii</i>	Insetívora terrestre	35	31,7
R48	<i>Astyanax altiparanae</i>	Insetívora terrestre	46	214,2
	<i>Knodus moenkhausii</i>	Insetívora acuática	74	21,9
R49	<i>Poecilia reticulata</i>	Insetívora acuática	23	2,2
R53	<i>Astyanax altiparanae</i>	Insetívora terrestre	79	125,9
R57	<i>Imparfinis schubarti</i>	Insetívora acuática	19	10,7
R59	<i>Astyanax altiparanae</i>	Herbívora	420	1573,1
	<i>Satanoperca pappaterra</i>	Detritívora	16	197,3

R60	<i>Astyanax altiparanae</i>	Herbívora	15	94,9
	<i>Poecilia reticulata</i>	Insetívora aquática	12	0,6
R63	<i>Astyanax paranae</i>	Herbívora	14	120,7
	<i>Hypostomus ancistroides</i>	Detritívora	39	115,4
	<i>Rhamdia quelen</i>	Insetívora aquática	11	272
R64	<i>Astyanax altiparanae</i>	Insetívora terrestre	77	124,6
R67	<i>Astyanax altiparanae</i>	Insetívora terrestre	16	1112,2
	<i>Hypostomus sp.</i>	Detritívora	12	36
R68	<i>Astyanax altiparanae</i>	Onívora	17	65,2
	<i>Characidium zebra</i>	Insetívora aquática	23	37,7
	<i>Gymnotus sylvius</i>	Insetívora aquática	19	147,1
	<i>Hemigrammus marginatus</i>	Insetívora aquática	25	8,3
	<i>Hypostomus ancistroides</i>	Detritívora	15	60,8
	<i>Parodon nasus</i>	Detritívora	22	138,4
	<i>Piabina argentea</i>	Insetívora aquática	19	9,3
	<i>Serrapinnus heterodon</i>	Insetívora aquática	32	7,5
	<i>Serrapinnus notomelas</i>	Detritívora	21	6,1
	<i>Steindachnerina inculpta</i>	Detritívora	16	68,4
R69	<i>Astyanax paranae</i>	Insetívora terrestre	64	90,3
R70	<i>Astyanax altiparanae</i>	Insetívora terrestre	25	97,4
	<i>Astyanax fasciatus</i>	Insetívora terrestre	17	64,2
	<i>Characidium zebra</i>	Insetívora aquática	13	13,2
	<i>Hypostomus ancistroides</i>	Detritívora	32	58
	<i>Piabina argentea</i>	Insetívora terrestre	25	13,7
R72	<i>Aspidoras fuscoguttatus</i>	Insetívora aquática	11	7,6
	<i>Poecilia reticulata</i>	Detritívora	27	4,1
R74	<i>Poecilia reticulata</i>	Detritívora	258	34,3
R78	<i>Astyanax fasciatus</i>	Onívora	18	100,4
	<i>Piabina argentea</i>	Insetívora aquática	25	33,2
	<i>Poecilia reticulata</i>	Detritívora	17	4
R84	<i>Hisonotus francirochai</i>	Detritívora	11	3,2
	<i>Hypostomus ancistroides</i>	Detritívora	17	16,7
	<i>Phalloceros harpagos</i>	Insetívora aquática	11	1,6
	<i>Piabina argentea</i>	Insetívora aquática	25	17,2

R87	<i>Astyanax altiparanae</i>	Onívora	13	4,2
------------	-----------------------------	---------	----	-----

Autorizo a reprodução xerográfica para fins de pesquisa

São José do Rio Preto, 20/03/2012

Assinatura